

Estudio técnico de caracterización del perfil de nutrientes de la rambla del Albuñón y su relación con la EDAR Torre Pacheco



Autores:

Pedro Fernández Molina; Pedro José Martínez Fernández; Pompeyo Iváñez Miralles; Aurora Conesa Sánchez; José Luis Angosto Soto; María Gloria Lara Sánchez; Encarnación Mercader Ros

Junio de 2022

INDICE

1. Introducción	3
2. Caracterización de nutrientes en la rambla del Albuñón en el periodo de marzo a junio de 2022 y su relación con la EDAR Torre Pacheco	6
3. Patrón de nutrientes de las aguas de la rambla obtenido del Proyecto constructivo de balsas de desnitrificación mediante biorreactores en la cuenca vertiente del Mar Menor, del año 2020, cuyo promotor es la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente	18
4. Conclusiones	23
5. Referencias bibliográficas	24

1. INTRODUCCIÓN

Alrededor del 50% al 80% de las aguas residuales generadas a nivel mundial se descargan en cuerpos de agua, que son una de las principales causas de problemas ambientales, como problemas de salud en humanos y vida silvestre, eutrofización y emisiones de gases de efecto invernadero (IWA, 2018; Yang et al., 2019).

La contaminación de las reservas de agua dulce es una preocupación mundial y exige el tratamiento y la reutilización de las aguas residuales. De acuerdo con el punto 6.3 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas, la calidad global del agua mejorará para 2030 al limitar la descarga de aguas residuales sin tratar mediante un aumento sustancial en el reciclaje y la reutilización (UNDP, 2019).

El nitrógeno, el fósforo y el carbono se clasifican como macronutrientes necesarios para el crecimiento de las algas y forman la columna vertebral de las microalgas (Khan et al., 2018). La proporción de Redfield se considera óptima (106C:16N:1P) para el crecimiento de algas (Redfield, 1958).

Hasta ahora se ha escrito muy poco del papel que juegan los nutrientes orgánicos en el estado ambiental del Mar Menor. La ausencia de datos de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico en la columna de agua son preocupantes. Estos elementos juegan un papel clave, especialmente en periodos cálidos donde hay mayor actividad microbiológica. Leruste et al. (2019) trabajaron en las respuestas fisiológicas y de comportamiento de las comunidades de fitoplancton a la disponibilidad de nutrientes en laguna de Biguglia (Córcega) y concluyeron el cada vez más preocupante potencial de los nutrientes orgánicos para promover especies mixotróficas, algunas de las cuales son potencialmente dañinas. En esa misma línea establecen que sería importante cuantificar la disponibilidad de nutrientes orgánicos disueltos y su efecto sobre el crecimiento del fitoplancton y los modos tróficos. Esto debería vincularse con un estudio sobre la interacción entre el fitoplancton y bacterias, como la competencia por los nutrientes orgánicos e inorgánicos disponibles. El origen de estos nutrientes en la Laguna se debe a que durante el período turístico de verano, la población se duplica, lo que se traduce en una creciente presión antropogénica.

A nivel mundial, la gestión sostenible de las aguas residuales humanas es un problema que debe abordarse para restaurar y preservar los hábitats costeros sensibles en áreas altamente desarrolladas (Herren et al., 2021). Los cambios en el uso del suelo aguas arriba afectan al flujo de nutrientes en la descarga de aguas subterráneas a los sistemas costeros, que pueden ser relativamente difusos en comparación con los aportes superficiales de fuentes puntuales y, por lo tanto, pueden afectar áreas más grandes (Luijendijk et al., 2020).

Los seres humanos están aumentando la carga de N a tasas sin precedentes que ahora superan la sostenibilidad de los ecosistemas vitales de la tierra (Vitousek et al., 1997; Steffen et al., 2015) y la futura funcionalidad del sistema séptico en las áreas costeras se verá comprometida por el aumento del nivel del mar (Cox et al., 2019).

Indian River Lagoon (IRL) es un estuario poco profundo y angosto construido en barra que se extiende 251 km a lo largo de la costa este de Florida, el cual ha recibido enorme atención nacional por sus crisis distróficas y la degradación a nivel de ecosistema (Herren et al., 2021). En las últimas tres décadas, debido al rápido crecimiento del urbanismo, se han producido cambios muy significativos en el ecosistema en el IRL, tanto de macroalgas como de fitoplancton, con pérdidas catastróficas en la

cobertura de pastos marinos (Lapointe et al., 2015, 2020; Phlips et al., 2015; Morris et al., 2021), todos respaldados por concentraciones elevadas de nutrientes (Lapointe et al., 2015; 2020).

Múltiples estudios indican que las aguas residuales son una fuente importante de nutrientes disueltos y bacterias indicadoras fecales para el IRL y sus afluentes (Lapointe y Krupa, 1995; Lapointe et al., 2012, 2015, 2017; Barile, 2018).

Además, en las cuencas hidrográficas de IRL >90% del enriquecimiento de N en las aguas subterráneas se deriva de los sistemas sépticos (Horsley y Witten, Inc., 2000).

Herren et al. (2021) demuestran que el agua subterránea enriquecida a partir de aguas residuales es una fuente de nutrientes para las aguas superficiales adyacentes. Esto tiene implicaciones para la carga de nutrientes y la eutrofización, ya que la descarga submarina de aguas subterráneas es un mecanismo principal para el transporte de nutrientes y microbios a las aguas costeras.

Durante más de una década, las administraciones han considerado la lixiviación y la escorrentía de fertilizantes como la principal fuente de nutrientes impulsora del empeoramiento de la proliferación de algas en el IRL (Herren et al., 2021). En consecuencia, se han aprobado hasta 47 regulaciones del uso de fertilizantes desde 2011 en condados y municipios a lo largo de la IRL con el supuesto de que esto mejoraría significativamente la calidad del agua. Esfuerzos recientes han revelado que la prohibición del uso de fertilizantes en determinados periodos y el diseño del paisaje no tienen efectos significativos en las concentraciones de nutrientes del agua superficial en el IRL (Krimsky et al., 2021) y las concentraciones de toxinas en el agua superficial del IRL se han relacionado estrechamente con las concentraciones de nutrientes disueltos (Laureano-Rosario et al., 2021). Además, a pesar de las ordenanzas y las supuestas reducciones en la aplicación de fertilizantes, la calidad del agua, la proliferación de algas y la pérdida de pastos marinos han seguido empeorando (Phlips et al., 2015; Lapointe et al., 2020). En la última década, la contribución de los nutrientes de las aguas residuales de las fosas sépticas y las EDAR municipales envejecidas se han identificado reiteradamente como una fuente importante de carga de N en todo el IRL (Lapointe et al., 2012, 2015, 2017; Barile, 2018). Además, la investigación específica de Florida también ha demostrado que del 80 a 90% de los fertilizantes aplicados son absorbidos por los cultivos y llegando cantidades mínimas a las aguas subterráneas o superficiales (Hochmuth et al., 2009; Shaddox y Unruh, 2018). Los valores enriquecidos de $\delta^{15} \text{N-NO}_3^-$ y $\delta^{15} \text{N-NH}_4^+$ de las aguas subterráneas y superficiales observados en este estudio respaldan que los fertilizantes sintéticos no parecen ser una fuente importante de aporte de N. Además, se ha prohibido el uso de P en los fertilizantes de Florida, por lo que tampoco son una fuente importante de este nutriente en el área de estudio.

La Laguna de Nador (Marruecos) es muy similar a la del Mar Menor, con presiones parecidas (El Maharad et al., 2020). Las plantas de tratamiento de aguas residuales limítrofes a la laguna están subdimensionadas, con afecciones del efluente hacia la laguna, así como degradación microbiana anaeróbica (Giuliani et al., 2015).

Actuar y revertir el actual estado ambiental del Mar Menor requiere redefinir las presiones clave. Es por ello, que haya que utilizar otros modelos y definir el grado de afección de las aguas residuales en la laguna a través de sus tres vías de entrada: dimensionamiento de las depuradoras ribereñas, mal estado de la red de saneamiento y urbanizaciones y núcleos urbanos no conectados que vierten en pozos ciegos no estancos. En esta línea, es necesario hacer mención a la imposibilidad de las depuradoras para depurar el caudal de diseño, las necesidades variables en periodos vacaciones con

aumentos de población, y por tanto, aumento del volumen a tratar, episodios de lluvias, vaciados de tanques y problemas técnicos que suponen la parada técnica de la instalación, y el vertido de efluentes sin tratar.

En esta línea Cortés et al. (2012) establecen un modelo conceptual para evaluar las principales vías de descarga de nutrientes en un zona costera (Figura 1). Concretamente en la laguna costera Mar Menor, las aguas residuales no sólo son una contaminación puntual sino que forman parte de la contaminación difusa y escorrentía, debido al mal estado de la red de saneamiento y la presencia de pozos ciegos que por la acción del nivel piezométrico tan elevado, supone la entrada de este efluente a través de todo el frente costero.

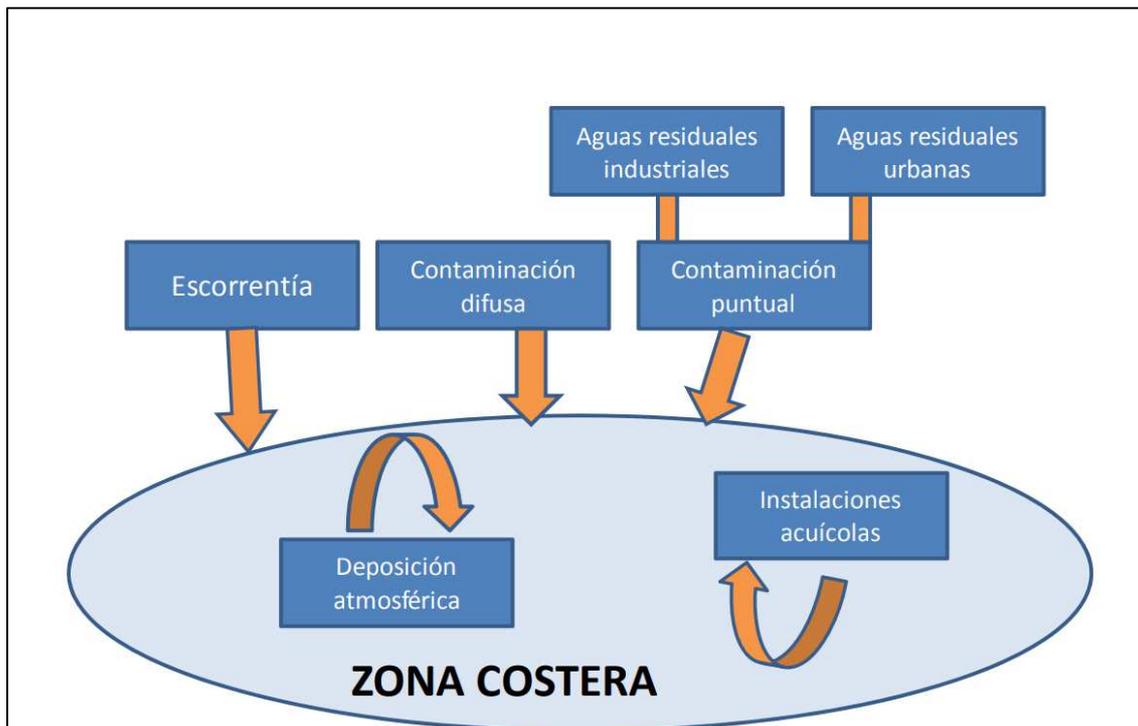


Figura 1. Esquema conceptual de las principales vías de descarga de nutrientes a la zona costera (Cortés et al., 2012).

La rambla del Albuñón es un cauce de agua no permanente con caudales fundamentalmente ligados a eventos tormentosos generados en la cuenca vertiente de 773 km² y a la elevación de los niveles piezométricos del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena. La inexistencia de una estación de aforo oficial hizo que las estimaciones de caudales y carga de nutrientes fueran aproximadas y basadas en modelos hidrológicos difíciles de calibrar con muy pocos datos de análisis. La puesta en marcha de una estación de aforo en tiempo real en noviembre de 2020, genera certidumbre respecto del volumen de agua drenado al Mar Menor a través de este cauce. A nivel estrictamente del contenido de nutrientes, los datos son escasos y poco rigurosos para predecir la entrada real de nutrientes, no sólo nitrato, a la Laguna, especialmente en episodios de lluvias.

La entrada de agua dulce al Mar Menor a través de esta rambla en el año 2021 ha sido de 4,5 hm³ y en los primeros cuatro meses de este año 2022 ha sido de 5,1 hm³ (CHS, 2022). En tan solo un tercio del año se han superado las cifras de todo el año anterior. Estos datos confirman la importancia que supone esta vía de entrada de agua en la dulcificación del Mar Menor, con valores de 39,45 PSU de

salinidad el 27 de abril de 2022 (www.canalmarmenor.es), valor este muy lejos de sus máximos entorno a los 46 PSU.

Los recientes datos publicados en el Proyecto constructivo de balsas de desnitrificación mediante biorreactores en la cuenca vertiente del Mar Menor, del año 2020, pendiente de iniciar las obras, cuyo promotor es la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente aporta datos relevantes sobre el patrón de nutrientes de las aguas de la rambla.

El objetivo de este trabajo preliminar, que ha de servir de embrión de otros más completos de toda la cuenca vertiente, es el de caracterizar la cantidad de nutrientes disueltos en el agua y contaminantes, su variación en periodos de lluvia y la relación con vertidos de la EDAR de Torre Pacheco, en los primeros 6 meses del año 2022.

2. Caracterización de nutrientes en la rambla del Albujión en el periodo de marzo a junio de 2022 y su relación con la EDAR Torre Pacheco.

La EDAR de Torre Pacheco tiene una población 18427 habitantes equivalentes. Tiene una capacidad actual de 2,1 hm³/año. La tecnología que aplica consta de fangos activos, aireación prolongada, coagulación, floculación, filtro de anillas y desinfección ultravioleta (Esamur, 2022). Según esta misma fuente a la salida de la depuradora el valor de DQO y DBO₅ son de 27 y 3 mg/L, respectivamente (Figura 1).

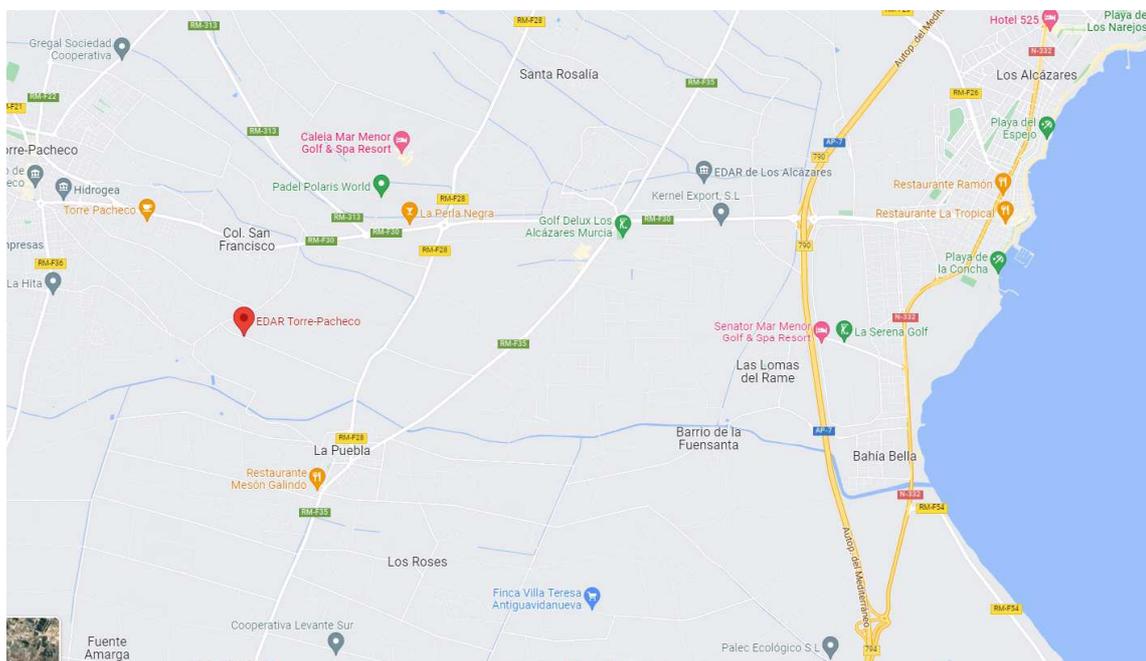


Figura 1. Localización de la EDAR Torre Pacheco.

La Figura 2 representa el registro de la lluvia diaria de todo el año 2022, hasta mediados de junio que es cuando termina la recogida inicial de datos, en la Estación del SIAM de Torre Pacheco, cuyo código de estación es TP42.

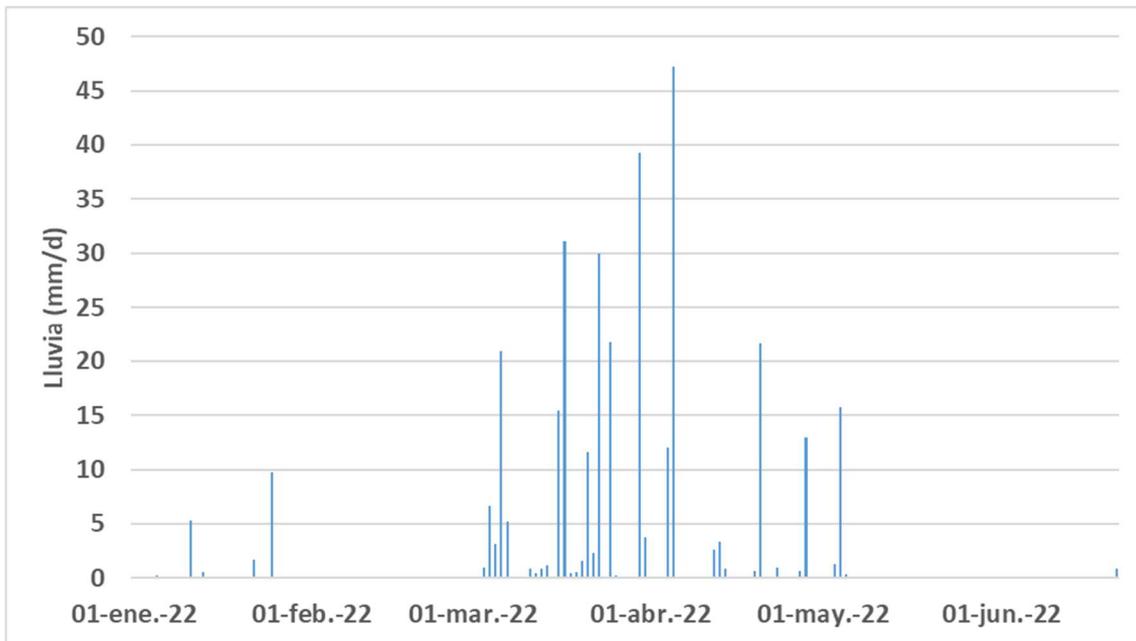


Figura 2. Registros de lluvia en la estaci3n clim3tica de Torre Pacheco (TP42) en el a3o 2022.

El episodio de lluvia m3s intensa se produjo el 05 de abril de 2022, con 47 mm/d3a. Entre los meses de marzo y abril, 19 de los 61 d3as valorados se produjo lluvia en el municipio de Torre Pacheco, con un total de 310 mm. En el acumulado mensual, marzo es el mes m3s lluvioso, con casi 200 mm. (Figura 3).

La estaci3n de aforo de la desembocadura de la rambla del Albuji3n midi3 en el periodo de 1 de marzo a 30 de abril de 2022 una cantidad de agua drenada al Mar Menor de 4,7 hm³ (CHS, 2022).

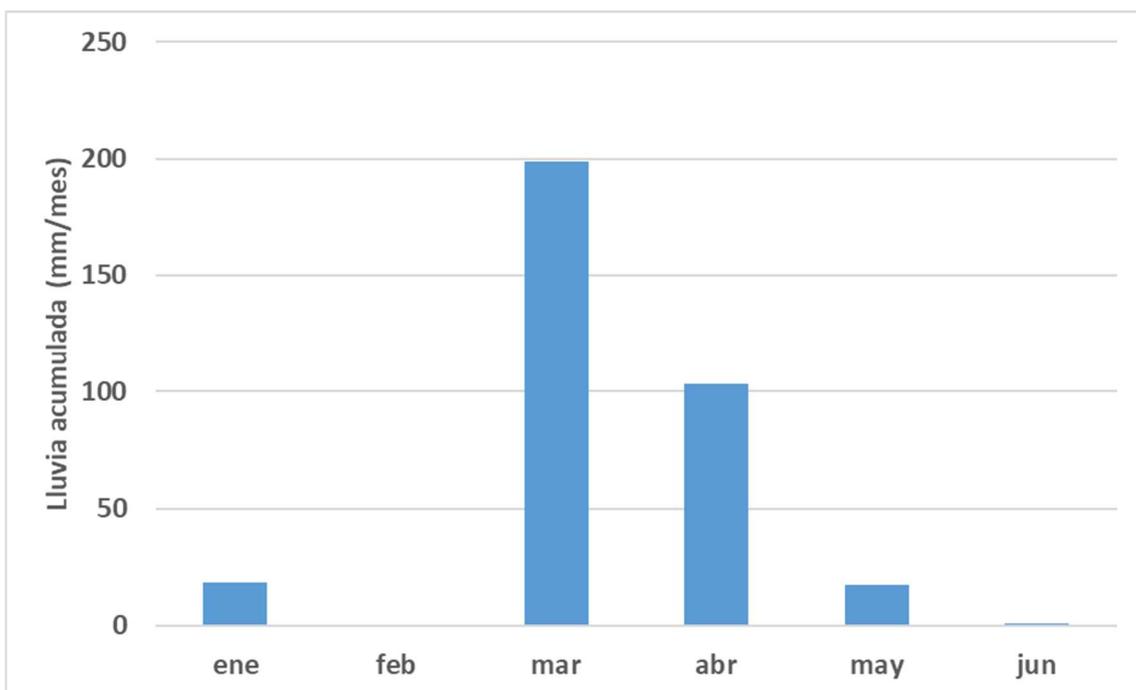


Figura 3. Medias mensuales de lluvia acumulada (mm/mes) en la estaci3n clim3tica de Torre Pacheco (TP41) en el periodo del a3o 2022.

La figura 4 muestra el caudal de agua aforado en la desembocadura de la rambla del Albuji3n, desde el inicio del a3o hasta el final de la toma de datos, que coincide con el 23 de junio de 2022. El pico m3ximo se detect3 el 5 de abril con un valor de m3s de 4000 L/s. Hasta primeros de marzo el agua aforada se corresponde con el flujo base, es decir, agua del ac3ifero cuaternario y drenajes agr3colas, con valores promedios inferiores a 100 L/s.

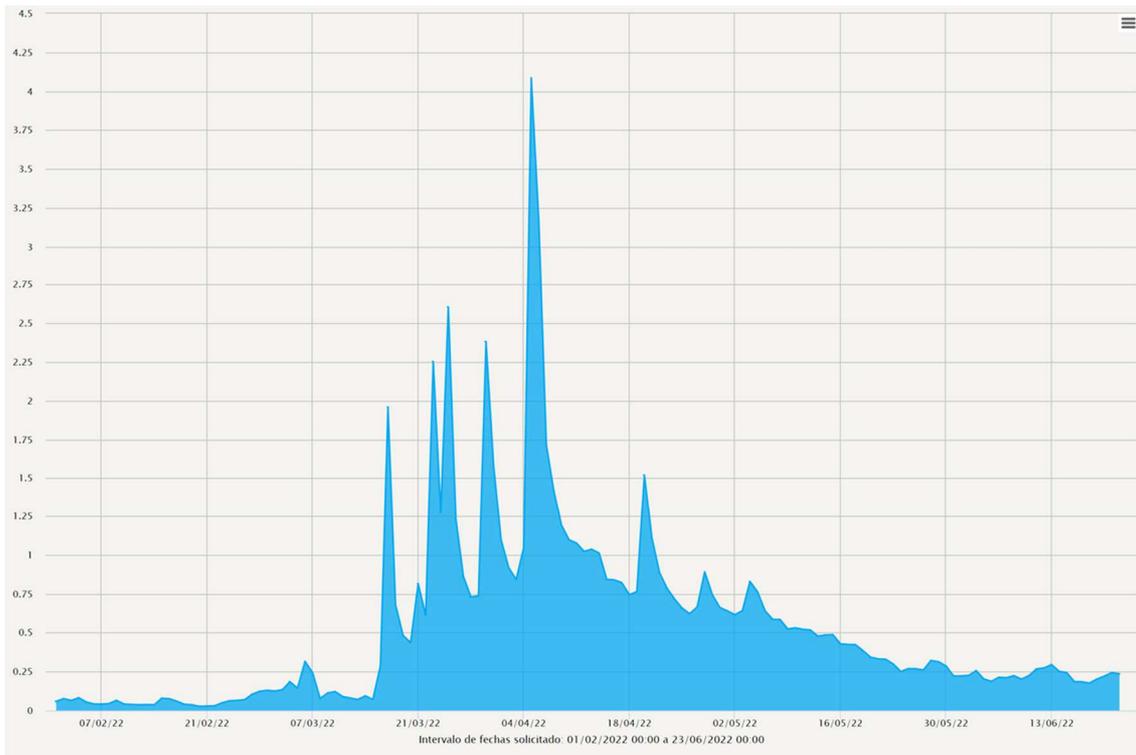


Figura 4. Caracterizaci3n de los diferentes episodios de lluvia en el periodo analizado en la desembocadura de la rambla del Albuji3n (CHS, 2022). Los datos se expresan en m³/s.

El procedimiento de muestreo consisti3 en la toma de muestras tanto en la EDAR Torre Pacheco como en la desembocadura de la rambla del Albuji3n. Esta etapa del proyecto fue realizado por tres laboratorios diferentes con metodol3gias acreditadas por ENAC.

Para la consecuci3n del buen estado o buen potencial en las masas de agua receptoras implican unos niveles m3nimos de calidad fisicoqu3mica establecidos en el RD 817/2015, de 11 de septiembre, para el agua en la masa, de acuerdo con la relaci3n siguiente (Esquemas de Temas Importantes, 2020) (Tabla 1).

Tabla 1. Límites para el buen estado/potencial de calidad fisicoquímica. Fuente: RD 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.

Parámetro	Límites para el buen estado/potencia
Oxígeno disuelto	≥ 5 mg/L O ₂
Tasa de saturación de Oxígeno	60-120%
pH	6-9
DBO ₅	≤ 6 mg/L O ₂
Nitrato	≤ 25 mg/L NO ₃ ⁻ ($\leq 5,7$ mg/L N-NO ₃)
Amonio	≤ 1 mg/L NH ₄ ($\leq 0,8$ mg/L N-NH ₄)
Fosfato	$\leq 0,4$ mg/L PO ₄ ($\leq 0,13$ mg/L P-PO ₄)

Los valores de buen indicador fisicoquímico deben alcanzarse en la masa de agua tras el proceso de autodepuración que éstas tienen de los vertidos que reciben. Sin embargo, en las masas de agua en las que el caudal circulante es escaso en comparación con el del vertido (situación de muchas masas de agua de la demarcación del Segura) esta capacidad de autodepuración es escasa y para conseguir el cumplimiento de los límites del buen estado en las masas de agua, resulta preciso en muchos casos tratamientos más exigentes que aquellos que serían necesarios por la Directiva 91/271/CEE (Esquemas de Temas Importantes, 2020).

En el caso particular de los fosfatos, el buen estado de la masa implica un contenido inferior a 0,4 mg/L, lo que equivale a 0,13 mg/L de fósforo total, una vez que la totalidad del fósforo orgánico ha pasado a forma de fosfatos (Esquemas de Temas Importantes, 2020).

En el caso de tramos fluviales en los que el caudal circulante procede en su mayor parte del efluente de las EDARs, esta concentración máxima es muy limitante y resulta muy inferior a los valores límite de emisión establecidos en la legislación europea. que son de 2 mg/l en EDARs para población de entre 10.000 y 100.000 h.e. y 1 mg/l en superiores. Este requerimiento de un mayor grado de depuración, es recogido con carácter general en las autorizaciones de vertido, que no sólo se otorgan teniendo en cuenta los requerimientos de la legislación europea, sino también los necesarios para no impedir el buen estado en las masas de agua receptora (Esquemas de Temas Importantes, 2020).

Según el punto 2 del artículo 46 del Esquema de Temas Importantes para el periodo 2021-2027 de la CHS, que de acuerdo con lo establecido en el Programa de Medidas del Plan Hidrológico se establecen los siguientes objetivos principales en relación con el tratamiento y vertido de aguas depuradas a cauces naturales:

a) Alcanzar el vertido cero de aguas sin adecuado tratamiento al Mar Menor.

b) Asegurar un tratamiento de desnitrificación-nitrificación en aquellas EDARs de la demarcación con vertido a cauce público que traten más de 250.000 m³/año, que haga que el nivel de amonio en la masa de agua superficial a la que viertan no supere 1 mg/l y el nivel de nitratos los 25 mg/l, para el 31 de diciembre de 2027.

c) Asegurar un tratamiento de depuración con eliminación de fósforo en aquellas EDARs de la demarcación con vertido a cauce público que traten más de 250.000 m³ /año, que haga que el nivel de fósforo total en las siguientes masas de agua superficiales no supere 0,13 mg/l (0,40 mg/l de fosfatos) antes del 31 de diciembre de 2027, y que viertan a los cauces siguientes:

i. Río Segura aguas abajo de Contraparada

ii. Río Guadalentín aguas abajo de Puentes.

iii. Rambla del Albuñón.

iv. Río Mula aguas abajo de la presa de La Cierva.

v. Arroyo Tobarra.

vi. Río Alhárabe, Benamor y Moratalla.

La siguiente tabla recoge los valores de diferentes parámetros recogidos en el aliviadero de la EDAR de Torre Pacheco, de coordenadas UTM-X: 682336 y UTM-Y: 4177063. Dicha tabla recoge los límites máximos establecidos por la Directiva del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas y se diferencia entre días de lluvia y días sin lluvia.

Los resultados ponen de manifiesto la enorme variabilidad de los parámetros analizados en función del día muestreado e incluso la hora dentro de un mismo día. El factor lluvia es otro factor que incide claramente en la calidad del efluente. La entrada de cantidad de agua pluvial a la depuradora probablemente desborda la capacidad de tratamiento máxima, que no necesariamente requiere de episodios muy intensos de lluvia, y se produce el alivio del agua pluvial más la residual no tratada. La propia Directiva define las aguas residuales urbanas como *las aguas residuales domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de corriente pluvial*.

Los datos confirman el vertido de nutrientes a la rambla del Albuñón (masa de agua receptora) como nitrógeno en forma de amonio y nitrato, fósforo en forma inorgánica y orgánica, materia orgánica, bacterias fecales y otros contaminantes como hidrocarburos, detergentes iónicos, aceites y grasas.

Los límites de vertidos conforme a los límites definidos por la Directiva de aguas residuales son superados, con creces, en diferentes muestreos, especialmente en episodios de lluvia, como se ha descrito anteriormente.

En las fotografías siguientes se detalla, a modo de ejemplo, dos días de vertido por la EDAR de Torre Pacheco a la rambla del Albuñón.



Foto 1. Aliviadero EDAR Torre Pacheco el día 4 de marzo de 2022.



Foto 2. Aliviadero EDAR Torre Pacheco el día 16 de marzo de 2022.

Tabla2. Parámetros medidos en la EDAR Torre Pacheco en diferentes días del periodo de muestreo del año 2022.

Parámetro	04/03/22 (L)	16/03/22 (L) mañana	16/03/22 (L) tarde	17/03/22 (L) mañana	13/04/22 (L)	22/4/22	Directiva 271/91/CEE
Amonio (mg N/L)	5,10	0,47	16,05	4,85	9,1	1,6	-
Nitratos (mg N/L)	0,25	1,78	0,16	1,93	0,03	4,5	-
Nitrógeno total (mg N/L) ¹	5,35	2,25	16,21	6,78	9,13	6,1	15
Fosfatos (mg PO ₄ ³⁻ /L)	2,52	1,59	0,86	0,45	<LQ	<LQ	-
Fósforo total (mg P/L)	17,68	1,40	7,58	1,49	3,26	0,79	2
DBO ₅ (mg/L O ₂)	nd	<10	400	40	nd	nd	25
DQO (mg/L O ₂)	nd	24,9	753	131	nd	nd	125
Aceites y grasas (mg/L)	nd	<1	86	15,9	nd	nd	-
Detergentes Tensioactivos iónicos (mg LAS/L)	nd	0,71	2,98	0,92	nd	nd	-
Carbono orgánico (mg C/L)	522	29	7	6	nd	nd	-
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	2,4×10 ³	100	>8×10 ⁴	>8×10 ⁴	2,4×10 ³	2,4×10 ³	-
Hidrocarburos (mg/L)	nd	<1	<1	1,19	nd	nd	-
Conductividad eléctrica (dS/m)	0,72	2,93	1,16	0,55	4,04	3,57	-

¹ Nitrógeno total expresado como la suma del nítrico y amoniacal.

n.d.: no dato

LQ: Límite mínimo de cuantificación analítica

L: Día de lluvia

Tabla3. Parámetros medidos en la EDAR Torre Pacheco en diferentes días del periodo de muestreo del año 2022 (continúa).

Parámetro	09/05/22	30/05/22	16/06/22	Directiva 271/91/CEE
Amonio (mg N/L)		0,36	0,26	-
Nitratos (mg N/L)		2,6	2,47	-
Nitrógeno total (mg N/L) ¹		2,96	2,73	15
Fosfatos (mg PO ₄ ³⁻ /L)		<LQ	<LQ	-
Fósforo total (mg P/L)		<LQ	3,62	2
DBO ₅ (mg/L O ₂)	nd	nd	nd	25
DQO (mg/L O ₂)	nd	nd	nd	125
Aceites y grasas (mg/L)	nd	nd	nd	-
Detergentes Tensioactivos iónicos (mg LAS/L)	nd	nd	nd	-
Carbono orgánico (mg C/L)	nd	nd	nd	-
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	2,4×10 ³	1,6×10 ⁴	2,3×10 ³	-
Hidrocarburos (mg/L)	nd	nd	nd	-
Conductividad eléctrica (dS/m)	nd	4,7	4,59	-

¹ Nitrógeno total expresado como la suma del nítrico y amoniacal.

n.d.: no dato

LQ: Límite mínimo de cuantificación analítica

L: Día de lluvia

En las siguientes gráficas se muestran los valores de los parámetros más significativos y de los que se disponen de mayor número de datos.

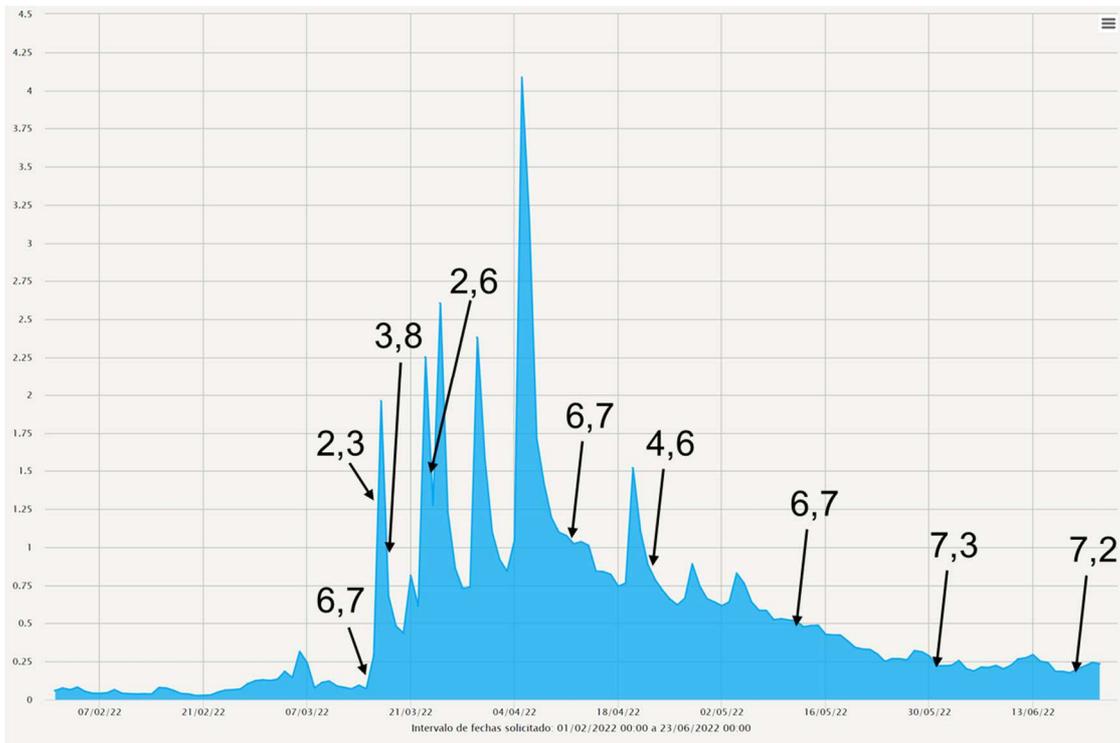


Figura 5. Análisis de la salinidad medida a través de la conductividad eléctrica (dS/m) en la desembocadura de la rambla del Albujión.

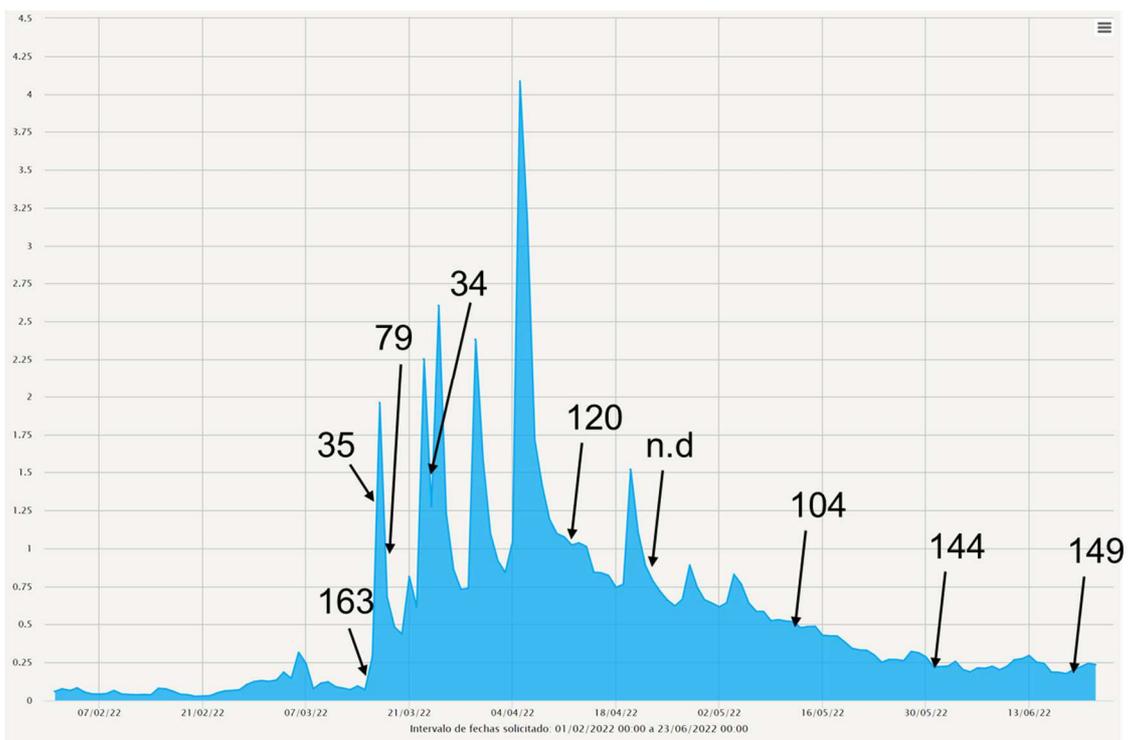


Figura 6. Análisis de nitrato (mg/L NO₃⁻) en la desembocadura de la rambla del Albujión.

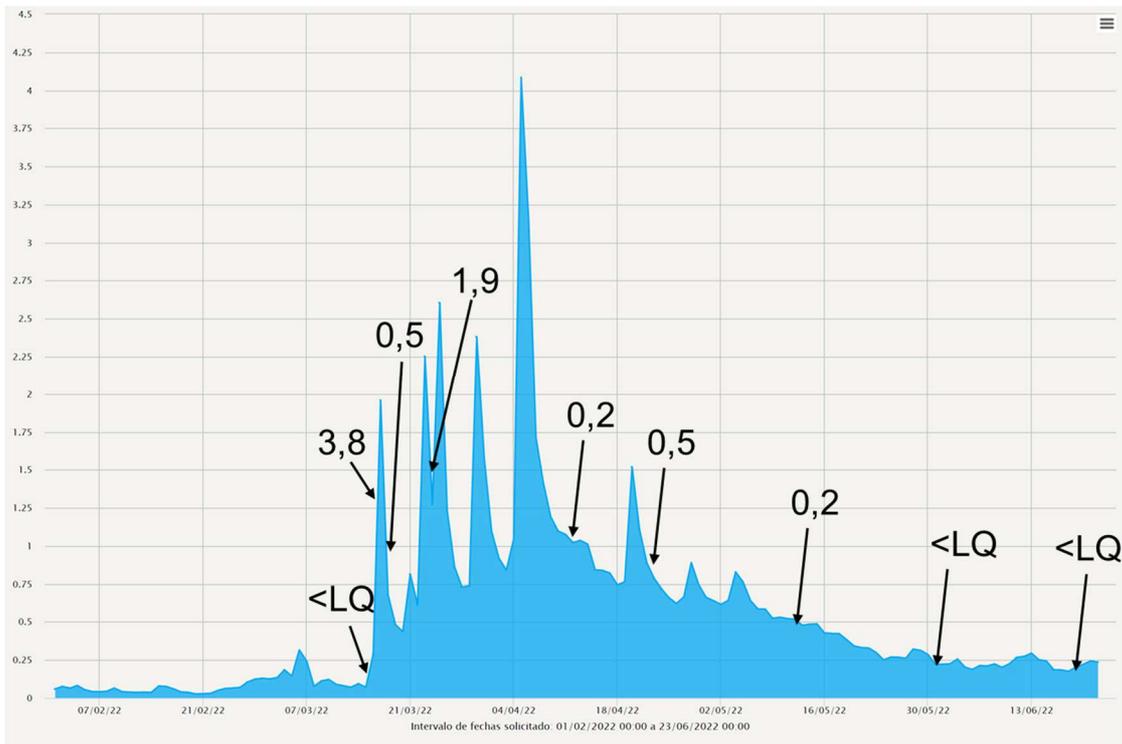


Figura 7. An3lisis de amonio (mg/L NH₄⁺) en la desembocadura de la rambla del Albuji3n. LQ: l3mite m3nimo de cuantificaci3n anal3tica.

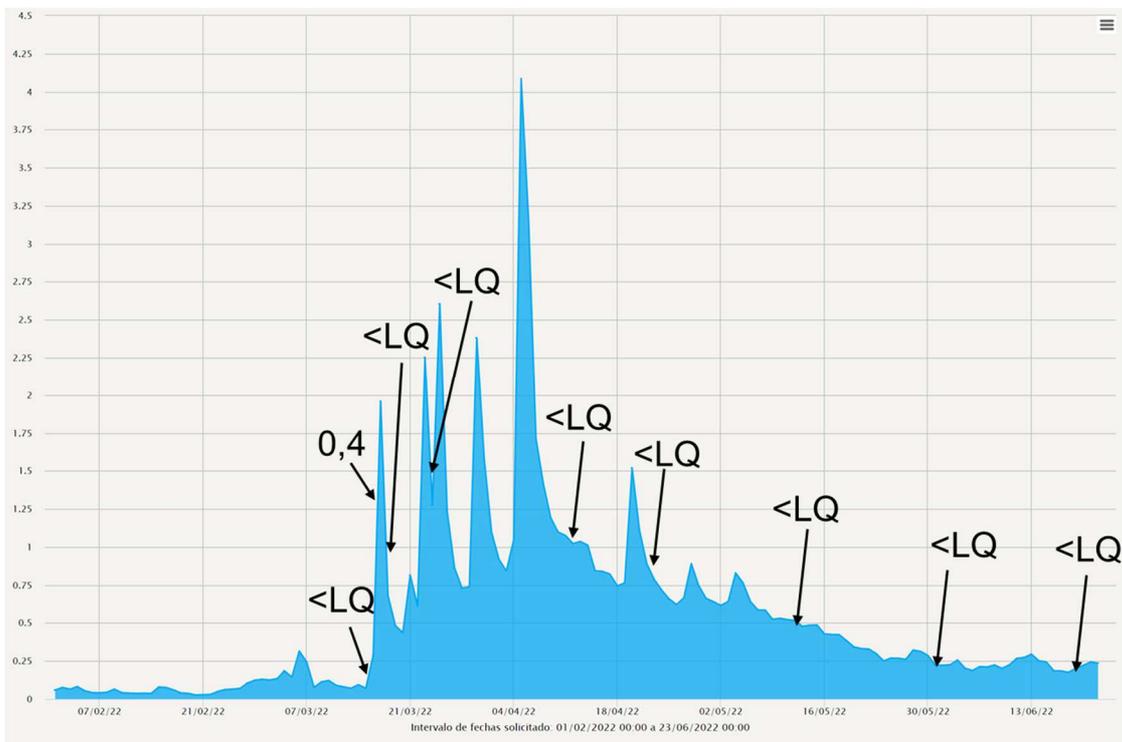


Figura 8. An3lisis de fosfatos (mg/L PO₄) en la desembocadura de la rambla del Albuji3n. LQ: l3mite m3nimo de cuantificaci3n anal3tica.

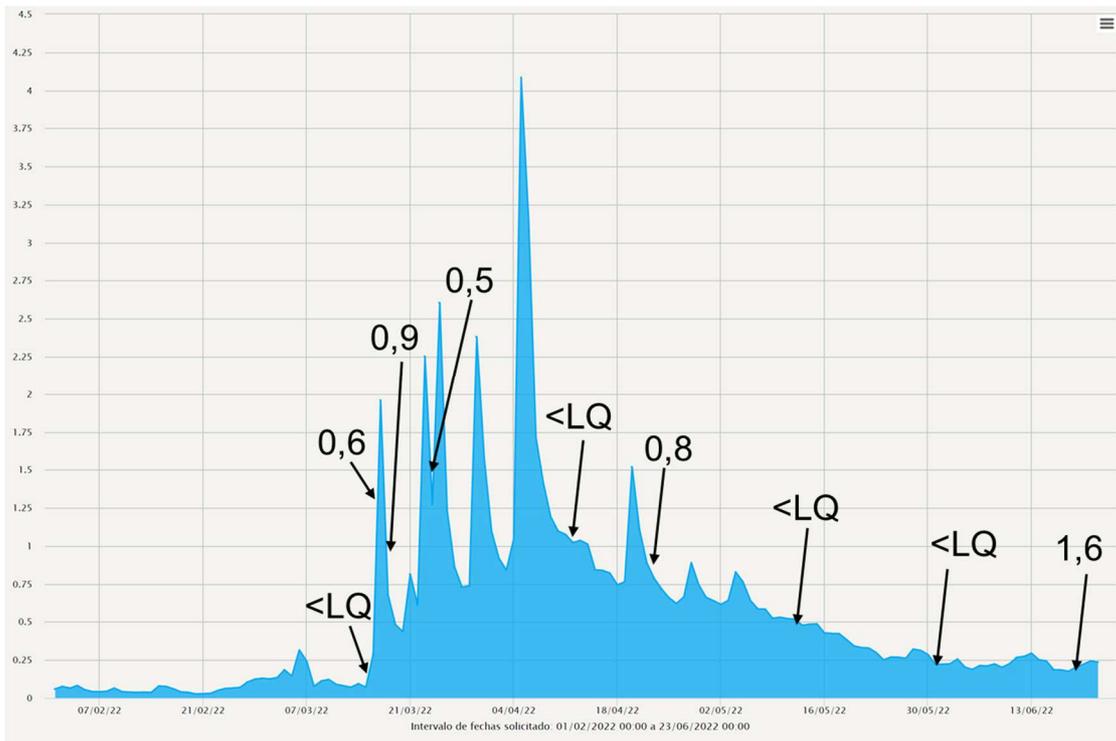


Figura 9. An3lisis de f3sforo total (mg/L P) en la desembocadura de la rambla del Albuji3n. LQ: l3mite m3nimo de cuantificaci3n anal3tica.

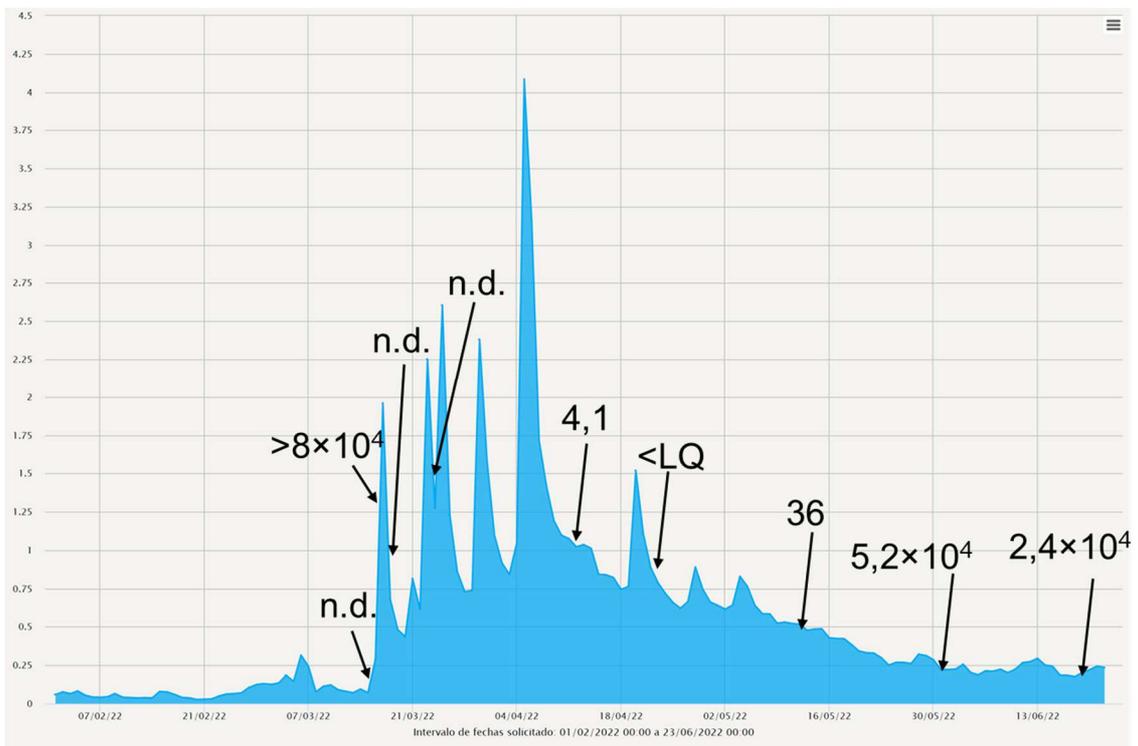


Figura 10. An3lisis de la bacteria fecal *Escherichia coli* (NMP/100 mL) en la desembocadura de la rambla del Albuji3n. LQ: l3mite m3nimo de cuantificaci3n anal3tica. Los l3mites superiores marcados por ">" se corresponde con el l3mite superior de cuantificaci3n.

Estas gráficas (Figuras 5 a 10) representan los valores de los parámetros analizados y su relación con el caudal. De esta manera podemos cuantificar con precisión la dimensión de la variable medida, pues se tiene en cuenta concentración y masa, dimensiones imprescindibles para determinar el riesgo de un determinado contaminante en el medio receptor.

Estos datos sirven para caracterizar el efluente que transcurre por la rambla del Albuñón. Existe un perfil en régimen estacionario y otro bien distinto en periodos de lluvia. Es imprescindible tener en cuenta, en el análisis de los diferentes parámetros, el factor de dilución que supone un episodio de lluvia y el aumento del caudal de descarga. En este sentido los diferentes gráficos ayudan al lector a su perfecta interpretación.

En régimen estacionario, es decir, sin lluvias, el agua de la rambla del Albuñón presenta una salinidad entre 6,5-7,3 dS/m (Figura 5). Presenta valores de nitrato elevados, propios del acuífero cuaternario que lo "alimenta" (Figura 6). No presenta ninguno del resto de nutrientes como amonio, fósforo y materia orgánica (Figuras 7 a 10), imprescindibles en el crecimiento de fitoplancton, según la siguiente tabla.

Tabla 4. Esquema de caracterización del crecimiento potencial de fitoplancton en la masa de agua Mar Menor en función del origen del agua y su composición.

Origen del agua	Nitrógeno	Fósforo	Otros nutrientes ¹	Crecimiento fitoplancton
Acuífero cuaternario	✓	✗	✗	✗
Aguas residuales	✓	✓	✓	✓

En periodos de lluvia, no necesariamente coincidentes con DANAs, la composición del efluente cambia. Por efecto de la dilución por la lluvia la salinidad desciende a valores medidos de 2,6 dS/m (Figura 5), y con ello los niveles de nitrato, 34 mg NO₃⁻/L (Figura 6).

En estos casos se produce la cuantificación de nutrientes como amonio, fósforo y materia orgánica medida a través de un indicador como es *E. coli* (Figuras 7 a 10).

Los análisis realizados en la EDAR de Torre Pacheco y en la desembocadura de la rambla del Albuñón ponen de manifiesto la estrecha relación entre vertido y efluente de dicho cauce. La magnitud del vertido, tanto en cantidad como en composición, en periodos de lluvia es capaz de modificar la estructura composicional del efluente en régimen estacionario. Estos datos no descartan la presencia de otros vertidos aguas arriba, pero que en cualquier caso serían de menor relevancia.

Este estudio se ha complementado con la realización de análisis en periodos estivales con aumento de población y en el resto del tiempo, para poder precisar la influencia que tienen este tipo de vertidos en el Mar Menor. Igualmente habría que extender este estudio al resto de depuradoras ribereñas que no han sido alcance de este trabajo.

3. Patrón de nutrientes de las aguas de la rambla obtenido del Proyecto constructivo de balsas de desnitrificación mediante biorreactores en la cuenca vertiente del Mar Menor del año 2020, cuyo promotor es la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente.

El proyecto constructivo de balsas de desnitrificación mediante biorreactores en la cuenca vertiente del Mar Menor tiene por objeto según el propio proyecto *de minimizar las entradas de nitratos al Mar Menor por los aportes superficiales que discurren por las ramblas de El Albuñón y el canal de drenaje D7, que se encarga la redacción del presente proyecto constructivo de balsas de desnitrificación mediante el sistema de biorreactores con madera de cítricos procedente de podas, que podrían eliminar en torno al 70%-80% de los nitratos de esas aguas en función de las diferentes épocas del año.*

El autor del trabajo no descarta, a partir de los análisis realizados, el origen de vertidos de aguas residuales. En el encuadre medioambiental establece que *se considera que tampoco podría asumirse como una instalación de tratamiento de depuración de aguas residuales en el concepto en el que se interpreta por la Ley 21/2013 de Evaluación de Impacto Ambiental, ya que el origen de las aguas es diverso no pudiendo asimilarse a un origen de agua residual urbana doméstica o industrial. Aunque se realiza un tratamiento del agua, mediante un proceso biológico, el origen del agua no puede considerarse como residual. Si bien podría asumirse que una parte del flujo superficial circulante pueda derivar del alivio de alguna estación de tratamiento de aguas residuales, no se puede concebir el origen del agua como residual urbana, sino, en todo caso, y con las particularidades convenientes, como el tratamiento de un alivio o desbordamiento de dicho origen. Esta afirmación la confirma a su vez el contenido de DBO del agua circulante por el cauce, que es en la mayor parte de los ensayos disponibles inferior a 50 mg/l e incluso a 10 mg/l en gran parte de ellos, cuando el agua residual urbana suele llevar cargas por encima de los 400 mg/l. En todo caso si se tuviese que asumir algún **origen urbano**, que a falta de otros datos **no puede descartarse**, se trataría de un aporte parcial sobre el total del caudal circulante, que tiene otros orígenes (drenajes, nivel freático...). Tampoco podría asumirse como un agua residual industrial, en función de la definición establecida en la legislación aplicable.*

A partir de estas afirmaciones es importante destacar que los muestreos no son del propio aliviadero de la depuradora sino que es del agua circulante por la rambla, que en episodios de lluvia la carga contaminante va diluida. El autor NO DESCARTA la presencia de vertidos de aguas residuales.

Los análisis se han dividido en dos bloques: muestreos coincidentes con lluvia y muestreos sin lluvia. Se han obviado los informes analíticos que no incluyen coordenadas del muestreo.

En la siguiente figura se representa la lluvia medida en la estación de Torre Pacheco (TP42) para el periodo de muestreo.

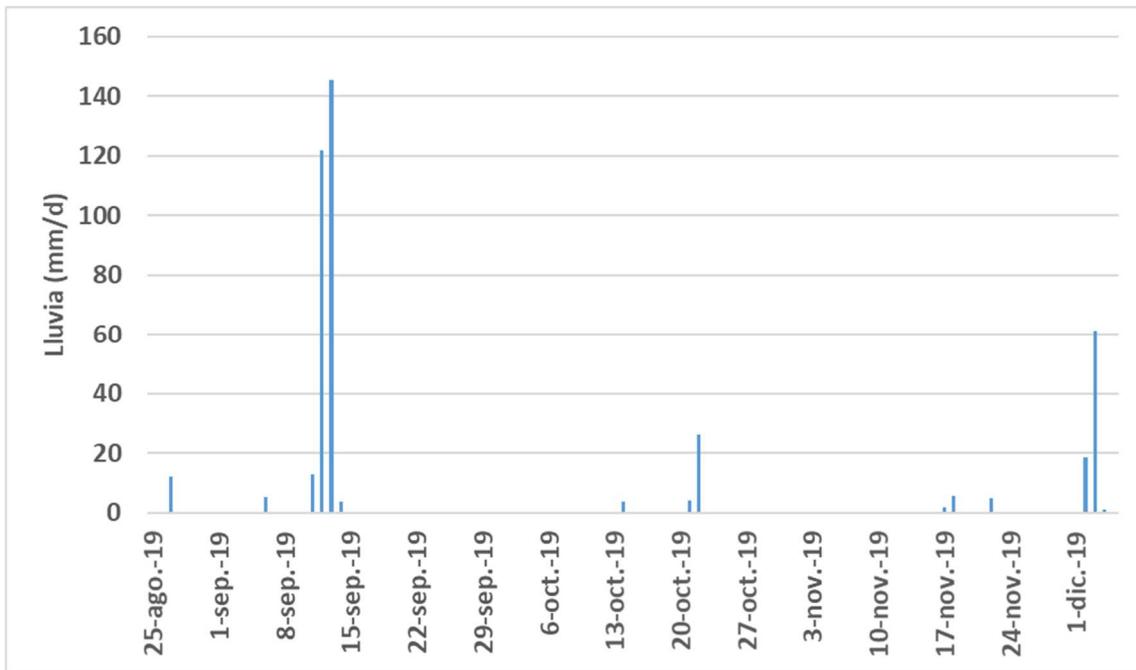


Figura 11. Registros de lluvia en la estaci3n climática de Torre Pacheco (TP42) en el periodo de muestreo del a3o 2019.

Los autores muestrearon la rambla del Albuji3n aguas arriba de la desembocadura del cauce al Mar Menor, seg3n se representa en la siguiente figura.



Figura 12. Mapa de puntos muestreados por los autores “Proyecto constructivo de balsas de desnitrificaci3n mediante biorreactores en la cuenca vertiente del Mar Menor”.

En la siguiente tabla se representan los parámetros medidos en periodo de lluvia. En este caso los valores de amonio y nitrato no se expresan como nitr3geno (N). El f3sforo se expresa en forma de P y no PO₄. Este cambio es importante tenerlo en cuenta para poder comparar con otros datos aportados en este informe.

Tabla 5. Parámetros medidos en diferentes puntos según los autores “Proyecto constructivo de balsas de desnitrificación mediante biorreactores en la cuenca vertiente del Mar Menor” coincidentes con días de lluvia.

Parámetro	27/08/19 ¹	27/08/19 ²	27/08/19 ³	28/08/19 ⁴	23/10/19 ⁵
Amonio (mg NH₄⁺/L)	12,22	21,03	13,05	0,45	1,72
Nitratos (mg NO₃⁻/L)	11,01	<LQ	<LQ	67,35	58,06
Nitrógeno total (mg N/L)	15,8	28,8	20,7	28,0	17,9
Fosfatos (mg P-PO₄³⁻/L)	1,67	2,49	1,43	0,37	<LQ
Fósforo total (mg P/L)	2,32	4,34	2,25	3,13	0,13
DBO₅ (mg/L O₂)	65	140	45	nd	nd
DQO (mg/L O₂)	185	390	129	nd	nd
Aceites y grasas (mg/L)	nd	nd	nd	<LQ	<LQ
Detergentes Tensioactivos iónicos (mg LAS/L)	nd	nd	nd	0,19	0,44
Carbono orgánico (mg C/L)	nd	nd	nd	nd	nd
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	nd	nd	nd	>10x10 ⁵	>8x10 ⁵
Hidrocarburos (mg/L)	nd	nd	nd	<LQ	<LQ
Conductividad eléctrica (dS/m)	0,58	0,74	0,65	1,93	4,63

¹ Código de ensayo: 132490. ² Código de ensayo: 132491. ³ Código de ensayo: 132492. ⁴ Código de ensayo: 132495. ⁵ Código de ensayo: 134263. nd: no dato. <LQ: Límite mínimo de cuantificación analítica.

Los datos de tabla 5 y 6 confirman los resultados obtenidos en el año 2022. En periodos de lluvia, de 12 hasta 121,9 mm/d hay vertidos de aguas residuales en la rambla del Albuñón. La presencia de amonio, fósforo y materia orgánica y otros contaminantes justo aguas arriba del aliviadero de la EDAR y en canal D-7 confirma vertidos de otras depuradoras, además de la EDAR Torre Pacheco. Todas las muestras son positivas a amonio y fósforo, elementos estos clave en el crecimiento de fitoplancton, y que en ningún caso es de origen agrícola. Ruiz et al. (2020) establecieron que el principal compuesto procedente de la actividad agrícola es el nitrato, debido a que es la fuente de nitrógeno más utilizada para los cultivos y tiene una alta solubilidad, no siendo retenido en el suelo a causa de su estructura química. El fosfato aplicado como fertilizante, además de utilizarse en dosis menores que el nitrato, queda retenido con facilidad en los suelos, por lo que su lixiviación es escasa. De hecho, el acuífero Cuaternario está fuertemente contaminado por nitrato pero no por fosfato. Esta diferencia es muy importante para identificar las fuentes de contaminación: aguas con elevado contenido en nitrato tienen fundamentalmente un origen agrícola y aguas con elevado contenido en fosfato provienen sobre todo de aguas residuales mal depuradas, lixiviados de granjas y estiércoles.

Tabla 6. Parámetros medidos en diferentes puntos según los autores “Proyecto constructivo de balsas de desnitrificación mediante biorreactores en la cuenca vertiente del Mar Menor” coincidentes con días de lluvia. (continuación).

Parámetro	03/12/19 ¹	03/12/19 ²
Amonio (mg NH ₄ ⁺ /L)	0,41	0,35
Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	11,72	12,17
Nitrógeno total (mg N/L)	20,2	20,7
Fosfatos (mg P-PO ₄ ³⁻ /L)	0,20	0,61
Fósforo total (mg P/L)	10,7	10,4
DBO ₅ (mg/L O ₂)	nd	nd
DQO (mg/L O ₂)	nd	nd
Aceites y grasas (mg/L)	nd	nd
Detergentes Tensioactivos iónicos (mg LAS/L)	nd	nd
Carbono orgánico (mg C/L)	nd	nd
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	nd	nd
Hidrocarburos (mg/L)	nd	nd
Conductividad eléctrica (dS/m)	0,41	0,41

¹Código de ensayo: 135681. ²Código de ensayo: 135683. nd: no dato.

En la siguiente tabla se representan los parámetros medidos en periodo de no lluvia. Los datos confirma la ausencia de amonio y niveles por debajo del límite de cuantificación o muy bajos de fosfatos y fósforo. Existen trazas puntuales de otros contaminantes como detergentes iónicos y *Escherichia coli* en concentraciones muy bajas. Los análisis del 15 de octubre podrán confirmar el vertido del rechazo de uno o varias desalobradoras, a tenor de los valores de salinidad y nitrato.

Este paquete de análisis encuadrados en el Proyecto constructivo de balsas de desnitrificación mediante biorreactores en la cuenca vertiente del Mar Menor, cuyo promotor es la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente confirman los resultados preliminares realizados en el primer semestre del año 2022.



Foto 3. Aliviadero EDAR Torre Pacheco el día 3 de diciembre de 2019.

Tabla 7. Parámetros medidos en diferentes puntos según los autores “Proyecto constructivo de balsas de desnitrificación mediante biorreactores en la cuenca vertiente del Mar Menor” no coincidentes con días de lluvia.

Parámetro	04/10/19 ¹	15/10/19 ²	17/10/19 ³	06/11/19 ⁴	06/11/19 ⁵
Amonio (mg NH ₄ ⁺ /L)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	141,70	653,90	203,43	185,05	180,13
Nitrógeno total (mg N/L)	35,1	59,4	45,9	41,8	44,4
Fosfatos (mg P-PO ₄ ³⁻ /L)	<LQ	0,29	<LQ	<LQ	<LQ
Fósforo total (mg P/L)	0,034	0,074	0,043	<LQ	0,069
DBO ₅ (mg/L O ₂)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
DQO (mg/L O ₂)	21	20	23	16	13
Aceites y grasas (mg/L)	nd	nd	nd	nd	<LQ
Detergentes Tensioactivos iónicos (mg LAS/L)	nd	nd	nd	nd	0,065
Carbono orgánico (mg C/L)	nd	nd	nd	nd	nd
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	190	230	nd	740	740
Hidrocarburos (mg/L)	nd	nd	nd	nd	<LQ
Conductividad eléctrica (dS/m)	6,97	10,25	7,27	8,18	7,22

¹ Código de ensayo: 133776. ² Código de ensayo: 133992. ³ Código de ensayo: 134054. ⁴ Código de ensayo: 134735. ⁵ Código de ensayo: 134773. nd: no dato. <LQ: Límite mínimo de cuantificación analítica.

Tabla 8. Parámetros medidos en diferentes puntos según los autores “Proyecto constructivo de balsas de desnitrificación mediante biorreactores en la cuenca vertiente del Mar Menor” no coincidentes con días de lluvia (continuación).

Parámetro	21/11/19 ¹	21/11/19 ²	29/11/19 ³	29/11/19 ⁴
Amonio (mg NH ₄ ⁺ /L)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Nitratos (mg NO ₃ ⁻ /L)	179,13	180,20	189,82	165,07
Nitrógeno total (mg N/L)	42,3	40,8	52,1	45,9
Fosfatos (mg P-PO ₄ ³⁻ /L)	<LQ	<LQ	0,45	0,37
Fósforo total (mg P/L)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
DBO ₅ (mg/L O ₂)	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
DQO (mg/L O ₂)	19,3	16,0	15,0	16,0
Aceites y grasas (mg/L)	nd	<LQ	nd	<LQ
Detergentes Tensioactivos iónicos (mg LAS/L)	nd	0,55	nd	0,58
Carbono orgánico (mg C/L)	nd	nd	nd	nd
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	68	160	120	200
Hidrocarburos (mg/L)	nd	<LQ	nd	nd
Conductividad eléctrica (dS/m)	6,97	7,09	7,32	7,10

¹ Código de ensayo: 135242. ² Código de ensayo: 135244. ³ Código de ensayo: 135658. ⁴ Código de ensayo: 135660. nd: no dato. <LQ: Límite mínimo de cuantificación analítica.

4. Conclusiones

1. El agua de la rambla del Albuñón no sólo contiene nitrato procedente del acuífero cuaternario.
2. Se producen vertidos de aguas residuales sin tratar en días de lluvia, independientemente de la intensidad.
3. La calidad del efluente es muy variable, incluso dentro de un mismo día.
4. En régimen estacionario, se producen vertidos pero éstos son de menor intensidad y la calidad el efluente es significativamente mejor.
5. El contenido de nutrientes presentes en el cauce (amonio, fósforo, materia orgánica), en los días de lluvia, es determinante para el crecimiento de fitoplancton y para el estado ambiental del Mar Menor como demuestran autores como Carruthers et al. (2005), Mutchler et al. (2007 y 2010), Sánchez et al. (2013), Hernández-Terrones et al. (2011 y 2015), Null et al. (2014) y Camacho-Cruz et al. (2019).
6. La presencia casi continua de materia orgánica, procedente de los vertidos de las aguas residuales no tratadas, resulta clave para la posterior descomposición y reducción de oxígeno en la columna de agua en la Laguna, como justifican Ruíz et al. (2020).

Este estudio ha de servir de base para la realización de nuevos trabajos que sirvan de referencia para el diagnóstico precoz de vertidos de cualquier origen en la rambla del Albuñón u otro cauce ribereño.

Estos autores, recomiendan desde el máximo respeto, que es preciso conocer con mayor nivel de detalle los siguientes aspectos clave en el saneamiento de los municipios ribereños:

1. Composición de los efluentes a través de los aliviaderos en horario de mañana, tarde y noche, al margen de los parámetros teóricos de diseño,
2. Estadísticas de averías y vaciado de depósitos,
3. Balance de masas,
4. Salinidad del agua a depurar y justificación técnica del o los orígenes,
5. Análisis de nutrientes en la estación de aforo de la desembocadura del Albuñón en flujo estacionario, días de lluvia y en periodos vacacionales,
6. Auditoría externa e independiente del estado real de la red de saneamiento,
7. Identificación de urbanizaciones, núcleos urbanos y casas aisladas sin conexión a la red de saneamiento.

5. Referencias bibliográficas

- Barile, P.J., 2018. Widespread sewage pollution of the Indian River Lagoon system, Florida (USA) resolved by spatial analyses of macroalgal biogeochemistry. *Mar. Pollut. Bull.* 128, 557-574.
- Camacho-Cruz, K.A., Ortiz-Hernández, M.C., Sánchez, A., Carrillo, L., Navarrete, A.J. 2019. Water quality in the eastern karst region of the Yucatan Peninsula : nutrients and stable nitrogen isotopes in turtle grass, *Thalassia testudinum*. *Environ. Sci. Pollut. Res.*
- Carruthers Fernández J.M., León V.M., Marín Guirao L., Giménez Casalduero F., Álvarez Rogel J., Esteve Selma M.A., Gómez Cerezo R., Robledano Aymerich F., González Barberá G.; Martínez Fernández J. 2019. Informe de síntesis sobre el estado actual del Mar Menor y sus causas en relación a los contenidos de nutrientes.
- Cortés, D., Gómez, F., Mercado, J.M., Yebra, L. 2012. Estrategias marinas: evaluación inicial, buen estado ambiental y objetivos ambientales. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 88 pp.
- Cox, A.H., Loomis, G.W., Amador, J.A., 2019. Preliminary evidence that rising groundwater tables threaten coastal septic systems. *J. Sustain. Water Built Environ.* 5 (4), 04019007.
- Directiva dl Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. DOCE núm. 135, de 30 de mayo de 1991.
- El Mahrad, B., Abalansa, S., Newton, A., Icely, J. D., Snoussi, M., & Kacimi, I. 2020. Social-environmental analysis for the management of coastal lagoons in North Africa. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 37.
- Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia. 2022. <https://www.esamur.com/mapa-de-edar>
- Esquema de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Segura. 2020. Tercer ciclo de planificación 417 pp.
- Giuliani, S., Piazza, R., El Moumni, B., Polo, F.P., Vecchiato, M., Romano, S., Zambon, S., Frignani, M., Bellucci, L.G., 2015. Recognizing different impacts of human and natural sources on

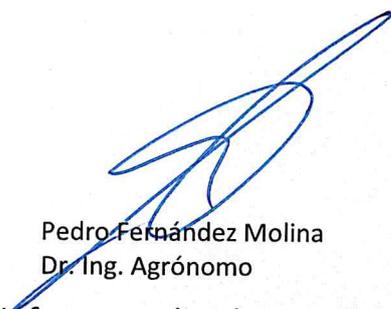
- the spatial distribution and temporal trends of PAHs and PCBs (including PCB-11) in sediments of the nador lagoon (Morocco). *Sci. Total Environ.* 526, 346-357.
- Hernández-Terrones, L., Rebolledo-Vieyra, M., Merino-Ibarra, M., Soto, M., Le-Cossec, A., Monroy-Ríos, E. 2011. Groundwater pollution in a karstic region (NE Yucatan): Baseline nutrient content and flux to coastal ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 218, 517-528.
- Hernández-Terrones, L.M., Null, K.A., Ortega-Camacho, D., Paytan, A. 2015. Water quality assessment in the Mexican Caribbean: Impacts on the coastal ecosystem. *Cont. Shelf Res.* 102, 62-72.
- Herren, L.W., Brewton, R.A., Wilking, L.E., Tarnowski, M.E., Vogel, M.A., Lapointe, B.E. 2021. Septic systems drive nutrient enrichment of groundwaters and eutrophication in the urbanized Indian River Lagoon, Florida, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 172.
- Hochmuth, G.J., Nell, T., Sartain, J., Unruh, J.B., Martinez, C., Trenholm, L., Cisar, J., 2009. Urban water quality and fertilizer ordinances: avoiding unintended consequences: a review of the scientific literature. *EDIS 2009 (2)*.
- Horsley y Witten, Inc, 2000. On-site Sewage Disposal Systems Pollutant Loading Evaluation Test and Validation of Indian River Lagoon Nitrogen Model. Indian River Lagoon Program, Melbourne, FL.
- IWA (International Water Association), 2018. Wastewater Report. The Reuse Opportunity, pp. 1–24.
- Khan, M.I., Shin, J.H., Kim, J.D., 2018. The promising future of microalgae: current status, challenges, and optimization of a sustainable and renewable industry for biofuels, feed, and other products. *Microb. Cell Factories* 17 (1), 1-21.
- Krimsky, L.S., Lusk, M.G., Abeels, H., Seals, L., 2021. Sources and concentrations of nutrients in surface runoff from waterfront homes with different landscape practices. *Sci. Total Environ.* 750, 142320.
- Lapointe, B.E., Herren, L.W., Bedford, B.J., 2012. Effects of hurricanes, land use, and water management on nutrient and microbial pollution: St. Lucie Estuary, Southeast Florida. *J. Coast. Res.* 28 (6), 1345-1361.
- Lapointe, B.E., Herren, L.W., Brewton, R.A., Alderman, P.K., 2020. Nutrient overenrichment and light limitation of seagrass communities in the Indian River Lagoon, an urbanized subtropical estuary. *Sci. Total Environ.* 699, 134068.
- Lapointe, B.E., Herren, L.W., Debortoli, D.D., Vogel, M.A., 2015. Evidence of sewage-driven eutrophication and harmful algal blooms in Florida's Indian River Lagoon. *Harmful Algae* 43, 82-102.
- Lapointe, B.E., Herren, L.W., Paule, A.L., 2017. Septic systems contribute to nutrient pollution and harmful algal blooms in the St. Lucie Estuary, Southeast Florida, USA. *Harmful Algae* 70, 1-22.
- Lapointe, B.E., Krupa, S., 1995. In: Tequesta Peninsula Septic Tank/Water Quality Investigation. Final Report to the Loxahatchee River Environmental Control District, Jupiter, FL, p. 93.
- Laureano-Rosario, A.E., McFarland, M., Bradshaw II, D.J., Metz, J., Brewton, R.A., Pitts, T., Twardowski, M.S., 2021. Dynamics of microcystins and saxitoxin in the Indian River Lagoon, Florida. *Harmful Algae* 103, 10201.

- Leruste, A., Pasqualini, V., Garrido, M., Malet, N., De Wit, R., Bec, B. 2019. Physiological and behavioral responses of phytoplankton communities to nutrient availability in a disturbed Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 176-188.
- Luijendijk, E., Gleeson, T., Moosdorf, N., 2020. Fresh groundwater discharge insignificant for the world's oceans but important for coastal ecosystems. *Nat. Commun.* 11 (1), 1–12.
- Morris, L.J., Hall, L.M., Miller, J.D., Lasi, M.A., 2021. Diversity and distribution of seagrasses as related to salinity, temperature, and availability of light in the Indian River Lagoon, Florida. *Florida Scientist* 84, 119-137.
- Mutchler, T., Dunton, K.H., Townsend-Small, A., Fredriksen, S., Rasser, M.K. 2007. Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 74 (3), 449-457.
- Mutchler, T., Mooney, R.F., Wallace, S., Podsim, L., Fredriksen, S., Dunton, K.H. 2010. Origins and fate of inorganic-nitrogen from land to coastal ocean on the Yucatan Peninsula, Mexico. In: Kennish, M.J., Paerl, H.W. (Eds.), *Coastal Lagoons Critical Habitats of Environmental Change*. CRC Press, USA, pp. 285-305.
- Null, K.A., Knee, K.L., Crook, E.D., de Sieyes, N.R., Rebolledo-Vieyra, M., Hernández-Terrones, L., Paytan, A. 2014. Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Cont. Shelf Res.* 77, 38-50.
- Phlips, E.J., Badylak, S., Lasi, M.A., Chamberlain, R., Green, W.C., Hall, L.M., Steward, J. S., 2015. From red tides to green and brown tides: bloom dynamics in a restricted subtropical lagoon under shifting climatic conditions. *Estuar. Coasts* 38 (3), 886-904.
- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. BOE nº 219 de 12 de septiembre de 2015.
- Redfield, A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46, 230A-221.
- Ruiz, J.M., Albetosa, M., Aldeguez, B., Álvarez-Rogel, J., Antón, J., Belando, M.D., Bernardeu, J., Campillo, J.A., Domínguez, J.F., Ferrera, I., Fraile-Nuez, E., García, R., Gómez-Ballesteros, M., Gómez, F., González-Barberá, G., Gómez-Jakobsen, F., León, V.M., López-Pascual, C., Marín-Guirao, L., Martínez-Gómez, C., Mercado, J.M., Nebot, E., Ramos, A., Rubio, E., Santos, F., Vázquez-Luis, M., Yebra, L. 2020. Informe de evolución y estado actual del Mar Menor en relación al proceso de eutrofización y sus causas. Informe de asesoramiento técnico del Instituto Español de Oceanografía (IEO). 165 pp.
- Sánchez, A., Ortiz-Hernández, M.C., Talavera-Sáenz, A., Aguiñiga-García, S., 2013. Stable nitrogen isotopes in the turtle grass *Thalassia testudinum* from the Mexican Caribbean: Implications of anthropogenic development. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 135, 86-93.
- Shaddox, T., Unruh, J.B. 2018. The Fate of Nitrogen Applied of Florida Turfgrass, EDIS.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M. 2015. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855.
- UNDP (United Nations Development Programme), 2019. Progress of Goal 6 in 2019 (Sustainable Development Goal 6 - Ensure Availability and Sustainable Management of Water and Sanitation for All).

Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Appl.* 7 (3), 737-750.

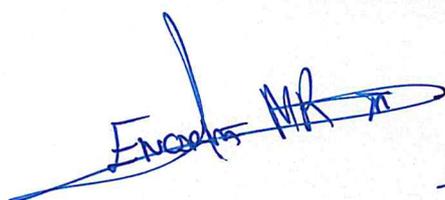
Yang, Y., Chen, J., Tong, T., Li, B., He, T., Liu, Y., Xie, S., 2019. Eutrophication influences methanotrophic activity, abundance and community structure in freshwater lakes. *Sci. Total Environ.* 662, 863-872.

Informe realizado por:



Pedro Fernández Molina
Dr. Ing. Agrónomo

Informe realizado en colaboración por:



Encarnación Mercader Ros
Ing. Técnico Agrícola



Pedro José Martínez
Fernández
Ing. Técnico Agrícola



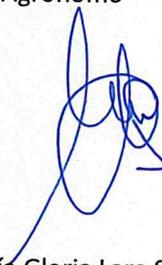
Pompeyo Iváñez Miralles
Ing. Agrónomo



Aurora Conesa Sánchez
Ing. Técnico Agrícola



José Luis Angosto Soto
Ing. Técnico Agrícola



María Gloria Lara Sánchez
Ing. Técnico Agrícola