



1.1 PROCESOS DE EUTROFIZACIÓN EN LAS MASAS DE AGUA.

Un río, un lago o un embalse, sufren eutrofización cuando sus aguas se enriquecen en nutrientes.

Cuando la concentración de nutrientes aumenta en una cuenca, las algas, tanto sésiles (de fondo) como planctónicas (en la masa de agua), crecen en gran cantidad, por lo que el agua se enturbia. Las algas y otros organismos, al morir, se descomponen gracias a la actividad de las bacterias del medio, gastándose oxígeno. También se produce un cambio en la vegetación acuática. Debido a esta disminución de oxígeno, en esta cuenca no podrán vivir bien los peces que necesiten aguas ricas en oxígeno. En estas cuencas encontraremos principalmente barbos, percas y otros organismos de aguas poco ventiladas.

Las algas se desarrollan cuando encuentran condiciones favorables: temperatura, sol y nutrientes.

El desequilibrio del ecosistema y la alteración de la composición química del agua, convierten al medio acuático en inadecuado para los usos recreativos y de otro tipo, y se vuelve inaceptable para el consumo humano (Máster Ingeniería del Agua Universidad de Sevilla, 2012).

1.2 Nutrientes que eutrofizan las aguas

Los nutrientes que más influyen en este proceso son los fosfatos, los nitratos y otras formas de nitrógeno. El fósforo incide más en la eutrofización en sistemas acuáticos de agua dulce, mientras que el nitrógeno tiene efectos más acusados en sistemas marinos.

En los últimos 20 ó 30 años las concentraciones de estos compuestos en sistemas acuáticos casi se han duplicado. En el caso del nitrógeno, una elevada proporción, alrededor del 30% llega a través de la contaminación atmosférica. El nitrógeno es más móvil que el fósforo y puede ser lavado a través de suelo o salir al aire por evaporación del amoníaco o por su desnitrificación. El fósforo es absorbido con más facilidad por las partículas del suelo y es arrastrado por la erosión, en suspensión o disueltos por las aguas de escorrentías superficiales.

Los jabones y detergentes han sido a lo largo de muchos años uno de los principales causantes de este problema.



Ilustración 1. Fuentes de contaminación por nitrógeno.

Una de las principales fuentes de contaminación por nitrógeno es la escorrentía procedente de tierras agrícolas, la mayoría del fósforo proviene de hogares, de la industria y de uso agrario en fertilizantes.

Cuando el nitrato es desplazado desde las tierras agrícolas, la contaminación afecta primero a las aguas subterráneas someras y después a las profundas de los acuíferos vulnerables. Esto supone un problema, porque una parte del suministro de aguas de consumo se obtiene de pozos profundos. Donde el agua se obtiene de acuíferos poco profundos y de alta concentración de nitrógeno, habitual en el abastecimiento de particulares o de pequeñas comunidades, la población puede encontrarse en situación de riesgo.

Desde 1980, la concentración de nitrato ha permanecido más o menos constante en los principales ríos de la Unión Europea. No hay evidencia de que el descenso del consumo de fertilizantes nitrogenados en las tierras agrícolas haya disminuido la presencia de este elemento en las aguas. El fósforo, por el contrario, ha sufrido una disminución en los principales ríos europeos, a causa de la mejora del tratamiento de las aguas residuales y la reducción del contenido en fósforo de los detergentes domésticos.

1. a) Eutrofización natural: Es un proceso que se va produciendo lentamente de manera natural en todos los sistemas acuáticos del mundo, porque todos van recibiendo nutrientes.
2. b) Eutrofización de origen antropogénico: Los vertidos humanos aceleran el proceso hasta convertirlo muchas veces en un grave problema de contaminación. Las principales fuentes de eutrofización son:

- Los vertidos urbanos que llevan detergentes y desechos orgánicos.

- Los vertidos ganaderos y agrícolas que aportan fertilizantes, deshechos orgánicos y otros residuos ricos en fosfato y nitratos.

Para conocer el nivel de eutrofización de un agua determinada, se suele medir el contenido en clorofila de algas en la columna de agua, este valor se combina con otros parámetros como el contenido de fósforo y nitrógeno y el valor de penetración de la luz (Máster Ingeniería del Agua Universidad de Sevilla, 2012).

1.3 CLASIFICACION TRÓFICA SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA A EN LA MASA DE AGUA.

La concentración de clorofila “a” es una medida de la biomasa de fitoplancton, cuyo metabolismo y el del resto de organismos que sustenta (zooplancton, bacterioplancton) mide los cambios en la calidad del agua que es preciso conocer para llevar a cabo una correcta gestión de la misma y funciona como un importante índice biológico en muchos países para estimar el estado ecológico de masas de agua (Carvalho et al., 2008).

Los macrófitos sumergidos responden claramente a la eutrofización, y un índice de macrófitos que utiliza una combinación de las mejores métricas cualitativas y cuantitativas describe la calidad ecológica de la masa de agua (Søndergaard et al., 2009; Wang et al., 2014).

Los macrófitos acuáticos son un elemento biológico recomendado para evaluar la calidad y función ecológica, así como el parámetro clave de Clorofila “a” en la Directiva Marco de Agua de la Unión Europea del año 2000 (Søndergaard et al., 2009).

Los rangos establecidos por el sistema de clasificación trófica de la OCDE (1982) para la Clorofila A son los de la siguiente tabla:

	CLOROFILA “a” µg/L	
	Promedio anual	Máximo anual
ULTRA-OLIGOTRÓFICO	<1,0	<2,5
OLIGOTRÓFICO	<2,5	<8,0
MESOTRÓFICO	2,5-8	8-25
EUTRÓFICO	8 - 25	25-75
HIPEREUTRÓFICO	>25	>75

Tabla 1. Fuente: Sistema de clasificación trófica de la OCDE (1982)

En la siguiente tabla se pueden ver los diferentes grados de eutrofización.

ULTRAOLIGOTRÓFICO	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO	HIPEREUTRÓFICO
menor eutrofización			-----> mayor eutrofización	

Tabla 2. Niveles de eutrofización.

1.4 CALIDAD DE AGUAS SEGÚN APORTES DE NUTRIENTES Y MATERIA ORGÁNICA.

1.4.1 MATERIA ORGÁNICA.

La materia orgánica se mide de diversas formas, las dos que se utilizan en este informe son:

Demanda química de oxígeno (DQO): Concentración másica de oxígeno equivalente a la cantidad de dicromato consumida por la materia disuelta y en suspensión, cuando una muestra de agua se trata con este oxidante en condiciones definidas (77004:2002., n.d.).

Demanda bioquímica de oxígeno después de n días (DBOn): Concentración másica de oxígeno disuelto consumida, en condiciones definidas, por la oxidación bioquímica de las materias orgánicas y/o inorgánicas en el agua. n es el período de incubación que es igual a 5 o a 7 (UNE-EN 1899-1:1998).

La medida indirecta de la cantidad de materia orgánica existente en una masa de agua, a efectos de su calidad, es el oxígeno disuelto en el agua, medido en % o en mg/L.

1.4.2 FÓSFORO

Las formas del fosfato surgen de una diversidad de fuentes. Cantidades pequeñas de algunos fosfatos condensados se añaden a algunos suministros de agua durante el tratamiento, y se pueden añadir cantidades mayores de los mismos compuestos cuando el agua se utiliza para lavar ropa u otras limpiezas, ya que son los componentes principales de muchos preparados comerciales para la limpieza. Los fosfatos se utilizan ampliamente en el tratamiento de aguas de calderas. Los ortofosfatos aplicados como fertilizantes a la tierra cultivada agrícola o residencial son arrastrados a las aguas superficiales con las lluvias y, en menor proporción, con la nieve derretida. Los fosfatos orgánicos se forman principalmente en procesos biológicos. Son aportados al alcantarillado por los residuos corporales y de alimentos y también se pueden formar a partir de los ortofosfatos durante los procesos de tratamiento biológico o por recibir la carga biológica del agua.

El fósforo es esencial para el crecimiento de los organismos y pueden ser el nutriente limitador de la productividad primaria de un cuerpo en el agua. En los casos en los que constituye el nutriente limitador del crecimiento, la descarga de aguas residuales brutas o tratadas, drenados agrícolas o ciertos residuos industriales a ese agua puede estimular el crecimiento de micro y microorganismos acuáticos fotosintéticos en cantidades molestas.

Los fosfatos pueden aparecer también en los sedimentos de fondos y en cienos biológicos, tanto en formas inorgánicas precipitadas como incorporados a compuestos orgánicos.

1.4.3 NITRÓGENO.

El amonio (NH_4^+), el nitrito (NO_2^-) y el nitrato (NO_3^-) son las formas iónicas (reactivas) más comunes de nitrógeno inorgánico disuelto en los ecosistemas acuáticos (Howarth, 1988). Estos iones pueden estar presentes de forma natural como resultado de la deposición atmosférica, escorrentía de aguas superficiales y subterráneas, disolución de depósitos geológicos ricos en nitrógeno, fijación de N_2 por parte de ciertos procariotas (cianobacterias con heterocistos, en particular) y degradación biológica de la materia orgánica (Howarth, 1988). El amonio tiende a oxidarse a nitrato en un proceso de dos pasos ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$) por bacterias aerobioquimiotróficas (Nitrosomonas y Nitrobacter, principalmente) (Sharma and Ahlert, 1977).

El proceso de nitrificación puede ocurrir incluso si los niveles de oxígeno disuelto disminuyen a un valor tan bajo como $1.0 \text{ mg O}_2 / \text{L}$. NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- puede sin embargo ser retirado del agua por macrófitos, algas y bacterias que les asimilan como fuentes de nitrógeno.

Las bacterias anaeróbicas facultativas, por ejemplo, Achromobacter, Bacillus, Micrococcus, Pseudomonas, pueden utilizar nitrito y nitrato como receptores finales de electrones, lo que resulta en la formación final de N_2O y N_2 .

Además de las fuentes naturales, el nitrógeno inorgánico puede ingresar a los ecosistemas acuáticos a través de fuentes puntuales y no puntuales derivadas de actividades humanas.

Un aumento en la disponibilidad ambiental de nitrógeno inorgánico, generalmente aumenta la producción de vida aumentando la abundancia de los productores primarios. Sin embargo, niveles de nitrógeno inorgánico en exceso que no puedan ser asimilados por el funcionamiento de los sistemas ecológicos (es decir, los ecosistemas saturados de N) pueden causar efectos adversos en los organismos menos tolerantes.

Centrándonos en el amoníaco se ve que es muy tóxico para los animales acuáticos, particularmente para los peces, mientras que el amonio no es tóxico o es apreciablemente menos tóxico. La toxicidad del amoníaco para los peces se explica porque, como gas que es, entra por las branquias de manera similar al oxígeno disuelto que respiran, por contra el amonio es una especie química disuelta en el agua y no tiene forma de entrar por las branquias y así no tiene toxicidad para su sistema respiratorio.

Varios factores ambientales pueden afectar a la mayor o menor toxicidad del amoníaco para los peces, los factores más importantes son pH, temperatura, que regulan el equilibrio químico de ambas especies químicas en disolución. La susceptibilidad de los peces puede disminuir debido a la aclimatación a mayores niveles ambientales de amoníaco.

Para proteger a los organismos acuáticos a la exposición de nitrógeno amoniacal, se están estableciendo en todo el mundo directrices y criterios basados en amoníaco o Nitrógeno Amoniacal en lugar de amonio. (Constable et al., 2003).

El método de análisis utilizado para medir amonio mide obligadamente las dos especies químicas a la vez, amonio y amoníaco, ya que ambas, están en equilibrio en

la masa de agua y se determinan analíticamente de forma conjunta como suma de ambas.

A los pH existentes en los diferentes puntos del estuario y a temperaturas alrededor de 20 o 25 grados, pH 7, o ligeramente superior, la concentración del amonio (NO TOXICO) es mucho mayor que la del amoniaco (TOXICO), siendo, por ejemplo, a pH 7 que el amonio es 175 veces mayor que el amoniaco. Solo a pH mas alto, a partir de 11, el amoniaco es mayoritario, y esta no es la realidad del caso estudiado. (WEST and HOLLER, 2002)

2. Estuario del Guadalquivir.

2.1 Dinámica del estuario del Guadalquivir.

Para describir el estuario del Guadalquivir se toma textualmente su descripción del informe “Propuesta metodológica para diagnosticar y pronosticar las consecuencias de las actuaciones humanas en el estuario del Guadalquivir” (Losada, M. Ruiz, 2010) citados textualmente:

“El estuario del Guadalquivir comprende los últimos 110 kilómetros del río, hasta su desembocadura, en Sanlúcar de Barrameda, bordeando el Parque Nacional de Doñana. Es un estuario muy canalizado, con unas de las aguas más turbias del mundo, y termina en la presa ubicada en la localidad sevillana de Alcalá del Río”.

“Además de su innegable valor ambiental, el estuario del Guadalquivir tiene un enorme potencial económico, ya que se trata de la región arrocera más importante de España, además de contar con una destacada actividad pesquera”.

“El estuario esta muy determinado por la topografía que hace que haya poca pendiente desde la desembocadura hasta la presa del río, llegando las mareas hasta la ciudad de Sevilla a unos ochenta km en el interior del mismo y por una regulación importante de su caudal en la presa de Alcalá del Río y aguas arriba, que limita la fuerza con la que el agua dulce que transporta entra en el mar”.

“La fuerza de la marea subiendo agua salina y la del agua dulce bajando, se forma un tapón salino (por su diferente salinidad), donde ambas diferentes aguas confluyen y

establecen lo que podemos llamar frontera, que se comporta como una trampa de sedimentos que bajan aguas abajo y no pueden llegar al mar”.

“A estos sedimentos levantados por ambas fuerzas citadas, se les suman los aportados por el oleaje formado por los grandes barcos que surcan el estuario abatiendo sobre las orillas los que hacen que el estuario tenga una turbidez muy superior a ríos similares, lo que le da un comportamiento muy especial a estas masas de agua relacionadas con el objeto de este informe”.

Estudio de los efectos en el estuario:

- La presa de Alcalá del río:

En un artículo científico, que publica la revista *Journal of Geophysical Research: Oceans*, se advierte de las consecuencias de la actual regulación de las presas de la cuenca. En eventos concretos pueden llegar a descargarse hasta 3.000 metros cúbicos por segundo, pese a que los caudales que alivia la presa de Alcalá del Río se encuentran normalmente entre 25 y 30 metros cúbicos por segundo. Sin embargo, son descargas de aproximadamente 500 metros cúbicos por segundo, concentradas en uno o dos días, las que mayormente afectan a la calidad del agua del estuario (Losada et al., 2017).

“Esas descargas impulsivas introducen una gran cantidad de sedimentos en la columna de agua que incluso afectan a la propagación de la onda de marea en el estuario, amortiguándola. Hay una entrada significativa de sedimentos en la columna de agua y la gravedad hace que haya una mayor cantidad de sedimentos cerca del fondo del estuario que en la superficie, creándose una mudlayer” (Losada et al., 2017).

La mudlayer consiste en una capa de fango que, tras la descarga, hace que la onda de marea del agua esté amplificada durante semanas, lo que tiene consecuencias negativas en la calidad del agua, en el riesgo de inundación de las localidades ribereñas y en la navegación. Esta amplificación mareal mantiene una gran cantidad de sedimento en suspensión durante semanas, lo cual tiene además consecuencias en la biodiversidad.

“Existen evidencias de que la fuerte atenuación de luz por la elevada turbidez de las aguas inhibe el crecimiento de fitoplancton que, junto con las elevadas tasas de consumo de oxígeno por la gran cantidad de material orgánico procedente de la cuenca del Guadalquivir, afecta muy negativamente a la biodiversidad del ecosistema”(Losada et al., 2017)

Los investigadores advierten de la mala calidad del agua del estuario, que durante la mayor parte del año no tiene suficiente oxígeno, estando en condiciones hipóxicas.

“Los mayores aportes de sedimentos provienen desde la cuenca vertiente aguas arriba del estuario, con máximos de concentración de sólidos en suspensión del orden de 103 mg l^{-1} que, lejos de ser sedimentos almacenados en el embalse, corresponden a sedimentos que

el Guadalquivir ha ido erosionando y acarreado en su travesía por la cuenca hasta su llegada a la presa. También los aportes desde las cuencas vertientes son importantes, especialmente los del río Guadaira, de un orden mayor a los de las cuencas de los ríos Rivera de Huelva y Guadamar, mientras que en el resto de las cuencas los aportes de sedimentos suelen ser menores” (Losada, M. Ruiz, 2010).

- Las mareas:

“El trabajo del Centro Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), señala que deben implementarse en el futuro acciones de protección y reintroducción de vegetación riparia autóctona. Las márgenes del río más degradadas se encuentran muy desprovistas de vegetación, facilitando los procesos de erosión. La especie invasora *Spartina densiflora* es el taxón vegetal dominante, en detrimento de otras especies nativas como *Spartina marítima*, *Arthrocnemum macrostachyum* y *Suaeda vera*” (Losada, M. Ruiz, 2010).

- Oleaje sobre los márgenes

La supresión de gran cantidad de llanuras de marea en el estuario por las sucesivas cortas realizadas en el Guadalquivir y su uso posterior para actividades humanas ha limitado su efecto beneficioso para atenuar el oleaje sobre los márgenes, propiciando un gran aumento de la acción erosiva del mismo y el aumento de la turbidez en el río.

Una llanura de marea es un humedal costero que se forma cuando los sedimentos detríticos (arcillas, limos o arenas) son reelaborados por las mareas. Se encuentran en zonas resguardadas y protegidas, como bahías, bayous (pequeños brazos de río), lagunas y estuarios. Las llanuras de mareas, geológicamente, pueden ser vistas como niveles expuestos de capas de barro resultantes de la deposición de sedimentos estuarinos, arcillas y detritus de animales marinos.

Se dan en costas muy llanas, con pendientes en torno al 1 por mil, con poca energía de oleaje que provoca un gran desarrollo de la zona intermareal, lo que favorece que las olas no rompan sobre la llanura mareal y sean solamente las corrientes de flujo y refluo mareal las que controlen la sedimentación en estos medios sedimentarios. Se pueden dar asociadas a otros medios sedimentarios litorales como lagoons, deltas y estuarios, con frecuentes ciénagas y zonas pantanosas, sedimentos de decantación, y abundante cobertera vegetal circundante. Es el caso de algunas costas en el mar del Norte, en Florida, en Tierra de Fuego y, hasta cierto punto, de muchas de las marismas de la península ibérica (como las de las marismas del Guadalquivir o las de la bahía de Santoña).



Ilustración 2. Río Guadalquivir

Todos estos sedimentos, medibles en sólidos en suspensión en la masa de agua, dan lugar a una turbidez grande en el estuario.

De acuerdo al estudio presentado por José Carlos García Gómez y su grupo en la I Jornada de Comunicación científica sobre el estuario del Guadalquivir, 2018, se han determinado los diferentes orígenes de las partículas sedimentables en el estuario en un estudio con tierras raras y patrones de diferentes zonas del mismo para identificar su procedencia:

Tipo 1.- Sedimentos de procedencia marina.

Tipo 2. Sedimentos limo – fangosos procedentes de la zona inferior de los taludes erosivos.

Tipo 3: Sedimentos cercanos a la presa de Alcalá del Río

Tipo 4.- Sedimentos zona alta de los márgenes erosivos.

Aquí se ve una buena aportación de los taludes y márgenes erosivos que vienen mayoritariamente del oleaje de los barcos que impacta en los mismos. Queda claro que la presa de Alcalá del Río tiene aportes importantes al total de sedimentos existentes en el Guadalquivir y las mareas introducen sedimentos en el estuario.

2.2 Relación del fitoplancton y la turbidez existente en el estuario del Guadalquivir.

La gran cantidad de sólidos sedimentables o en suspensión en el estuario del Guadalquivir genera una turbidez excesiva que limita la penetración de la luz en el seno de la masa de agua, con efectos que se estudian en este capítulo.

Se cita textualmente del artículo científico Natural and anthropogenic effects on the early life stages of European anchovy in one of its Essential Fish Habitats, the Guadalquivir estuary:

“El fitoplancton del estuario del Guadalquivir presenta una serie de características peculiares. En primer lugar, los elevados niveles de nutrientes de la zona deberían permitir una producción primaria muy elevada. Pero una serie de características particulares convierten al estuario del río Guadalquivir en un sistema muy especial y anómalo, tanto que condiciona la composición, abundancia, diversidad, crecimiento y producción del fitoplancton del lugar.

La característica más relevante del sistema es la enorme turbidez de la columna de agua debida a la gran cantidad de materia en suspensión, que en los momentos en que alcanza su máximo, limita la penetración de la luz en la columna de agua. Aunque la turbidez varía a lo largo del año siempre se mantiene en valores altos, lo que convierte a la luz en el principal factor limitante del fitoplancton de la zona y condiciona su crecimiento y estado fisiológico.

A menudo, a tan solo a pocos centímetros de la superficie la intensidad luminosa es tan baja que la respiración domina sobre la fotosíntesis. Si a esto unimos el también peculiar régimen hidrográfico de la zona (en general condicionado por la ausencia de estratificación) y por tanto muy alejado de lo que cabría esperar del funcionamiento habitual de un estuario, puede entenderse que las características del fitoplancton en el estuario del Guadalquivir sean anómalas.

El fitoplancton es incapaz de crecer significativamente debido a la limitación por luz. En semejante entorno (oscuro, eutrófico, sin estratificación), tan alejado de una situación no forzada por el hombre, se ven favorecidas especies fitoplanctónicas poco habituales en un estuario. El resultado es un fitoplancton poco diverso, con baja biomasa (respecto a lo que cabría esperar en función de los nutrientes disponibles en la columna de agua), y crecimiento lento (en buena medida recuerda al fitoplancton de ambientes extremos; (Costas et al 2009, 2008).

El fitoplancton del estuario del Guadalquivir presenta una serie de características peculiares. En primer lugar, los elevados niveles de nutrientes de la zona deberían permitir una producción primaria muy elevada. Pero una serie de características particulares convierten al estuario del río Guadalquivir en un sistema muy especial y anómalo, tanto que condiciona la composición, abundancia, diversidad, crecimiento y producción del fitoplancton del lugar.

“En consecuencia, el papel del fitoplancton en los flujos tróficos del ecosistema del tramo bajo del Guadalquivir es menor de lo que cabría esperar, debido a lo reducido de su producción primaria, crecimiento y biomasa”. (de Carvalho-Souza et al., 2018).

En el artículo científico *Natural forcings on a transformed territory overshoot thresholds of primary productivity in the Guadalquivir estuary* se indica que “los nutrientes inorgánicos dentro del estuario son muy altos (con valores promedio de nitrógeno y fósforo inorgánicos de 285 y 2.4 μM respectivamente), mientras que la biomasa

de fitoplancton permanece baja la mayor parte del tiempo (con un valor promedio de 2.6 mg/m³). Se encontró una fuerte relación entre la biomasa de fitoplancton y la turbidez del agua, lo que indica que, de hecho, la disponibilidad de luz es la principal limitación de la producción primaria”(Ruiz et al., 2017).

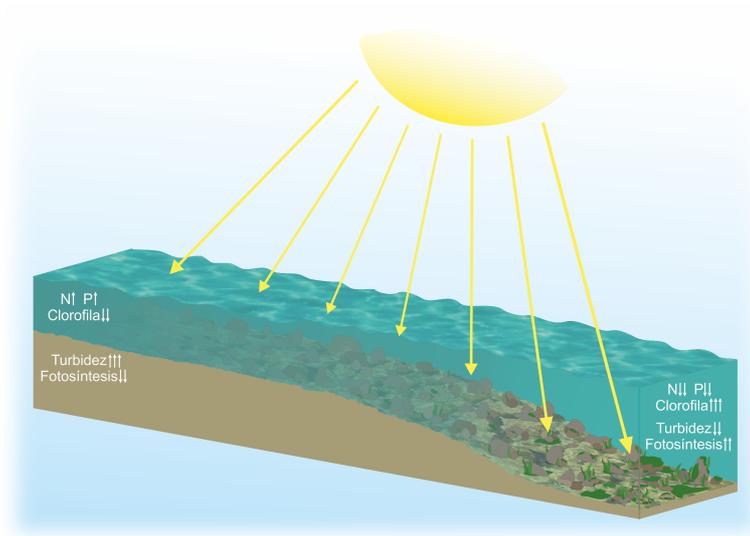


Ilustración 3. Efecto de la turbidez en el estuario del Guadalquivir.

2.3 Juveniles de boquerón en el estuario

Citado textualmente de la tesis doctoral El estuario del Guadalquivir como zona de cría de especies marinas de peces. Relaciones tróficas defendida en el año 2016.

“Los resultados de este estudio sugieren que la temperatura, la turbidez y las descargas de agua dulce son factores clave en la regulación de la zona de cría de boquerón que proporciona el estuario del Guadalquivir.

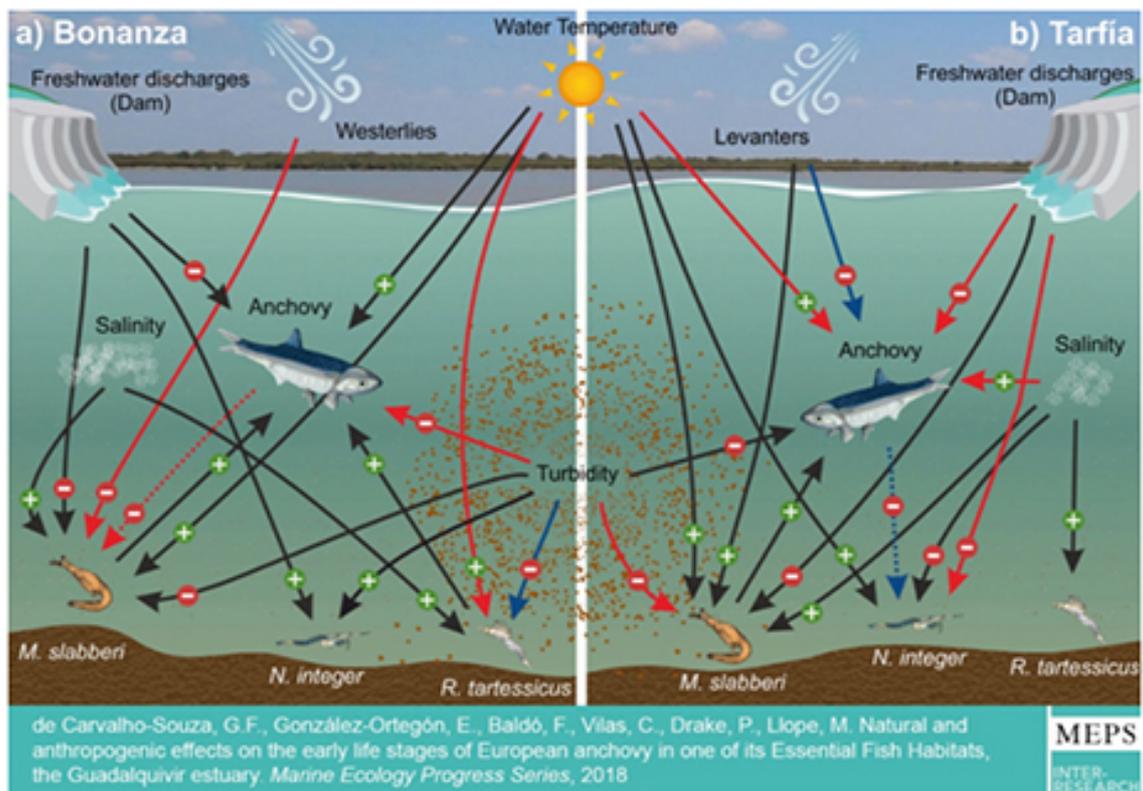


Ilustración 4. infografía esta publicada en el artículo y describe la cadena trófica, sus interacciones y los efectos de las distintas variables en dos puntos del estuario del Guadalquivir.

Un nuevo trabajo, en el que participan investigadores del Centro Oceanográfico de Cádiz del Instituto Español de Oceanografía (IEO), Instituto de Investigación y Formación Agraria Pesquera (IFAPA) e Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (CSIC) publicado en la revista *Marine Ecology Progress Series*, describe los efectos naturales y antropogénicos derivados de actividades sectoriales sobre los juveniles de boquerón y sus principales presas en el estuario del Guadalquivir mediante el análisis de 18 años de datos mensuales procedentes del seguimiento ecológico de dicho estuario.

Los estuarios son hábitats conocidos por su gran producción biológica y los servicios ecosistémicos que proporcionan, tales como la captura de carbono, regulación del clima y por su función como zona de cría para muchas especies. Miles de crustáceos y peces como las gambas, anguilas o el boquerón dependen de estos hábitats esenciales para vivir, alimentarse y reproducirse.

En el estuario del Río Guadalquivir, uno de los más grandes de Europa, juveniles de boquerón procedentes del Golfo de Cádiz entran en primavera y verano en busca de refugio y alimento. También desempeñan un papel fundamental en la estructura del ecosistema estuarino, ya que el boquerón es una de las especies más abundantes y un importante depredador de copépodos y misidáceos.

La distribución y abundancia de las especies peces y sus presas en el estuario está controlada fundamentalmente por las variables ambientales. De hecho, la coincidencia

espacio-temporal de las máximas densidades de peces y de sus presas en la parte externa del estuario del Guadalquivir en primavera y verano señala a la disponibilidad de alimento como el factor clave que sustenta el papel esencial del estuario como zona de cría”. (Baldó, 2016)

“El estuario es la principal zona de cría del Golfo de Cádiz y la densidad del boquerón es hasta diez veces superior a la observada en otros estuarios”(de Carvalho-Souza GF, González-Ortegón E, Baldó F, Vilas C, Drake P, 2019)(Proyecto, 2018).

Desde 1997 se está llevando a cabo un extenso programa de muestreos mensuales de la comunidad acuática del estuario del Guadalquivir. Esta serie temporal ha revelado el papel esencial de este estuario en el golfo de Cádiz. Alrededor de 30 especies de peces marinos, algunas con gran interés pesquero, como boquerón (*Engraulis encrasicolus*), sardina (*Sardina pilchardus*), lubina (*Dicentrarchus labrax*) o corvina (*Argyrosomus regius*), lo utilizan regularmente como zona de cría. Algunas de estas especies realizan la puesta en el estuario, pero la mayoría entran estacionalmente como larvas, acumulan biomasa y regresan, como juveniles, al mar (Baldó, 2016).

2.4 Contaminación antrópica (agrícola y urbana).

La contaminación agrícola es muy importante en el estuario del Guadalquivir y se recoge su cuantificación en el informe (Losada, M. Ruiz, 2010) en el capítulo 2 Aportes desde las cuencas vertientes.

En el informe se estima el total de aportes teóricos de origen agrícola, teniendo en cuenta ambos tipos de manejo (tanto regadío como seco), desde cada una de las cuencas vertientes al estuario, en términos absolutos, y relativos, teniendo en cuenta la superficie de cada cuenca, según se presenta en la siguiente tabla que considera los consumos medios por hectárea, los nutrientes que aprovecha cada cultivo y los excedentes medios estimables.

Subcuenca	Aportes absolutos (t año ⁻¹)			Aportes relativos (kg año ⁻¹ ha ⁻¹)		
	N	P	K	N	P	K
C.M. Marismas	2969	710	2050	24.24	5.80	16.75
R. Guadiamar	8429	1885	2650	46.41	10.38	14.60
R. Rivera Huelva	1951	434	484	10.13	2.26	2.52
R. Guadaira	16073	3623	8986	105.40	23.76	58.93
Ayo. Salado	7717	2044	1856	83.28	22.06	20.03
C. Trebujena	8966	2540	2128	93.40	26.47	22.18
Vega del estuario	8191	2260	2734	76.06	20.99	25.39
Aguas arriba	185930	32995	43161	44.07	7.82	10.23

Tabla 3. Estimación de la cantidad de nutrientes N, P y K (t) de origen agrícola, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las áreas vertientes al estuario anualmente, según superficie agrícola de 2003. (Losada, M. Ruiz, 2010)

Del resultado de las estimaciones se deduce que las cuencas vertientes situadas en la margen izquierda del estuario, correspondientes al río Guadaira, arroyo Salado y caño de

Trebujena, se corresponden con las mayores aportaciones de nutrientes en términos relativos, aportando al año alrededor de 80-100 kg N ha⁻¹ y 20-30 kg P ha⁻¹.

En términos absolutos también resultan ser estas cuencas las que más aportes de nutrientes producen (después de la subcuenca aguas arriba del estuario, que por su extensión engloba las mayores cantidades de nutrientes). En la margen derecha, los aportes son significativamente menores, reduciéndose aproximadamente a un tercio de los del margen izquierdo, ya que las cuencas del caño Madre de las Marismas y del río Guadiamar suponen aportes de 20-50 kg N ha⁻¹ y 5-10 kg P ha⁻¹.

Contaminación urbana.

Subcuenca	Aportes absolutos (t año ⁻¹)			Aportes relativos (kg año ⁻¹ ha ⁻¹)		
	N	P	Cloruros	N	P	Cloruros
C.M. Marismas	139	25	225	1.14	0.21	1.84
Guadiamar	136	24	252	0.75	0.13	1.39
Rivera de Huelva	73	13	128	0.38	0.07	0.67
Guadaira	451	70	1081	2.96	0.46	7.10
Arroyo Salado	185	33	319	2.00	0.36	3.45
Caño de Trebujena	155	31	194	1.62	0.32	2.03
Vega Guadalquivir	1654	257	3997	15.36	2.39	37.12
Aguas arriba	10807	1965	18667	2.56	0.47	4.42
TOTAL	16645	93	285	26.78	4.42	58.02

Tabla 4. Estimación de la cantidad anual de N, P y cloruros procedentes de vertidos urbanos, en términos absolutos y relativos, aportada desde cada una de las subcuencas vertientes al estuario. Fuente: (Losada, M. Ruiz, 2010)

Del estudio de las dos tablas anteriores se deducen dos consecuencias:

-La gran cantidad de nutrientes que vienen aguas arriba de la Presa de Alcalá del Río.

-Sumando todas las contribuciones dentro del estuario de la contaminación agrícola y urbana, puede visualizarse que estas últimas, las urbanas, representan tan solo el 5% de la aportación de nitrógeno al estuario y el 3,25 % de fósforo. Estos datos minimizan la importancia de los vertidos de las aguas residuales urbanas y su posible afección al medio frente a los vertidos agrícolas.

Todos los aportes difusos y no controlados que llegan al estuario del Guadalquivir a lo largo de las dos márgenes, hacen que las masas de agua lleven una concentración de nutrientes disueltos y otras especies que da lugar a una CONTAMINACIÓN SUBYACENTE, que llamaremos CONTAMINACIÓN BASAL, por ello, en cada punto de medida de emisión esta debe considerarse para PONDERAR LA APORTACION REAL del vertido que se estudie en este punto a la masa de agua estudiada.

2.5 Evolución del efecto de los vertidos en un punto en función de las mareas.

La dinámica de las mareas en la marisma y su entorno cercano puede verse en los gráficos siguientes, donde se ve que en marea baja los vertidos se acumulan sobre el fondo, van subiendo con la marea y son evacuados hasta la marisma y el océano con fuerza en cada bajada. Por ello dos veces al día hay una remoción de contaminantes tanto por dilución en marea llenante, como de limpieza en marea vaciante que los va trasladando a la desembocadura del Guadalquivir donde pueden ser aprovechados por los peces en su alevinaje, tiempo de cría y engorde de alevines de las distintas especies.

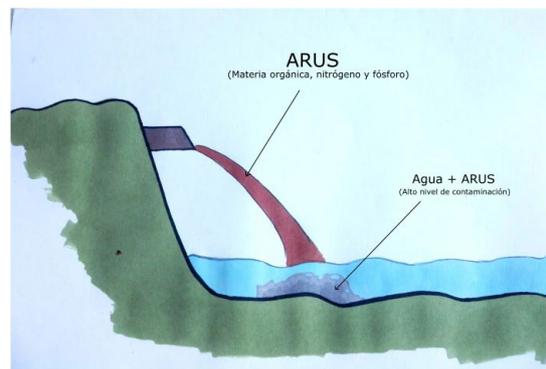


Ilustración 5. Vertido en marea baja, contaminación sobre el terreno

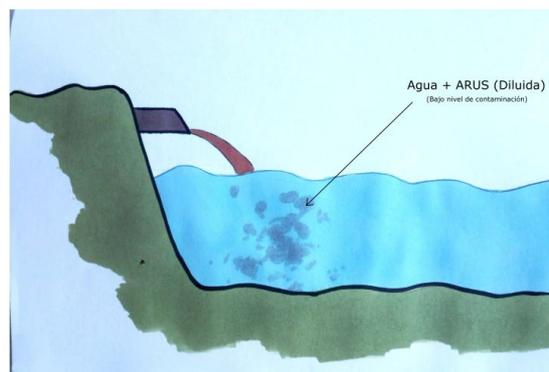


Ilustración 6. Vertido en marea llenante, contaminación diluyéndose.

