



APÉNDICE VI. ANÁLISIS ESPECÍFICO SOBRE EL GRADO DE CONFORMIDAD CON LA NORMATIVA DE CALIDAD DE AGUAS DE LOS REGISTROS Y ANÁLISIS EN EL ENTORNO DEL VERTIDO DE LA EDAR DE AGREDA-ÓLVEGA





DESPLIEGUE Y CALIBRADO DE UNA INFRAESTRUCTURA VIRTUAL PARA LA REVERSIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN DEL EMBALSE DE EL VAL (ZARAGOZA)

APÉNDICE VI

ANÁLISIS ESPECÍFICO SOBRE EL GRADO DE CONFORMIDAD CON LA NORMATIVA DE CALIDAD DE AGUAS DE LOS REGISTROS Y ANÁLISIS EN EL ENTORNO DEL VERTIDO DE LA EDAR DE ÁGREDA-ÓLVEGA



PREPARADO POR:







ÍNDICE DE CONTENIDOS

1 RESUMEN DEL DOCUMENTO	
2 REVISIÓN DE ACTIVIDADES Y SU RELACIÓN CON EL OBJETO	
ESTUDIO	
3 ASPECTOS METODOLÓGICOS	4
3.1 Sistema de adquisición de datos discretos. Campañas de muestreos	4
3.2 Sistema de monitorización en continuo instalado en la EDAR de Á	GREDA -Ó LVEGA Y
EN LA ESTACIÓN R4	8
4 DATOS DE VERTIDO GENERADOS DURANTE EL PERIODO D	E ESTUDIO Y
SU INFLUENCIA EN R4	10
4.1 Datos discretos generados durante las campañas en V1 y R4	10
4.1.1 Cumplimiento de requisitos (estación V1)	10
4.1.2 Datos discretos en R4	19
4.2 Datos en continuo generados en los puntos V1 y R4	27
5 CONCLUSIONES	36
6 SUGERENCIAS	





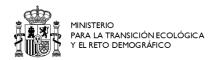
ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. SENSORES DEL SISTEMA PORTÁTIL DE MEDICIÓN
TABLA 2. ANÁLISIS REALIZADOS Y TÉCNICAS ANALÍTICAS APLICADAS. 6
Tabla 3. Sensores instalados en el sistema de monitorización de las estaciones V1, R4 y R5 . 9
Tabla 4. Requisitos de referencia para la evaluación de vertidos procedentes de
INSTALACIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS QUE AFECTAN A ZONAS SENSIBLES
TABLA 5. DESCRIPTORES ESTADÍSTICOS DE LOS PRINCIPALES PARÁMETROS DE VERTIDO DE LE EDAR DE
ÁGREDA-ÓLVEGA DURANTE EL PERIODO DE ESTUDIO
TABLA 6. LISTADO ACTUAL DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD FISICOQUÍMICOS GENERALES EMPLEADOS EN LA
EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LOS RÍOS DE ACUERDO AL RDSE
TABLA 7. LÍMITES DE CAMBIO DE CLASE DE ESTADO Y CONDICIONES DE REFERENCIA DE LOS ELEMENTOS DE
CALIDAD FISICOQUÍMICA PARA EL RÍO VAL
Tabla 8. Evaluación de los elementos de calidad fisicoquímicos en la estación R4 (aguas
ABAJO DEL VERTIDO) DURANTE LAS CAMPAÑAS DE 2020-2021. ESTADO: MB: MUY BUENO; B:
Bueno; Md: Moderado25
ÍNDICE DE FIGURAS
FIGURA 1. DISPOSITIVO PORTÁTIL DE MEDICIÓN EN EL RÍO VAL. SONDAS Y SENSORES EN EL CAUCE
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)
(IZQUIERDA) Y SISTEMA DE ADQUISICIÓN Y CONTROL (DERECHA)





FIGURA 8. DATOS DE TEMPERATURA (T), PH, SATURACIÓN DE OXÍGENO (DOSAT) Y CONDUCTIVIDAD (C)
MEDIDOS CON EL DISPOSITIVO DE SONDAS PORTÁTIL DURANTE LAS 18 CAMPAÑAS (DE JUNIO DE	
2020 A JULIO DE 2021)	19
FIGURA 9. EVOLUCIÓN DE LOS VALORES DE PH PARA LAS DIFERENTES CAMPAÑAS DE MUESTREO	
REALIZADAS EN LA ESTACIÓN R4 DURANTE EL PERIODO 30/06/2020-21/07/2021	22
FIGURA 10. EVOLUCIÓN DE LOS VALORES DE SATURACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO (%) EN LA ESTACIÓN R	4
DURANTE EL PERIODO 30/06/2020-21/07/2021	23
FIGURA 11. COMPARATIVA DE LA EVOLUCIÓN DE LOS VALORES DE CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO REACTI	VC
SOLUBLE (MG/L PO4) EN LA ESTACIÓN R4 DURANTE EL PERIODO $30/06/2020$ - $07/02/2022$	
SEGÚN MEDIDAS TOMADAS POR ECOHYDROS (VERDE) E IPROMA (NEGRO)	23
FIGURA 12. COMPARATIVA DE LA EVOLUCIÓN DE LOS VALORES DE CONCENTRACIÓN DE AMONIO (MG/L	
NH4) en la estación R4 durante el periodo 30/06/2020-07/02/2022 según medidas	
TOMADAS POR ECOHYDROS (VERDE) E IPROMA (NEGRO)	24
FIGURA 13. COMPARATIVA DE LA EVOLUCIÓN DE LOS VALORES DE CONCENTRACIÓN DE NITRATOS (MG/L	_
NO_3) en la estación $R4$ durante el periodo $30/06/2020$ - $07/02/2022$ según medidas	
TOMADAS POR ECOHYDROS (VERDE) E IPROMA (NEGRO)	24
FIGURA 14. DATOS EN CONTINUO DE TEMPERATURA EN LA ESTACIÓN V1 (IZQUIERDA) Y R4 (DERECHA).	28
FIGURA 15. DATOS EN CONTINUO DE PH EN LA ESTACIÓN V1 (IZQUIERDA) Y R4 (DERECHA)	28
FIGURA 16. DATOS EN CONTINUO DE CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LA ESTACIÓN V1 (IZQUIERDA) Y RA	4
(DERECHA)	29
FIGURA 17. DATOS EN CONTINUO DE SATURACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO EN LA ESTACIÓN V1	
(IZQUIERDA) Y R4 (DERECHA)	29
FIGURA 18. DATOS EN CONTINUO DE TURBIDEZ EN LA ESTACIÓN V1 (IZQUIERDA) Y R4 (DERECHA)	30
FIGURA 19. VALORES DEPURADOS EN EL VERTIDO (V1) ENTRE DICIEMBRE DE 2021 Y FEBRERO 2022	31
FIGURA 20. VALORES DEPURADOS EN EL RÍO VAL (R4) EN DICIEMBRE 2021 Y FEBRERO 2022	32
FIGURA 21. VALORES DEPURADOS DE ALGUNOS PARÁMETROS EN LA ESTACIÓN R1	33
FIGURA 22. PROMEDIOS DE TURBIDEZ Y OXÍGENO DISUELTO DE LOS PEREILES DE LA SONDA AQUADAM	34





1 RESUMEN DEL DOCUMENTO

Este informe constituye una pieza separada del proyecto, que revisa su objetivo y el propósito y utilidad de las herramientas de monitorización desplegadas y de los análisis realizados en el entorno del vertido de la EDAR de Ágreda-Ólvega.

Tras la pertinente exposición metodológica (apartado 3), se proporciona en el apartado 4.1 un análisis detallado de los datos generados en el Estudio en relación al vertido de la EDAR de Ágreda-Ólvega, que se refieren a dos puntos de control: "V1", situado en el propio efluente de la EDAR y "R4", en el cauce del río Val, unos 30 m aguas abajo del mismo. El análisis se realiza en dos bloques:

- I. Datos discretos adquiridos durante las campañas (apartado 4.1) realizadas. Análisis de la información obtenida en diferentes campañas de muestreo en torno al mencionado vertido y del grado de cumplimiento de los requisitos normativos en cuanto a los aspectos de calidad monitorizados, tanto en el vertido como en la masa de agua receptora.
- II. Datos obtenidos en la monitorización de alta frecuencia mediante el dispositivo de sensores instalado en el recinto de la EDAR (apartado 4.2). Está dirigida a calibrar los sistemas de Inteligencia Artificial denominados "sensores de datos", cuya finalidad última es que queden preparados para proporcionar información de alta frecuencia temporal sobre las concentraciones de nutrientes. Se menciona también la funcionalidad de la sonda Aquadam instalada en la presa y su escasa relevancia en relación a su respuesta al vertido de la EDAR de Ágreda-Ólvega, aunque su despliegue y mantenimiento no es objeto de este trabajo.

Finalmente, se facilitan las conclusiones que se derivan de los resultados de estas actividades del proyecto en relación a la finalidad del mismo (apartado 5) y se comentan las limitaciones que presentan para la finalidad como red de alerta en tiempo real, distinta a la planteada. Se añaden también algunas sugerencias (apartado 6) para solventar estas limitaciones aprovechando los desarrollos ya efectuados.

2 REVISIÓN DE ACTIVIDADES Y SU RELACIÓN CON EL OBJETO DEL ESTUDIO

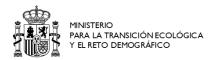
El estudio, que aún no ha finalizado, tiene como objeto determinar la carga de nutrientes que recibe el embalse con resolución diaria, así como su procedencia. De esta forma, se puede simular el comportamiento dinámico del embalse y predecir la evolución de su estado trófico bajo diferentes escenarios de carácter complejo (hidrometeorológico y de presiones). Por último, estas herramientas permitirán, una vez desarrolladas y validadas, adoptar una estrategia de gestión adaptativa del problema, basada en conocimiento, que se considera la forma óptima de abordarlo desde el punto de vista de un adecuado uso de los recursos públicos.

No es objeto de este contrato el suministro de estaciones automáticas de control de calidad en continuo y de alertas asociado, que constituiría un objetivo y un presupuesto independientes, sino el apoyo en datos tomados con alta frecuencia de parámetros asequibles para inferir con la resolución temporal necesaria la concentración de los nutrientes. Esto se hace mediante entrenamiento de algoritmos de Inteligencia Artificial que requieren apoyarse en un elevado número de datos y análisis para resultar útiles. Una vez completado este ejercicio, su rendimiento es muy elevado a un coste muy contenido, en comparación con las estaciones automáticas de control de la calidad que componen la red SAICA.

De este modo, con estaciones de monitorización muy simplificadas y económicas se tendría un control de la evolución de la contaminación en el tiempo en puntos críticos, y esto sería la base de la detección de cambios y del control del funcionamiento de los sistemas correctores que se establezcan.

Actualmente no se dispone de suficientes datos para completar este ejercicio debido a que a lo largo del periodo de ejecución se han producido retrasos y dificultades en el despliegue y funcionamiento de tales dispositivos. Ha habido que afrontar situaciones no previstas que se refieren a:

- Retrasos inducidos por los conocidos efectos de la pandemia COVID19.
- Empeoramiento drástico de las condiciones de vertido de la EDAR de Ágreda-Ólvega, que ha causado daños repetidos a los sistemas de sensores a pesar de sus protecciones, sobre todo por el alto contenido en aceites y grasas que tienen estos pulsos de contaminación.





- No disponibilidad de la estación de aforos en el río Val, prevista para el inicio del periodo y que debería proporcionar no solamente valores de caudales, sino alojamiento, energía y comunicaciones a los dispositivos de este proyecto en el punto de control más crítico (entrada del río Val al embalse).
- Imposibilidad de adaptar las pautas de análisis de laboratorio al periodo de pleno funcionamiento del sistema de sensores de datos, con lo que hay tramos de las curvas que no tienen datos de entrenamiento.

Por estas razones se dilataron los tiempos de ejecución y se tuvo que ampliar el plazo de ejecución del proyecto en 4 meses, que abarcaba inicialmente de marzo de 2020 a marzo 2022. Aunque los muestreos puntuales comenzaron en junio de 2020 y finalizaron en julio de 2021, la puesta en marcha de los sistemas de monitorización sufrió un mayor retraso, por lo que se decidió prolongar su periodo de su funcionamiento, con el fin de poder completar el desarrollo de los llamados sensores de datos.

Sin embargo, los problemas ocasionados por estos pulsos de contaminación debidos al vertido de la EDAR de Ágreda-Ólvega han provocado algunos periodos con lagunas de datos y actualmente obligan a tener una atención constante para poder alcanzar el objetivo expuesto.

Se insiste en que estos sistemas no están actualmente preparados para ofrecer un servicio oficial de alerta en tiempo real, lo cual no era además objeto de este contrato y para lo cual habría que acometer otras labores no contempladas en el presente estudio.

Sin embargo, aunque los resultados de este estudio no tienen ni han tenido nunca el objetivo de caracterizar la calidad del vertido (excepto en carga relativa de nutrientes) ni la de servir de sistema de alarma de vertidos incontrolados desde el Polígono Industrial de Ólvega, se presentan los datos que se han obtenido hasta el momento en los puntos afectados por el vertido.

3 ASPECTOS METODOLÓGICOS

3.1 Sistema de adquisición de datos discretos. Campañas de muestreos

Durante el periodo de muestreos puntuales (de junio de 2020 a julio de 2021) se han realizado un total de 18 campañas (VAL1 a VAL18) en el vertido de la EDAR de Ágreda-Ólvega (punto denominado a partir de ahora V1) y aguas abajo del vertido en el río Val (punto denominado a partir de ahora como R4), con una periodicidad aproximadamente quincenal. El punto R4 está aproximadamente a unos 30 m del vertido de la EDAR (coordenadas UTM 30N 590793; 4635544).

Cada campaña ha consistido en 6 muestreos en cada punto (V1 y R4) repartidos en un periodo de tres días por campaña y en horarios diferentes. No se consiguió en ninguna de las campañas muestrear el alivio de la EDAR (denominado punto V1A) porque no estaba vertiendo. En total, al término del año se dispone de 96 y 99 muestreos (N) en R4 y V1 respectivamente, realizados por Ecohydros repartidos entre las diferentes estaciones. Asimismo, en el presente documento se incluye también el análisis de los datos adicionales suministrados por la empresa Eurofins|IPROMA (en adelante, IPROMA), la EDAR y la propia CHE, lo que supone un total de 13 y 89 muestreos adicionales respectivamente.

Los análisis realizados *in situ* durante las campañas en todas las horas en las que se ha recogido muestra fueron los siguientes: temperatura del agua (°C), conductividad (μ S/cm), pH (ud pH), potencial redox (mV), saturación de oxígeno disuelto (% O₂), turbidez (NTU) y espectro de absorción en rango UV (unidades de absorbancia, UA). Estos parámetros se midieron con equipo portátil dotado de las siguientes sondas y sensores mostrados en la Tabla 1, además de las coordenadas GPS.

Tabla 1. Sensores del sistema portátil de medición

Parámetro o función	Acrónimo	Instrumento	Método	Exactitud	Resolución	Rango
Profundidad de medición	D	SBE 37 SIP	Electrometría	0.1% FR	0.002% FR	+ 250 m
Temperatura del agua	Т	SBE 37 SIP	Electrometría	0.002 °C	0.0001 °C	-535
Conductividad eléctrica del agua	С	SBE 37 SIP	Electrometría	0.003 mS/cm	0.0001 (mS/cm)	0 - 70 mS/cm)





Parámetro o función	Acrónimo	Instrumento	Método	Exactitud	Resolución	Rango
Conductividad eléctrica del agua compensada con la temperatura a 20°C	C20	SBE 37 SIP	Electrometría	0.003 mS/cm	0.0001 (mS/cm)	0 - 70 mS/cm)
рН	рН	PHEHT Aqualabo	Potenciometría	0,05 pH	0,003 pH	014
pH compensado con la temperatura	pH(Tc)	PHEHT Aqualabo	Potenciometría	0,05 pH	0,003 pH	014
Potencial Redox	ORP	PHEHT Aqualabo	Potenciometría	± 1 mV		-1000 + 1000 mV
Oxígeno disuelto	DO	Digital Dissolved Oxygen Sensor_TriOS	Luminiscencia	± 0,1 mg/L	0,01 mg/L	0 - 20 mg/L
Saturación de oxígeno disuelto	DOSAT	Digital Dissolved Oxygen Sensor_TriOS	Luminiscencia	1		0200%
Turbidez	TURB	Cyclops 7_Turner Designs	Nefelometría	-	0.05	0.051500 NTU
Espectro de absorción en el UV	Doλ	ProPS TriOS	Espectrometría de absorción	0.2 nm	0.7	190-360 nm





Figura 1. Dispositivo portátil de medición en el río Val. Sondas y sensores en el cauce (izquierda) y sistema de adquisición y control (derecha)

En la Figura 1 se muestra con detalle el dispositivo portátil de medición en el que se puede observar la estructura con la integración de todos los sensores de medición (foto izquierda) y del sistema de adquisición de datos (foto derecha).

En todas las muestras recogidas el laboratorio de la CHE analizó una batería de parámetros. El detalle del compuesto analizado, así como del método de análisis empleado para su determinación se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Análisis realizados y técnicas analíticas aplicadas

Alícuota	Variable_ COD	Variable_DESC	Unidad	Método
1	PO ₄	Concentración de fósforo reactivo soluble	mg/L_PO4	"Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water". APHA-AWWA-WPCF. Edición 23. 2017. Método 4500 P_E. Determinación por espectrofotometría UV-VIS.
2	TP	Concentración de fósforo total	mg/L_P	"Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water". APHA-AWWA-WPCF. Edición 23. 2017. Método 4500 P_E. Determinación por espectrofotometría UV-VIS.
1	PO ₄ _TOT	Concentración de fósforo reactivo total	mg/L_PO4	"Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water". APHA-AWWA-WPCF. Edición 23. 2017. Método 4500 P_E. Determinación por espectrofotometría UV-VIS.
2	TN	Concentración de nitrógeno total	mg/L_N	"Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water". APHA-AWWA-WPCF. Edición 23. 2017. Método 4500 N_C. Determinación por espectrofotometría UV-VIS.
1	NO ₃	Concentración de nitratos	mg/L_NO ₃	"ISO 10304-1. Determinación por cromatografía iónica."
1	NO ₂	Concentración de nitritos	mg/L_NO ₂	"ISO 6777 Determinación por espectrofotometría UV-VIS."
2	NH4	Concentración de amonio	mg/L_NH4	""Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water". APHA-AWWA-WPCF. Edición 23. 2017. Método 4500 NH_D. Determinación por electrometría."
1	TSS	Concentración de sólidos totales en suspensión	mg/L	UNE EN 872 Determinación por filtración y gravimetría.
1	DBO ₅	DBO ₅	mg/L_O ₂	En ríos: "Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water". APHA-AWWA-WPCF. Edición 23. 2017. Método 5210 B. Determinación por electrometría. En vertidos: "Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water". APHA-AWWA-WPCF. Edición 23. 2017. Método 5210 D. Determinación por manometría.
1	DBOc	DBO carbonácea (inhibición de nitrificación)	mg/L_O ₂	En ríos: "Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water". APHA-AWWA-WPCF. Edición 23. 2017. Método 5210 B. Determinación por electrometría. En vertidos: "Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water". APHA-





Alícuota	Variable_ COD	Variable_DESC	Unidad	Método
				AWWA-WPCF. Edición 23. 2017. Método 5210 D. Determinación por manometría.
2	тос	Carbono orgánico total	mg/L_C	"Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water". APHA-AWWA-WPCF. Edición 23. 2017. Método 5310 B. Determinación por espectroscopía IR.
1	DOC	Carbono orgánico disuelto	mg/L_C	"Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water". APHA-AWWA-WPCF. Edición 23. 2017. Método 5310 B. Determinación por espectroscopía IR.
1	SIO ₂	Sílice reactiva	mg/L_SiO ₄	Espectrofotometría UV-VIS

3.2 Sistema de monitorización en continuo instalado en la EDAR de Ágreda-Ólvega y en el punto aguas abajo (R4)

Para la adquisición de datos en continuo se decidió centralizar las mediciones en un único sistema, emplazado en las instalaciones de la EDAR de Ágreda-Ólvega, que monitoriza alternativamente las aguas del efluente de la EDAR (V1) y de los puntos situados aguas abajo (R4) y aguas arriba del vertido (punto denominado R5 el cuál no está incluido en este informe). El ciclo completo de medida se completa en 30 min, periodo en el que se obtiene una medida de cada uno de los 3 puntos cada 10 min, siendo el número de datos por hora de cada punto de 2. El sistema instalado se muestra en la Figura 2.

La dotación de sensores activos en esta estación es la misma que en los puntos R4 (aguas abajo del vertido) y R5 (aguas arriba del vertido) y corresponde a los siguientes sensores y parámetros especificados en la Tabla 3.

Los datos se recogen a través de la plataforma Grafana para su uso interno para los fines expuestos del proyecto, es decir, en la actualidad no se suministran en tiempo real a la CHE con fines de vigilancia y, como ya se ha comentado, no se contempla en el encargo de dicho organismo el suministro de equipamiento ni de datos en tiempo real para el control de los vertidos.

A través de esta plataforma se pueden almacenar todos los datos registrados de cada punto de muestreo en la nube, así como monitorizar en continuo cada parámetro. Se puede ver los datos que se están monitorizando en cada estación en tiempo real, como realizar históricos por unidades de tiempo (horas, días, meses, semanas o años).







Figura 2. Tanque de mediciones y sensores de medida instalados en la arqueta de vertido de la EDAR

Tabla 3. Sensores instalados en el sistema de monitorización de las estaciones V1, R4 y R5

Parámetro o función	Acrónimo	Instrumento	Método	Exactitud	Resolución	Rango
Temperatura del agua	Т	Conductivity TriOS	Electrometría	± 0.5 °C	0.01 °C	050 °C
Conductividad eléctrica del agua	С	Conductivity TriOS	Electrometría	± 0.5 μS/cm at 20 μS/cm	0.1 μS/cm	020 mS/cm
Conductividad eléctrica del agua compensada con la temperatura a 20°C	C20	Conductivity TriOS	Electrometría	± 0.5 μS/cm at 20 μS/cm	0.1 μS/cm	020 mS/cm
рН	рН	PHEHT Aqualabo	Potenciometría	± 0.1 pH	0.01 pH	014 pH
pH compensado con la temperatura	рН(Тс)	PHEHT Aqualabo	Potenciometría	± 0.1 pH	0.01 pH	014 рН
Potencial Redox	ORP	PHEHT Aqualabo	Potenciometría	± 2 mV	0,1 mV	- 1000+1000 mV
Oxígeno disuelto	DO	Digital Dissolved Oxygen Sensor_TriOS	Luminiscencia	± 0.1 mg/L	0.01 mg/L	0 - 20 mg/L
Saturación de oxígeno disuelto	DOSAT	Digital Dissolved Oxygen Sensor_TriOS	Luminiscencia	-		0200%
Turbidez	TURB	Turbidity Plus™ with Integrated Wiper_Turner Designs	Nefelometría	-	0.05	0.051500 NTU
Espectro de absorción en el UV	Doλ	ProPS TriOS	Espectrometría de absorción	0.2 nm	0.7	190-360 nm

4 Datos de vertido generados durante el periodo de estudio y su influencia en R4

- 4.1 Datos discretos generados durante las campañas en V1 y R4
- 4.1.1 Cumplimiento de requisitos (estación V1)

El Anexo II.I del RD 509/1996 (que transpone lo establecido en la Directiva 91/271/CEE relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas) establece los criterios para la declaración de "zonas sensibles":

- a. Lagos, lagunas, embalses, estuarios y aguas marítimas que sean eutróficos o que podrían llegar a ser eutróficos en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección (se entenderá por «eutrofización»: el aumento de nutrientes en el agua, especialmente de los compuestos de nitrógeno o de fósforo, que provoca un crecimiento acelerado de algas y especies vegetales superiores, con el resultado de trastornos no deseados en el equilibrio entre organismos presentes en el agua y en la calidad del agua a la que afecta).
- Aguas continentales superficiales destinadas a la obtención de agua potable que podrían contener una concentración de nitratos superior a 50 mg/l.
- c. Masas de agua en las que sea necesario un tratamiento adicional al tratamiento secundario establecido en el artículo 5 del Real Decreto-ley y en este Real Decreto para cumplir lo establecido en la normativa comunitaria.

El embalse El Val, perteneciente a la categoría a), está recogido como zona sensible según la Resolución del 6 de febrero de 2019 de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Dada esta regulación, además de evaluarse los requisitos generales para vertidos de aguas residuales, deberán tenerse en cuenta los parámetros recogidos en el Cuadro 2 del Anexo I del mencionado RD 509/1996. Para todos los parámetros evaluados (Tabla 4), podrá aplicarse el porcentaje mínimo de reducción o el valor de concentración, siendo este último el empleado en el presente estudio.





Tabla 4. Requisitos de referencia para la evaluación de vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas que afectan a zonas sensibles

Parámetro	CÓDIGO	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción*	Observaciones			
Cuadro I							
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅ a 20°C) sin nitrificación	DBO₅	25 mg/L 0 ₂	70 - 90				
Demanda química de oxígeno (DQO)	DQO	125 mg/L O ₂	75	Sustituible por carbono orgánico total (TOC) o demanda total de oxígeno (DTO), si puede establecerse una correlación entre DBO ₅ y el parámetro sustituto.			
Total de sólidos en suspensión (TSS)	TSS	35 mg / L	90	Requisito optativo			
		C	uadro II				
Fósforo total (TP)**	TP	2 mg/l P	80	Poblaciones inferiores a 100.000 h-e			
Nitrógeno total (TN)**	TN	15 mg/l N	70 - 80	Poblaciones inferiores a 100.000 h-e			
	* Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada. ** Según la situación local, se podrá aplicar uno o los dos parámetros (TP y/o TN).						

A continuación, se presentan los resultados de los principales parámetros a evaluar para el cumplimiento de los límites de vertido de la EDAR de Ágreda-Ólvega en relación a la normativa de zonas sensibles (Figuras 3 a 6).

Incluyen tanto las muestras recogidas en las 18 campañas por Ecohydros así como los datos proporcionados por la CHE de muestras discretas analizadas por otros laboratorios (IPROMA). La línea azul representa el límite de vertido establecido por el RD 509/1996 para cada parámetro para una población de menos de 100.000 h-e, como es el caso de la EDAR de Ágreda-Ólvega.

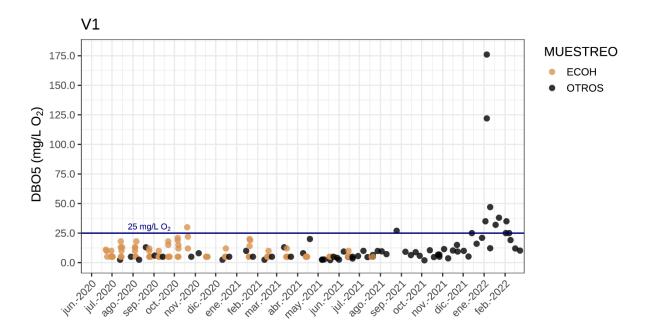


Figura 3. Comparativa de la evolución de los valores de la demanda biológica de oxígeno (mg/L O₂) para los muestreos llevados a cabo en la estación V1 durante el periodo 22/06/2020-23/02/2022 según medidas tomadas por ECOHYDROS (naranja) y otros (negro)

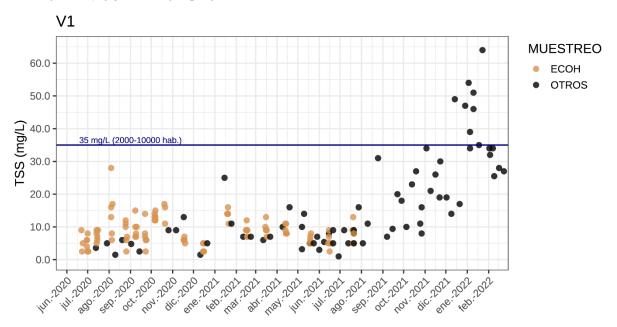
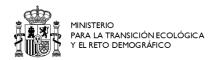


Figura 4. Comparativa de la evolución de los valores de sólidos suspendidos totales (mg/L) para los muestreos realizados en la estación V1 durante el periodo 22/06/2020-23/02/2022 según medidas tomadas por ECOHYDROS (naranja) y otros (negro)





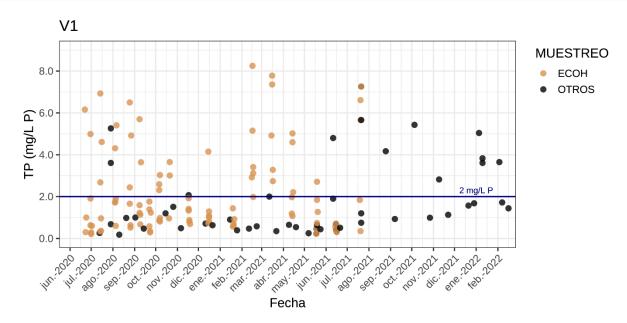


Figura 5. Comparativa de la evolución de los valores de fósforo total (mg/L) para los muestreos llevados a cabo en la estación V1 durante el periodo 22/06/2020-23/02/2022 según medidas tomadas por ECOHYDROS (naranja) y otros (negro)

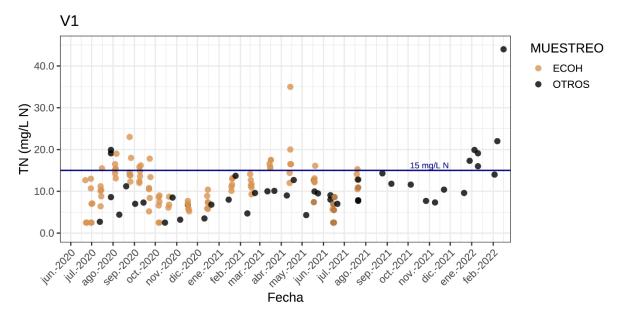


Figura 6. Comparativa de la evolución de los valores de nitrógeno total (mg/L) para los muestreos llevados a cabo en la estación V1 durante el periodo 22/06/2020-23/02/2022 según medidas tomadas por ECOHYDROS (naranja) y otros (negro)

En la Tabla 5 se presentan los principales descriptores estadísticos calculados desde junio de 2020 hasta febrero de 2022 sobre los datos representados en las figuras precedentes.

En las celdas de color rojo se indica el parámetro que no cumple los límites de vertido exigidos por la legislación para ese mes en alguno de los datos medidos y en verde los que si cumplen en ese periodo. Como se puede observar tanto en las gráficas como en tabla de estadística descriptiva, el principal problema de la EDAR de Ágreda-Ólvega es el no cumplimento en la eliminación de nutrientes, principalmente de fósforo. También existe un incumplimiento por parte la EDAR en las concentraciones de TN vertido, si bien es verdad que este parámetro excede los límites en bastantes menos ocasiones que en el caso de TP.

En el caso del TP, los límites de vertido se exceden en un total de 11 meses de los 21 analizados lo que representa más del 50% del periodo, mientras que el TN se excede en 5 meses de los 21, con lo que el porcentaje de no cumplimento es aproximadamente del 24%, lo que representa la mitad de veces que el TP.

Respecto al incumplimiento del vertido, destaca el mes de enero de 2022, cuyos niveles de todos los parámetros (TP, TN, TSS y DBO₅) estuvieron fuera de los límites de vertido permitidos. Esto se relaciona con el vertido sin pre tratamiento adecuado que efectuó durante varios días de enero la industria láctea *Ólvega Lácteos Naturales* situada en el polígono industrial de Ólvega y cuyas aguas son tratadas conjuntamente con las aguas residuales de Ágreda-Ólvega en la misma EDAR. Esto explica que las concentraciones de todos los parámetros estuvieran fuera del rango durante varios días. Además, durante estos días el agua del río Val presentó una clara alteración organoléptica (color blanquecino y mal olor) y se apreciaron en las visitas intensas afectaciones en el cauce receptor, con sustitución de las comunidades del perifiton por acumulaciones de sedimentos finos orgánicos y asociaciones de bacterias y hongos.

Por otro lado, la EDAR de Ágreda-Ólvega tiene un caudal de vertido autorizado de 5.605 m³/d y en la Figura 7 se puede ver cómo ese caudal (línea azul) es superado en numerosas ocasiones durante el periodo de estudio. El caudal de alivio (aguas sin tratar) se ha excluido en este análisis. No obstante, una vez completada la serie de datos de V1A, éste será incluido en futuras versiones. Pese a ello, en la figura se puede comprobar que durante muchos días se sobrepasa el caudal autorizado. Existe por tanto un incumplimiento reiterado y prácticamente continuado en lo que a caudal de vertido se refiere (Figura 7), con picos en los que el caudal incluso llega a duplicar el autorizado (junio de 2021).





Tabla 5. Descriptores estadísticos de los principales parámetros de vertido de le EDAR de Ágreda-Ólvega durante el periodo de estudio

Fecha	Estadístico	TP (mg/L P)	TN (mg/L N)	TSS (mg/L)	DBO5 (mg/L O2)
	N	6	6	6	6
Jun. – 2020	Media	2.50	7.31	5.42	7.67
	Mediana	1.46	6.60	5.50	7.50
	Std.	2.47	5.33	2.20	2.94
	Máx.	6.16	13.00	9.00	11.00
	Mín.	0.30	2.50	2.50	5.00
	Calidad vertido	0.30	2.50	2.30	3.00
	N	13	13	11	11
	Media	2.06	9.94	5.96	7.86
	Mediana	0.68	8.80	6.00	5.00
Jul. – 2020	Std.	2.31	5.45	2.43	4.88
jui. 2020	Máx.	6.93	19.90	9.00	18.00
	Mín.	0.21	2.50	2.50	2.50
	Calidad vertido	0.21		2.50	2.50
	N	14	14	14	14
	Media	2.39	14.61	10.29	8.68
	Mediana	1.73	14.40	9.00	7.50
Ago 2020	Std.	2.05	4.21	6.86	4.61
· ·	Máx.	6.50	23.00	28.00	18.00
	Mín.	0.18	4.40	1.50	2.50
	Calidad vertido				
	N	14	14	14	14
	Media	1.50	11.80	7.70	7.07
	Mediana	1.18	12.20	7.00	5.00
Sep. – 2020	Std.	1.47	3.80	3.65	4.25
	Máx.	5.70	17.80	15.00	18.00
	Mín.	0.29	5.20	2.50	5.00
	Calidad vertido				
	N	11	11	10	10
	Media	1.90	6.30	13.20	14.60
0 . 0000	Mediana	1.51	6.80	13.00	13.50
Oct 2020	Std.	1.04	2.61	2.39	8.45
	Máx.	3.65	9.00	17.00	30.00
	Mín.	0.81	2.50	9.00	5.00
	Calidad vertido	0	0	0	0
	N Media	8 1.20	6.06	7.25	5.38
Nov 2020	Mediana Std.	1.11 0.58	6.35 1.42	6.00 2.60	5.00 1.06
NOV 2020	Máx.	2.07	7.70	13.00	8.00
	Mín.	0.49	3.20	5.00	5.00
	Calidad vertido	0.47	3.20	3.00	3.00
	N	8	8	8	8
	Media	1.30	7.00	3.31	5.56
	Mediana	0.92	7.05	2.50	5.00
Dic 2020	Std.	1.17	2.08	1.44	2.74
2.0. 2020	Máx.	4.15	10.40	5.00	12.00
	Mín.	0.63	3.50	1.50	2.50
ŀ	Calidad vertido	2.00	2.00		

		TP	TN	TSS	DBO ₅
Fecha	Estadístico	(mg/L P)	(mg/L N)	(mg/L)	(mg/L O ₂)
	N	7	7	7	7
	Media	0.79	11.53	15.00	11.14
	Mediana	0.69	11.60	14.00	10.00
Ene 2021	Std.	0.34	2.01	4.76	6.62
	Máx.	1.44	13.70	25.00	20.00
	Mín.	0.39	8.00	11.00	5.00
	Calidad vertido				
	N	8	8	8	8
	Media	3.24	10.54	8.38	5.31
	Mediana	3.02	11.10	8.00	5.00
Feb 2021	Std.	2.54	2.83	1.77	2.09
	Máx.	8.25	14.10	12.00	10.00
	Mín.	0.47	4.70	7.00	2.50
	Calidad vertido				
	N	7	7	7	7
	Media	4.06	14.74	8.71	7.14
	Mediana	3.28	15.90	9.00	5.00
Mar 2021	Std.	2.76	3.29	2.36	3.67
	Máx.	7.78	17.50	13.00	13.00
	Mín.	0.35	10.00	6.00	5.00
	Calidad vertido			0	
	N N	8	8	8	8
	Media	2.16	17.01	10.13	7.25
Al 2024	Mediana	1.58	15.45	9.50	5.00
Abr. – 2021	Std. Máx.	1.74 5.02	8.00 35.00	2.70 16.00	5.26 20.00
	Mín.	0.54	9.00	8.00	5.00
	Calidad vertido	0.54	9.00	8.00	5.00
	N	11	11	13	13
	Media	0.84	10.69	6.55	4.16
	Mediana	0.46	12.20	5.00	5.00
May 2021	Std.	0.79	3.35	2.83	1.18
11my: 2022	Máx.	2.71	16.10	14.00	5.00
	Mín.	0.23	4.30	3.20	2.20
	Calidad vertido				
	N	14	14	12	12
	Media	0.86	5.84	5.41	5.49
	Mediana	0.43	6.30	5.00	5.00
Jun. – 2021	Std.	1.20	2.46	2.51	2.13
	Máx.	4.80	9.06	9.00	10.00
	Mín.	0.31	2.50	1.00	2.60
	Calidad vertido				
	N	9	9	12	12
	Media	4.07	11.43	8.67	5.93
	Mediana	5.66	10.90	8.50	5.00
Jul. – 2021	Std.	2.96	2.60	3.23	1.93
	Máx.	7.26	15.30	16.00	10.00
	Mín.	0.35	7.70	5.00	4.70
	Calidad vertido				
	N	11	1	3	3
	Media	4.17	14.30	15.67	14.60
	Mediana	-	-	11.00	9.60
Ago 2021	Std.	-	-	13.61	10.81
	Máx.	-	-	31.00	27.00
	Mín.	-	-	5.00	7.20
0.001	Calidad vertido		4		
Sep 2021	N	1	1	4	4





Fecha	Estadístico	TP (mg/L P)	TN (mg/L N)	TSS (mg/L)	DBO ₅ (mg/L O ₂)
	Media	-	-	13.60	7.58
	Mediana	0.93	11.80	13.70	7.65
	Std.	-	-	6.36	1.73
	Máx.	-	-	20.00	9.20
	Mín.	-	-	7.00	5.80
	Calidad vertido				
	N	2	2	6	6
	Media	3.21	9.65	15.83	5.97
	Mediana	3.21	9.65	13.50	5.90
Oct 2021	Std.	3.14	2.76	7.68	2.84
	Máx.	5.43	11.60	27.00	10.50
	Mín.	0.99	7.70	8.00	2.00
	Calidad vertido				
	N	2	2	5	5
	Media	1.98	8.87	26.00	9.98
	Mediana	1.98	8.87	26.00	10.30
Nov 2021	Std.	1.20	2.17	6.20	4.10
	Máx.	2.82	10.40	34.00	15.00
	Mín.	1.13	7.33	19.00	3.70
	Calidad vertido				
	N	2	2	5	5
	Media	1.63	13.45	29.20	15.44
	Mediana	1.63	13.45	19.00	16.00
Dic 2021	Std.	0.08	5.44	17.27	8.02
	Máx.	1.68	17.30	49.00	25.00
	Mín.	1.57	9.60	14.00	5.20
	Calidad vertido				
	N	3	3	7	7
	Media	4.16	18.33	46.14	66.03
	Mediana	3.83	19.10	46.00	38.00
Ene. – 2022	Std.	0.77	2.06	11.01	59.71
	Máx.	5.04	19.90	64.00	176.00
	Mín.	3.61	16.00	34.00	12.20
	Calidad vertido				
	N	3	3	6	6
	Media	2.27	26.67	30.08	21.05
	Mediana	1.72	22.00	30.00	22.05
Feb 2022	Std.	1.20	15.53	3.72	9.27
	Máx.	3.65	44.00	34.00	35.00
	Mín.	1.44	14.00	25.50	10.20
	Calidad vertido				

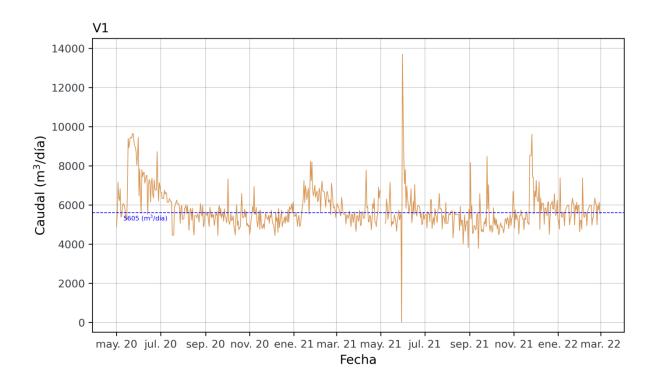


Figura 7. Caudales de vertido de la EDAR de Ágreda-Ólvega durante el periodo: 01/05/2020 - 01/03/2021

En la Figura 8 se muestran los datos adquiridos con el sistema portátil de medición durante las 18 campañas en las que se realizaron muestreos discretos. Cómo se puede observar, los datos adquiridos en R4 siguen fielmente la pauta en V1, confirmando que debido a las características de esta cuenca (poco caudal del río val, zona de bajas precipitaciones etc.) los vertidos de la EDAR de Ágreda-Ólvega en el río Val dominan la calidad de sus aguas en todo el recorrido hasta el embalse.

La diferencia de datos en temperatura entre V1 y R4 es mínima, con lo que podría ser despreciable y ambos valores podrían considerarse los mismos. Esto es debido a que la distancia entre el punto de vertido V1 y el R4 es de sólo 30 m. aproximadamente.

Las concentraciones de pH (ud. de pH) y saturación de oxígeno (%) son siempre más altas en R4 que en V1 mientras que la conductividad (μ S/cm) presenta el caso contrario, siempre es más elevada en V1 que en R4. Estos tres parámetros nos indican que, aunque las concentraciones del agua del río Val en las inmediaciones del vertido (R4) sean mejores en términos de calidad que en V1 (debido a la propia dilución y a la agitación del cauce), la escasa diferencia que existe entre ambos





valores corrobora la influencia negativa del vertido en la calidad de las aguas del río Val.

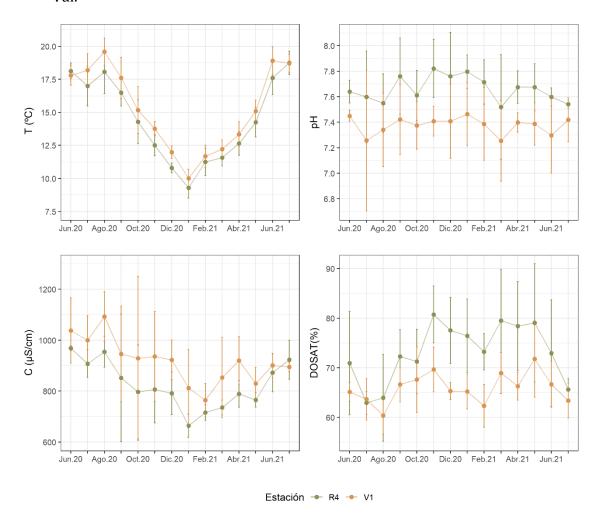


Figura 8. Datos de Temperatura (T), pH, Saturación de oxígeno (DOSAT) y conductividad (C) medidos con el dispositivo de sondas portátil durante las 18 campañas (de junio de 2020 a julio de 2021)

4.1.2 Datos discretos en R4

Los resultados en este punto se analizan aquí para evaluar la calidad de las aguas siguiendo el 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. El procedimiento para la evaluación estado o potencial ecológico para las masas de agua de la categoría ríos queda recogido en el Artículo 10 según:

- 1. Elementos de calidad biológicos:
 - Composición y abundancia de fauna bentónica de invertebrados.
 - Composición y abundancia de flora acuática.
 - Composición, abundancia y estructura de edades de fauna ictiológica.
- 2. Elementos de calidad químicos y fisicoquímicos de soporte a los elementos de calidad biológicos:
 - Generales: condiciones térmicas y de oxigenación, salinidad, estado de acidificación y nutrientes.
 - Contaminantes específicos vertidos en cantidades significativas.
- 3. Elementos de calidad hidromorfológicos de soporte a los elementos de calidad biológicos:
 - Régimen hidrológico: caudales e hidrodinámica del flujo de las aguas y conexión con masas de agua subterránea.
 - Continuidad del río.
 - Condiciones morfológicas: variación de la profundidad y anchura del río, estructura y sustrato del lecho del río y estructura de la zona ribereña.

Los indicadores correspondientes a los elementos de calidad biológicos, químicos y fisicoquímicos e hidromorfológicos de soporte aplicables a cada tipo de masa de agua se definen en el anexo II. Los contaminantes específicos quedan definidos en los anexos V y VI.

El presente informe solo tiene en consideración el análisis de calidad fisicoquímica de las aguas; por ello, de los elementos de calidad generales definidos en el anexo V de la DMA y anexo II del R.D.817/2015 (Tabla 6) serán evaluados aquellos referidos a: i) el estado de acidificación; ii) las condiciones de oxigenación; iii) los nutrientes.

El resultado final a evaluar resulta del cálculo de la mediana sobre las series obtenidas en los puntos de control en cada uno de los meses del periodo de estudio. Asimismo, debe tenerse en cuenta que: a) en los casos en los que la serie de datos incluye un valor por debajo del límite de cuantificación (LQ) el valor será sustituido utilizando la fórmula LQ/2 y b) en los casos en los que todos los valores de la serie evaluada están por debajo del límite de cuantificación se considera el resultado "inferior al límite de cuantificación".

Además, el Anexo II.I declara que en zonas sensibles se tendrán en cuenta los siguientes elementos en la consideración del nutriente que deba de ser reducido con





un tratamiento adicional: "Lagos y cursos de agua que desemboquen en lagos, lagunas, embalses, bahías cerradas que tengan un intercambio de aguas escaso y en los que, por lo tanto, puede producirse una acumulación, en dichas zonas conviene prever la eliminación de fósforo a no ser que se demuestre que dicha eliminación no tendrá consecuencias sobre el nivel de eutrofización. También podrá considerarse la eliminación de nitrógeno cuando se realicen vertidos de grandes aglomeraciones urbanas".

Tabla 6. Listado actual de los elementos de calidad fisicoquímicos generales empleados en la evaluación del estado ecológico de los ríos de acuerdo al RDSE

Elementos de calidad para masas de agua categoría río (Anexo V la DMA y RD 817/2015)	Índices e Indicadores (Anexo II, RD 817/2015)	Índices e indicadores en estudio para su aplicación en ciclo de planificación 2021-2027	Observaciones				
Elementos de calidad fisicoquímicos generales (FQ)							
Condiciones térmicas	-	-	T no es buen indicador de estado				
Condiciones de oxigenación	0	no disuelto. ción de oxígeno (%)					
Salinidad	-	-	Conductividad no es buen indicador de estado debido a su alta variabilidad				
Estado de acidificación	рН	рН	Su uso podrá exceptuarse debido a que por su variabilidad no es buen indicador de estado en ríos				
	Amonio						
Condiciones en cuanto a nutrientes	N	itratos					
	F	osfatos					

El análisis de calidad fisicoquímica en el punto de muestro R4 del río Val objeto de este se ha realizado de acuerdo a las directrices establecidas en RD 817/2015, teniendo en cuenta las condiciones de referencia (CR) y los límites de cambio de clase de estado (LCC) de su Anexo II.A (Tabla 7). El tramo del río Val sobre el que se realiza el estudio pertenece a la categoría de ríos de montaña mediterránea calcárea (Tipo R-T12). De los indicadores aquí recogidos, se han evaluado todos a excepción de la concentración de oxígeno. Pese a disponer medidas de ambos indicadores, se ha priorizado el uso de la saturación del oxígeno disuelto dado que la legislación abarca un mayor número de categorías, lo que nos permite diferenciar entre estado bueno, muy bueno o moderado.

Tabla 7. Límites de cambio de clase de estado y condiciones de referencia de los elementos de calidad fisicoquímica para el río Val

Tipo	Indicador	CÓDIGO	Unidades	Límites de cambio de clase de estado (LCC)		
Τιρυ				Muy bueno/bueno	Bueno/moderado	
R-T12	рН	рН	_	6.5 - 8.7	6 - 9	
	Oxígeno	DO	mg/L		5	
	%0xígeno	DOSAT	%	70 - 100	60 - 120	
	Amonio	NH4	mg NH ₄ /L	0.2	0.6	
	Fosfatos	PO4	mg PO ₄ /L	0.2	0.4	
	Nitratos	N03	mg NO ₃ /L	10	25	

A continuación se presentan los resultados de los parámetros de pH (pH) (Figura 9), saturación de oxígeno disuelto (DOSAT) (Figura 10), Fosfatos (PO₄) (Figura 11), Amonio (NH₄) (Figura 12) y Nitratos (NO₃) (Figura 13) durante el periodo de estudio. En el caso de los nutrientes se han añadido a los datos obtenido por Ecohydros los datos del Laboratorio IPROMA para el mismo punto R4.

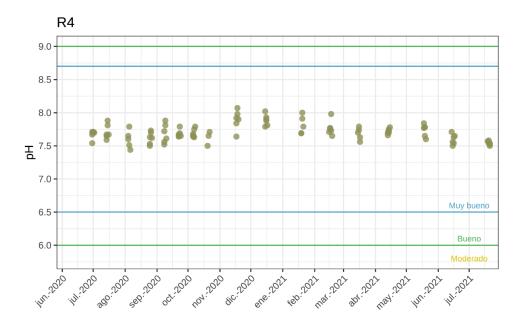


Figura 9. Evolución de los valores de pH para las diferentes campañas de muestreo realizadas en la estación R4 durante el periodo 30/06/2020-21/07/2021





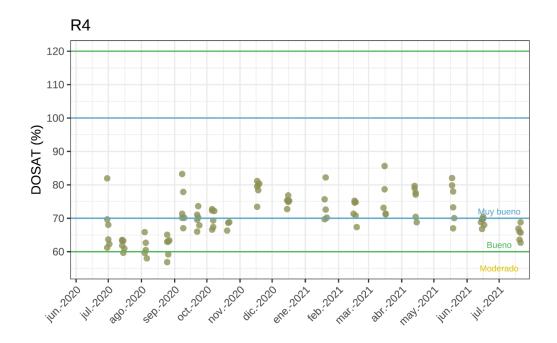


Figura 10. Evolución de los valores de saturación de oxígeno disuelto (%) en la estación R4 durante el periodo 30/06/2020-21/07/2021

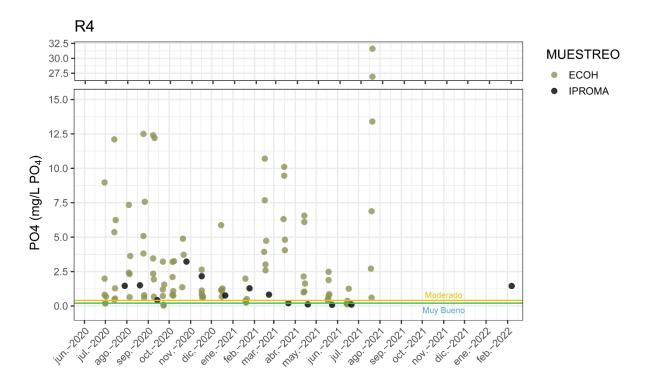


Figura 11. Comparativa de la evolución de los valores de concentración de fósforo reactivo soluble (mg/L PO₄) en la estación R4 durante el periodo 30/06/2020-07/02/2022 según medidas tomadas por ECOHYDROS (verde) e IPROMA (negro)

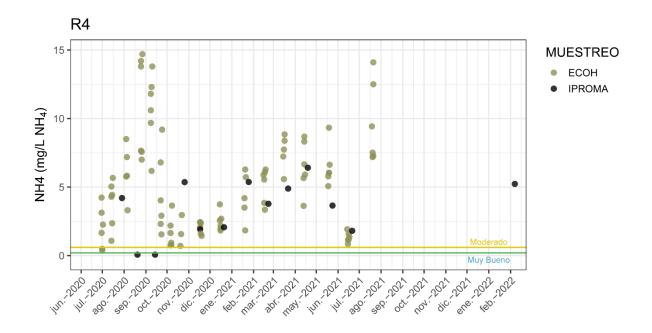


Figura 12. Comparativa de la evolución de los valores de concentración de amonio ($mg/L\ NH_4$) en la estación R4 durante el periodo 30/06/2020-07/02/2022 según medidas tomadas por ECOHYDROS (verde) e IPROMA (negro)

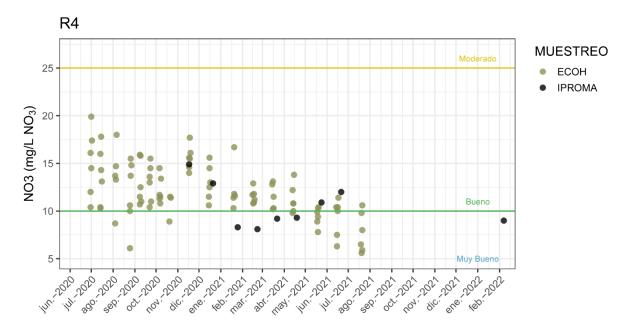


Figura 13. Comparativa de la evolución de los valores de concentración de nitratos (mg/L NO_3) en la estación R4 durante el periodo 30/06/2020-07/02/2022 según medidas tomadas por ECOHYDROS (verde) e IPROMA (negro)





La tabla siguiente (Tabla 8) recoge los estadísticos descriptivos básicos calculados para cada uno de los meses y el resultado de la evaluación de la calidad físico-química en R4.

Tabla 8. Evaluación de los elementos de calidad fisicoquímicos en la estación R4 (aguas abajo del vertido) durante las campañas de 2020-2021. Estado: Mb: Muy Bueno; B: Bueno; Md: Moderado

Fecha	Estadístico	рН	DOSAT (%)	PO4 (mg/L PO ₄)	NO3 (mg/L NO ₃)	NH4 (mg/L NH ₄)
Jun. – 2020	N	3	3	3	3	3
	Media	7.64	70.95	3.92	12.83	3.01
	Mediana	7.67	69.67	1.98	12.00	3.13
	Std.	0.09	10.42	4.41	2.94	1.29
	Máx.	7.71	81.95	8.97	16.10	4.23
	Mín.	7.54	61.22	0.81	10.40	1.66
	Calidad FQ	MB	MB	MO	BU	MO
	N	9	9	10	9	10
	Media	7.71	62.94	2.85	14.86	3.02
	Mediana	7.70	63.25	0.98	14.50	3.28
Jul. – 2020	Std.	0.09	2.33	3.91	3.28	1.95
	Máx.	7.88	68.03	12.10	19.90	5.67
	Mín.	7.59	59.66	0.18	10.30	0.40
	Calidad FQ	MB	BU	MO	BU	MO
	N	11	11	12	11	12
	Media	7.61	61.55	4.01	12.65	7.97
	Mediana	7.62	62.66	3.02	13.70	7.38
Ago 2020	Std.	0.11	2.91	3.60	3.43	4.41
	Máx.	7.79	65.85	12.50	18.00	14.70
	Mín.	7.44	56.87	0.59	6.10	0.07
	Calidad FQ	MB	BU	MO	BU	MO
	N	12	12	13	12	13
	Media	7.68	71.51	3.09	12.95	7.02
	Mediana	7.66	70.19	1.55	12.75	6.80
Sep 2020	Std.	0.10	4.82	4.23	2.08	4.55
	Máx.	7.88	83.24	12.40	15.90	13.80
	Mín.	7.52	66.00	0.03	10.40	0.07
	Calidad FQ	MB	MB	MO	BU	MO
	N	9	9	10	9	10
	Media	7.67	69.37	2.44	11.67	2.06
0 . 0000	Mediana	7.66	68.82	2.65	11.50	1.61
Oct 2020	Std.	0.08	2.49	1.42	1.57	1.53
	Máx.	7.79	72.73	4.88	14.50	5.36
	Mín.	7.50	66.31	0.75	8.90	0.71
	Calidad FQ	MB	BU	MO	BU	MO
Nov 2020	N Madia	6	6	7	7	7
	Media	7.89	78.81	1.25	15.49	2.04
	Mediana	7.91	79.75	0.87	15.50	2.09
	Std.	0.15	2.79	0.81	1.20	0.41
	Máx. Mín.	8.07	81.15	2.63 0.58	17.70 14.00	2.44
		7.64	73.43			
Dic 2020	Calidad FQ	MB	MB	MO 7	BU 7	MO 7
	N Madia	7.00	7F.06			
	Media	7.89	75.06 75.26	1.71	12.94 12.90	2.44
	Mediana	7.89	75.26 1.32	1.11 1.85		2.19
	Std.	0.08 8.02		5.87	1.70 15.60	0.65 3.74
	Máx.	Ø.UZ	76.84	ე.გ/	15.00	5./4

Fecha	Estadístico	рН	DOSAT (%)	PO4 (mg/L PO4)	NO3 (mg/L NO ₃)	NH4 (mg/L NH4)
	Mín.	7.79	72.75	0.68	10.60	1.83
	Calidad FQ	MB	MB	MO	BU	MO
Ene. – 2021	N	5	5	6	6	6
	Media	7.82	74.07	0.78	11.68	4.48
	Mediana	7.79	72.60	0.44	11.50	4.78
	Std.	0.14	5.13	0.70	2.78	1.65
	Máx.	8.00	82.21	1.98	16.70	6.28
	Mín.	7.69	69.70	0.25	8.30	1.84
	Calidad FQ	MB	MB	BU	BU	MO
	N	6	6	7	7	7
	Media	7.77	72.38	4.78	11.06	4.97
	Mediana	7.75	73.02	3.93	11.20	5.55
Feb 2021	Std.	0.11	3.11	3.36	1.48	1.25
	Máx.	7.98	75.25	10.70	12.90	6.28
	Mín.	7.65	67.36	0.82	8.10	3.35
	Calidad FQ	MB	MB	MO	BU	MO
	N	5	5	6	6	6
	Media	7.68	76.00	5.82	11.18	7.11
M 2024	Mediana	7.70	73.13	5.56	10.90	7.49
Mar 2021	Std.	0.09	6.18	3.68	1.55	1.57
	Máx.	7.79	85.63	10.10	13.10	8.84
	Mín.	7.56	71.18	0.20	9.20	4.89
	Calidad FQ N	MB 6	MB	MO 7	BU 7	MO 7
	Media	7.72	75.44	2.65	10.96	6.47
	Mediana	7.72	77.36	1.63	10.96	6.41
Abr 2021	Std.	0.04	4.63	2.59	1.56	1.70
AU1 2021	Máx.	7.78	79.68	6.56	13.80	8.68
	Mín.	7.66	68.80	0.11	9.30	3.63
	Calidad FQ	MB	MB	MO	BU J.50	MO
	N N	6	6	7	7	7
	Media	7.74	75.03	0.99	9.66	6.08
	Mediana	7.78	75.63	0.73	9.90	6.04
May 2021	Std.	0.09	5.90	0.87	1.05	1.73
	Máx.	7.84	82.05	2.48	10.90	9.33
	Mín.	7.60	66.99	0.08	7.80	3.65
	Calidad FQ	MB	MB	MO	BU	MO
	N	6	6	7	7	7
	Media	7.60	68.92	0.34	9.71	1.41
	Mediana	7.60	69.25	0.17	10.40	1.37
Jun 2021	Std.	0.08	1.34	0.41	2.07	0.39
	Máx.	7.71	70.40	1.25	12.00	1.92
	Mín.	7.50	66.80	0.10	6.30	0.85
	Calidad FQ	MB	BU	MB	BU	MO
Jul. – 2021	N	6	6	6	6	6
	Media	7.54	65.62	13.68	7.73	9.67
	Mediana	7.54	65.85	10.14	7.25	8.47
	Std.	0.03	2.21	12.91	2.10	2.98
	Máx.	7.58	68.80	31.60	10.60	14.10
	Mín.	7.50	62.70	0.60	5.60	7.19
	Calidad FQ	MB	BU	MO	MB	MO

En términos de pH (Figura 9), DOSAT (Figura 10) y NO_3 (Figura 13) el punto del río Val R4 presenta un estado calificado como muy bueno respecto a estos tres





parámetros, sin embargo, en relación al PO₄ (Figura 11) y NH₄ (Figura 12) el 90% de los datos obtenidos están por encima del umbral de estado moderado. Los máximos valores que se alcanzaron en estos dos parámetros durante el periodo de estudio fueron 12,91 y 14,70 mg/l de PO₄ y NH₄ respectivamente, valores muy por encima de los umbrales que marca la directiva para la consideración de estado moderado que son de 0,4 y 0,6 mg/l de PO₄ y NH₄, respectivamente.

El comportamiento de los NO₃ es diferente ya que la emisión de nitrógeno inorgánico desde la EDAR es principalmente en forma de NH₄, que se va oxidando en el recorrido por la presencia de oxígeno y bacterias autótrofas (nitrificantes) presentes en el agua del río y transformándose en NO₃. En este caso como ya se ha indicado previamente la distancia del punto de vertido V1 al punto situado en el río Val R4 es de tan solo 30 m, lo que no es suficiente para que se produzca el proceso de nitrificación.

Esto confirma una vez más la problemática que tiene el río Val en lo que a concentración de nutrientes se refiere, lo que indudablemente incide en la eutrofización del embalse del Val situado aguas abajo del punto V1 y R4 (7,5 km aprox.).

4.2 Datos en continuo generados en los puntos V1 y R4

En las siguientes figuras se muestran los datos obtenidos en continuo de la estación de medición instalada en la EDAR de Ágreda-Ólvega, que como se ha explicado en el apartado 2.2 mide los parámetros de T^a (°C), pH (ud. pH), conductividad eléctrica (μ S/cm), saturación de oxígeno (% O₂) y turbidez (NTU) en las estaciones V1 y R4. El periodo de adquisición de datos va desde la puesta a punto de los sistemas de medición (08 de abril de 2021) hasta la actualidad (23 de marzo de 2022).

En las gráficas siguientes se representan los datos curados (tras el filtrado de datos anómalos) adquiridos por los sensores desde abril de 2021 hasta abril de 2022. Los datos considerados como *outliers* se deben generalmente a datos erróneos debidos al malfuncionamiento de los sensores o bien por vertidos incontrolados, lo que produce un ensuciamiento de los sensores que los inutiliza para efectuar medidas mínimamente precisas hasta que se realiza el siguiente de mantenimiento. El principal problema es el alto contenido del vertido en aceites y grasas durante estos episodios, que se quedan adheridos a los sensores, alterando completamente

sus medidas. También se han producido en determinadas ocasiones otro tipo de problemas como falta de suministro eléctrico, rotura de bombas, etc...

En estas gráficas también se representa con una línea azul (V1) y naranja (R4) la media móvil diaria y con una línea discontinua la media aritmética para ese parámetro durante todo el periodo de estudio representado.

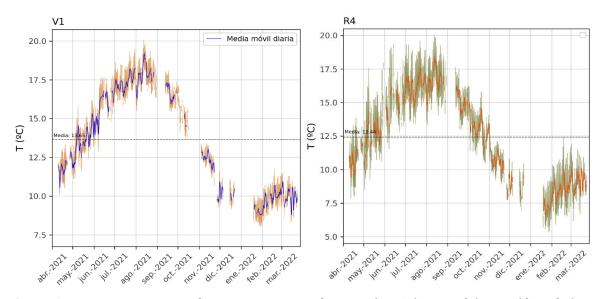


Figura 14. Datos en continuo de temperatura en la estación V1 (izquierda) y R4 (derecha)

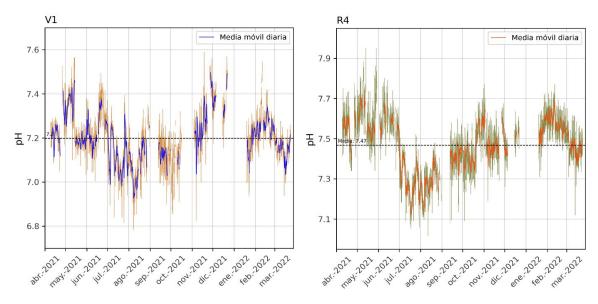


Figura 15. Datos en continuo de pH en la estación V1 (izquierda) y R4 (derecha)





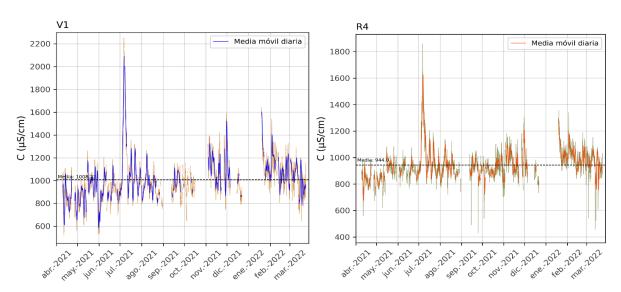


Figura 16. Datos en continuo de **conductividad eléctrica** en la estación V1 (izquierda) y R4 (derecha)

En las figuras 14 a 16, se puede comprobar como el rango de medidas de todos los parámetros en R4 es similar al obtenido en V1, lo que confirma la gran influencia que tienen los vertidos de la EDAR de Ágreda-Ólvega sobre el río Val en este punto de análisis (R4).

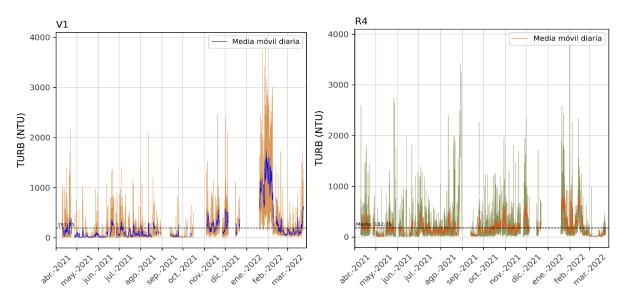


Figura 17. Datos en continuo de **saturación de oxígeno disuelto** en la estación V1 (izquierda) y R4 (derecha)

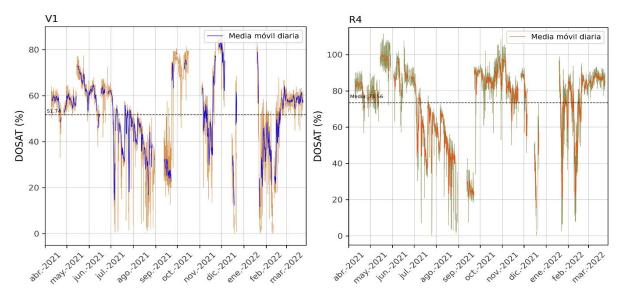
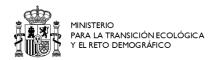


Figura 18. Datos en continuo de turbidez en la estación V1 (izquierda) y R4 (derecha)

Asimismo, se observan varios picos o valles (según el parámetro) que reflejan alteraciones en las características del vertido. Un evento de este tipo se produjo a principios del mes de julio de 2021. Si se observa el parámetro de conductividad (Figura 16), pasa de un valor medio de 1.008 μ S/cm y de 944 μ S/cm en V1 y R4 respectivamente, a un valor de ~2.000 μ S/cm en V1 y de 1.500 μ S/cm en R4. Este evento anómalo se prolongó durante un periodo aproximado de 8 días (del 04/07/2021 al 11/07/2021).

Los valores máximos alcanzados fueron de 2.190 y 1.530 μ S/cm el día 06/07/2021 recuperándose este parámetro el día 11/07/2021 volviendo a los valores de 1.020 μ S/cm en V1 y 932 μ S/cm en R4, los cuales son comparables con los valores medios en estos puntos. En ese mismo periodo, la saturación de oxígeno medida en porcentaje de O_2 (Figura 19), descendió a valores inferiores al 20% y 40% en V1 y R4, respectivamente, cuando la media aritmética para esos mismos puntos es de 51% y 74%.





Sin embargo, hay un periodo durante el proceso de curado de datos en el cual se ha tenido que eliminar el periodo completo, que comprende desde el 22 de diciembre de 2021 hasta el 18 de enero de 2022 en ambos puntos V1 (Figura 19) y R4 (Figura 20). Este periodo coincide con los eventos que posteriormente se han asociado al vertido de la láctea de Ólvega. De hecho han sido precisamente estos vertidos incontrolados los que han inutilizado los sensores debido principalmente a la elevada concentración de aceites y grasas que presentan. Después de una exhaustiva limpieza de los sensores ubicados en el punto V1, se restauró el sistema el 19 de enero de 2022.

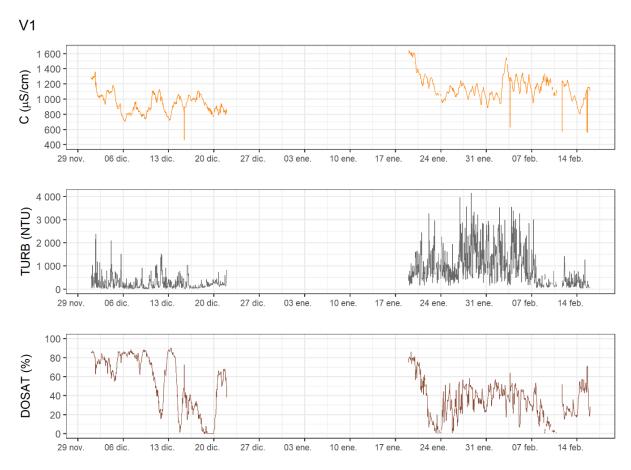


Figura 19. Valores depurados en el vertido (V1) entre diciembre de 2021 y febrero 2022

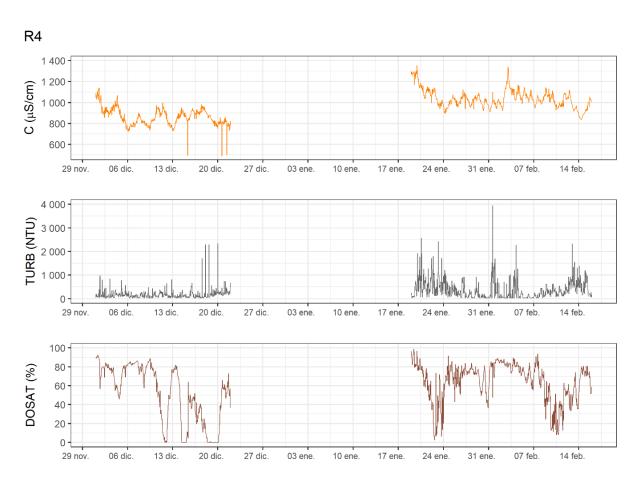


Figura 20. Valores depurados en el río Val (R4) en diciembre 2021 y febrero 2022

Como evidencia adicional de vertidos incontrolados en este periodo, en la Figura 18 se pueden observar picos de turbidez claros en V1 durante el mes de enero y la primera semana de febrero de 2022. Estos tienen un reflejo evidente en los análisis puntuales de TSS (Figura 4), que se incrementan paulatinamente desde el mes de diciembre de 2021, llegando a sobrepasar en enero los límites de vertido (Tabla 5) y alcanzando un valor máximo de 64 mg/L (23/01/2022). En los primeros días de febrero (02/02/2022 – 07/02/2022), la concentración de sólidos en suspensión continúa siendo elevada con valores que oscilan entre 32-34 mg/L.

Para finalizar este apartado, se va a exponer de manera sucinta (solamente la relevante a los efectos de este documento) información sobre periodo de vertidos incontrolados en el punto R1 (punto del río Val situado a la entrada del embalse) y en el embalse del Val (datos recogidos por la sonda AQUADAM).





En el punto R1, se aprecian 3 periodos con picos sostenidos de turbidez (Figura21). El primero de ellos en el periodo del 26 al 28 de diciembre, el segundo el 5-6 de enero y el tercero el 21-23 de enero. Los dos primeros coinciden con valles locales de la conductividad; sin embargo, el tercero va precedido de un incremento de este parámetro, que también desciende durante el pico de turbidez, pero con menor nitidez. No se discierne un efecto en los niveles de saturación del oxígeno disuelto.

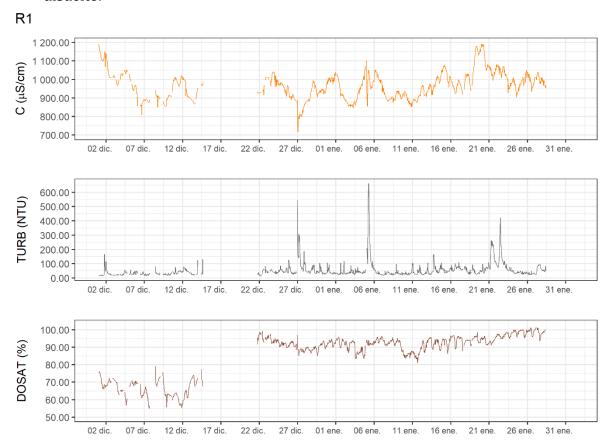


Figura 21. Valores depurados de algunos parámetros en la estación R1

Aunque parece que existe relación entre los picos observados en R1 y en el vertido de la EDAR de Ágreda-Ólvega, esta conclusión es algo que se irá evidenciando a medida que tengan series más amplias de datos válidos.

Con el fin de identificar si hubo alguna relación de las puntas de vertido en el embalse, se puede recurrir a los registros que en ese periodo ha recogido la sonda Aquadam. En el gráfico siguiente (Figura 22) se facilita la evolución en ese periodo de la turbidez y del oxígeno disuelto (valores medios en la columna de agua).

Se aprecia un incremento paulatino de la turbidez, que responde a la falta de mantenimiento del sensor en ese periodo, como lo demuestra el salto drástico final a valores basales, coincidente con el momento de la última intervención de limpieza a mediados de enero. El oxígeno disuelto sigue una curva incremental paulatina por la influencia de la temperatura en la solubilidad, pero en ningún caso se aprecia una alteración potencial de estos vertidos, como era de esperar.

Sonda Aquadam

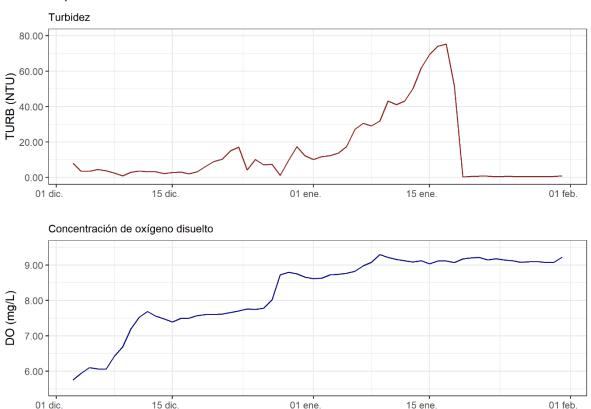


Figura 22. Promedios de turbidez y oxígeno disuelto de los perfiles de la sonda Aquadam

La turbidez que registra esa sonda refleja principalmente el crecimiento de microalgas (fitoplancton) que se produce en el propio embalse. Por otro lado, los picos con valores que están por encima de 50 NTU aproximadamente se deben a suciedad del propio sensor, como lo demuestra el cambio a la normalidad que se produce tras las acciones de limpieza/mantenimiento. Por otro lado, la turbidez asociada al agua del río Val se debe a partículas en suspensión que sedimentan en su mayor parte en la zona de cola del embalse. Teniendo en cuenta este proceso de





decantación a lo largo del embalse, no cabe pensar que la turbidez en la entrada en la cola del embalse sea directamente detectable por el turbidímetro de la sonda Aquadam.

A modo de resumen final, se debe reseñar que las sondas instaladas en el río corresponden a un proyecto que aún no ha finalizado y que tiene por objeto desplegar y poner a punto un sistema (ciberinfraestructura) que es altamente innovador en nuestro país, ya que permite obtener suficientes datos de parámetros auxiliares para estimar la carga de nutrientes que recibe el embalse y su procedencia (resulta muy caro medir nutrientes con esa frecuencia y por eso se está poniendo a punto esta estrategia alternativa basada en sensores auxiliares más convencionales).

Los sensores instalados se tienen que poner a punto para el mencionado fin, lo que implica un periodo largo y continuado de prueba y calibrado. Como ya se ha comentado, en este proceso la CHE no tiene acceso en tiempo real a los datos que producen estos dispositivos, no pudiéndose utilizar como sistema de alerta en tiempo real porque no están preparados ni validados para tal fin. Los datos se tratan en un laborioso postproceso para el fin expuesto en dicho contrato. Además, las características especiales del vertido inutilizan con frecuencia dichos sensores, lo que implica que hay ventanas de tiempo sin datos válidos, como ha ocurrido con los eventos de vertido que se mencionan e ilustran en el informe.

Por otro lado, la sonda multiparamétrica Aquadam instalada en la presa tiene por objeto monitorizar la evolución limnológica del embalse y la biomasa del fitoplancton. Su utilidad es en términos del estado de eutrofización del embalse, que efectivamente tiene una relación con los nutrientes que entran al mismo, incluyendo los del vertido de la EDAR de Ágreda-Ólvega. Pero la relación causa-efecto en la eutrofización de un embalse tiene una enorme complejidad y la respuesta del embalse a las entradas de caudal es además diferida en el tiempo (meses), lo que implica que no es posible utilizar dicha sonda como alerta en tiempo real de un vertido que se produce a varios kilómetros del embalse.

5 CONCLUSIONES

Como se ha explicado en este documento, los datos proporcionados por los sistemas de monitorización sirven al propósito de poner a punto una serie de sensores de datos que permitirán en el futuro obtener información de alta frecuencia sobre la evolución de la concentración de nutrientes a un coste compatible.

Se trata de sistemas desplegados para su uso por el contratista para los objetivos del proyecto, entre los cuales no figura la vigilancia automática y en tiempo real del vertido, aplicación para la cual no están diseñados ni validados tales dispositivos.

No obstante, se han revisado los datos disponibles con calidad suficiente con el fin de analizar retrospectivamente si estos eventos de contaminación, que se pudieron observar visualmente y desencadenaron la toma de muestras en el vertido, tienen reflejo en dichos datos y, en ese caso, cuáles han sido los periodos en los que se han producido. Se aprecia que hay **picos de turbidez posiblemente vinculados a puntas de vertido en la EDAR de Ágreda-Ólvega**. También se observan déficits de oxígeno, acusados y frecuentes en R4.

Aparte de esto, los resultados de las **analíticas realizadas** en enero y febrero de 2022 en momentos coincidentes con **picos de vertido** indican una la alta carga contaminante, tanto en términos de materia orgánica como de nutrientes, con valores de fósforo total de 5,04 (05/01/2022) y 3,65 mg/L (03/02/2022), que exceden los límites que establece la normativa. En particular, el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de aguas residuales urbanas, el límite en la concentración de fósforo total en el vertido de una EDAR de entre 10.000-100.000 habitantes-equivalentes (h-e), como es el caso de la EDAR de Ágreda-Ólvega (20.833 h-e), es de 2 mg/L P.

A la luz de los datos obtenidos en las campañas de muestreo en estos puntos, analizados en el laboratorio de la CHE (Figura 5) se aprecia que esta situación de superación del citado umbral es frecuente en cualquier época del año.

Cuando las diferentes **líneas de trabajo aún abiertas** confluyan en un resultado que permita establecer las **medidas a adoptar para revertir el proceso de eutrofización del embalse**, se estará en condiciones de dotar de mayor concreción a las mismas, pero se pueden **anticipar varias cuestiones**:





- 1. Es necesario ampliar el tratamiento de la EDAR de Ágreda-Ólvega así como el tratamiento en origen de los vertidos de la industria láctea del Polígono Industrial de Ólvega (actualmente denominada *Ólvega Lácteos Naturales S.L.*).
- 2. El cumplimiento de esos requisitos es condición necesaria pero no suficiente para la recuperación (oligotrofización) del embalse, como ya se estimó en los estudios precedentes que condujeron a promover el presente trabajo.
- 3. El proyecto pretende evaluar en un contexto dinámico el efecto conjunto sobre el estado trófico del sistema de esas y otras medidas que se puedan adoptar para controlar otras fuentes difusas de nutrientes y también de aspectos relativos a la respuesta del embalse. Será posible entonces establecer la combinación óptima de las mismas en términos de coste/beneficio ambiental.
- 4. Dado el carácter multifactorial de las presiones, su heterogeneidad y variabilidad, y el papel de las fuentes de aportación difusa que también se están evaluando, lo razonable es plantear un sistema de tratamiento complementario que funcione como amortiguador de cargas de diferente origen y que no dependa de grandes inversiones en infraestructuras, y sobre todo que su buen funcionamiento no dependa de mantenimientos frecuentes y complejos. Por este motivo se enfocarán las acciones hacia sistemas de tratamiento blandos, principalmente humedales controlados. Para ello, es muy importante estimar correctamente los niveles actuales de fósforo, su dinámica espacio-temporal y los objetivos finales a conseguir en la entrada al embalse, todo lo cual es materia de este contrato.
- 5. Se consideran además en la evaluación otras medidas coadyuvantes en el propio embalse que moderen los procesos que internamente facilitan la eutrofización y que actúan como resistencias, produciendo una respuesta más lenta y peor de lo esperada. Aquí el papel del manejo hidráulico, de la interacción con los sedimentos y de la biocenosis de peces (biomanipulación) serán fundamentales.

6 SUGERENCIAS

Se facilita a continuación una relación de acciones complementarias que ayudarán a culminar con éxito este complejo reto, que está requiriendo la puesta en práctica técnicas de análisis muy diversas y novedosas, en una aproximación que se puede considerar pionera a nivel nacional:

- i. Continuar con la monitorización en continuo en los puntos R1 y R11, para obtener datos suficientes que permitan culminar la puesta en marcha del sistema de sensores de datos (*soft-sensors*).
- ii. Plantearse si se quieren utilizar los sistemas actualmente en marcha como estaciones de alerta temprana. En ese caso, habría que introducir algunas modificaciones y se propondría un sistema mixto apoyado en imágenes como el que de forma experimental se ha colocado en la salida del vertido de la EDAR de Ágreda-Ólvega.
- iii. No se tiene información fidedigna de los caudales de vertido, y esto también se refiere a la piscifactoría de Vozmediano. Sería del máximo interés disponer sensores sencillos para su registro.





APÉNDICE VII. RESULTADOS DE LAS CAMPAÑAS DE MUESTREOS DISCRETOS Y ANÁLISIS DE LABORATORIO AGUA Y SEDIMENTOS DEL EMBALSE





DESPLIEGUE Y CALIBRADO DE UNA INFRAESTRUCTURA VIRTUAL PARA LA REVERSIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN DEL EMBALSE DE EL VAL (ZARAGOZA)

APÉNDICE VII

RESULTADOS DE LAS CAMPAÑAS DE MUESTREOS DISCRETOS Y ANÁLISIS DE LABORATORIO DE AGUA Y SEDIMENTOS DEL EMBALSE



PREPARADO POR:











1 ANÁLISIS DE SEDIMENTOS

Se recogieron cuatro muestras de 1 kg cada una de sedimento en el Embalse del Val, mediante una draga Ekman manipulada desde embarcación.

En la Tabla I se muestra la estación, hora y profundidad a la que se recogió el material.

Muestras	Hora	Profundidad (m)	
E1	13:00	40	
E2	12:30	33	
E3	12:50	17	
E4	11:50	3	

TABLA I. Datos recogida de los sedimentos en el Embalse de Val.

Los ensayos realizados son los siguientes: 1) Determinación con peróxido de hidrógeno del contenido de materia orgánica en el sedimento (NLT-117/72), 2) Análisis de suelos arcillosos por el método *La Motte*, 3) Determinación de la humedad de un suelo mediante secado en estufa (NLT-102/98) y 4) Análisis de las concentraciones de P y N en el agua intersticial de sedimentos.

 Determinación con peróxido de hidrógeno del contenido de materia orgánica en el sedimento (NLT-117/72)

Muestras	% Materia Orgánica
E1	1,49
E2	1,78
E3	3.18
E4	3.90

TABLA II. Resultados en materia orgánica en los sedimentos del Embalse de Val.

- Análisis de suelos arcillosos por el método La Motte

	Muestras				
	E1	E2	E3	E4	
Arena	6,66%	3,33%	6,66%	6,66%	
Limo	20%	20%	20%	13,33%	
Arcilla	73,33%	76,66%	73,33%	80%	

TABLA III. Clasificación granulométrica de los sedimentos del Embalse de Val.

Determinación de la humedad de un suelo mediante secado en estufa (NLT-102/98).

Muestras	% Humedad	
E1	96.01	
E2	94.73	
E3	95.47	
E4	93.44	

TABLA IV. Resultados de humedad natural en los sedimentos del Embalse del Val

Análisis de la concentración de fósforo y nitrógeno en el agua intersticial de sedimentos

	Muestras			
	E1	E2	E3	E4
Fosfatos (P - PO_4^{3-}) (mg/l)	0.071	0.246	0.742	0.609
Nitritos (N - NO ₂) (mg/l)	0.131	0.196	0.363	0.324
Amonio (N - NH_{4}) (mg/l)	0.363	0.224	0.838	0.871

TABLA V. Concentraciones de isótopos estables en el agua intersticial de sedimentos.



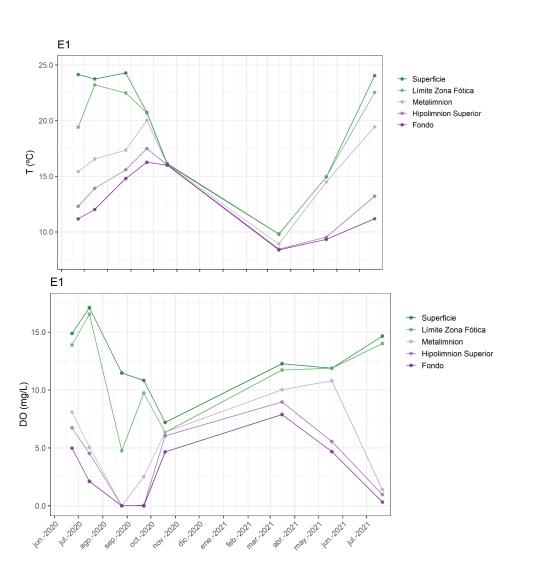


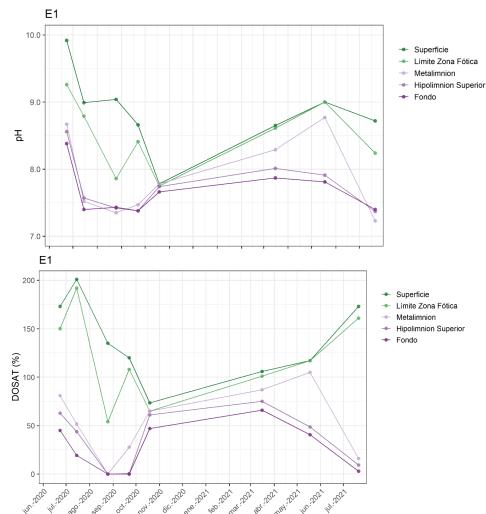
2 Análisis de Aguas

DATOS DISCRETOS

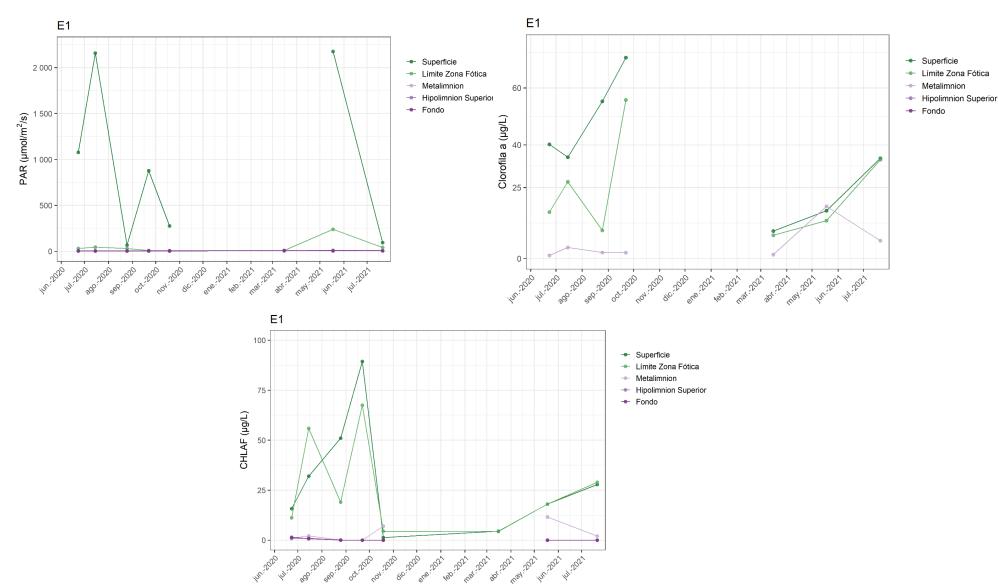
18 campañas E1 E2 E3

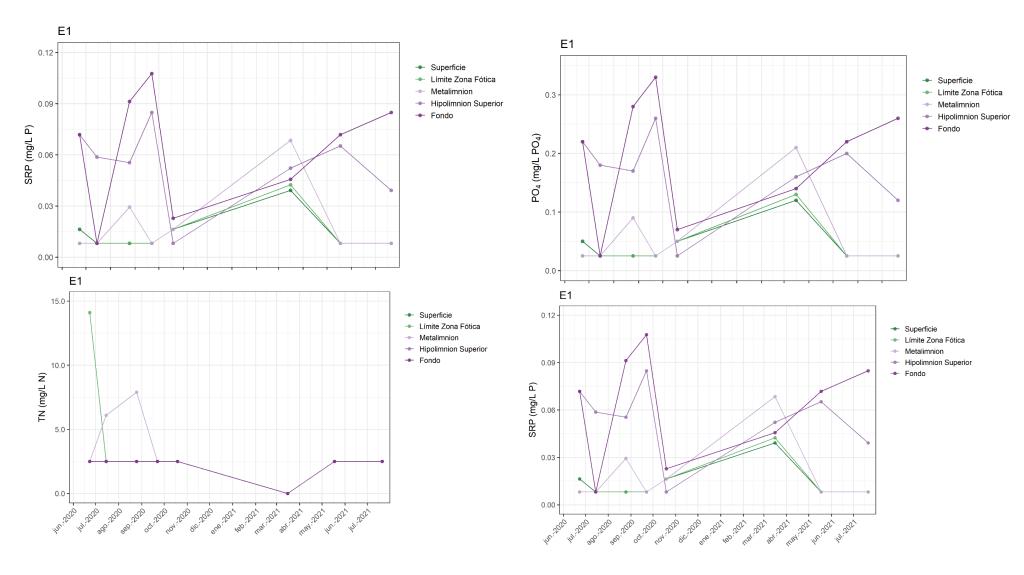
EVOLUCION TEMPORAL EN E1 – 8 CAMPAÑAS (FQ)

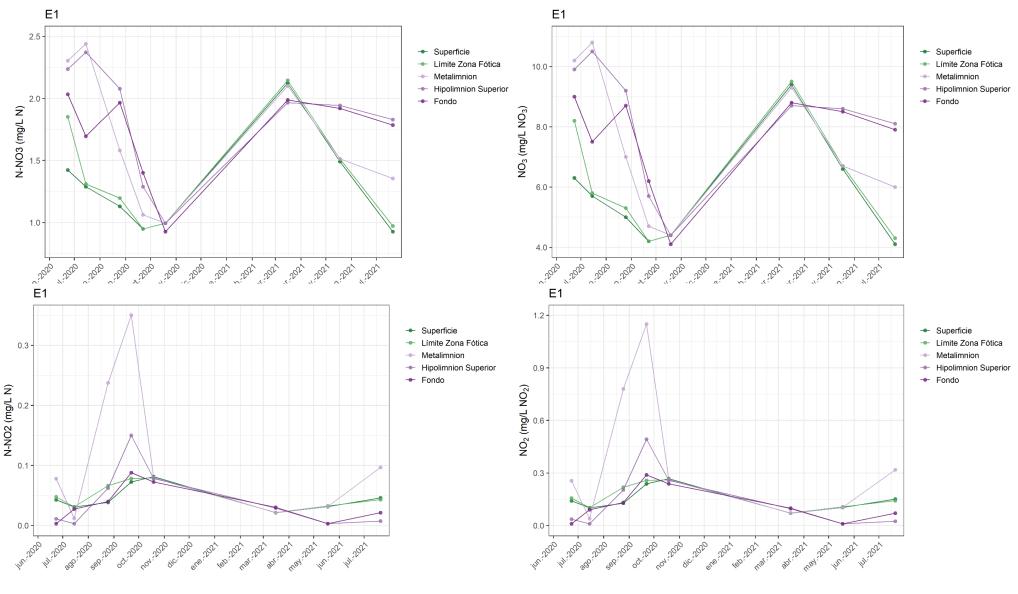


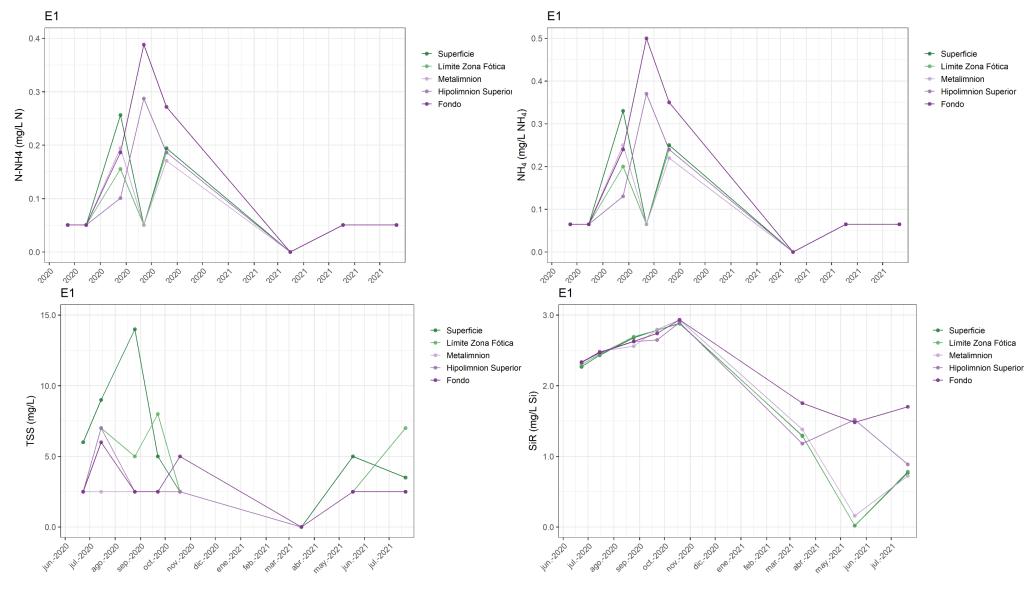


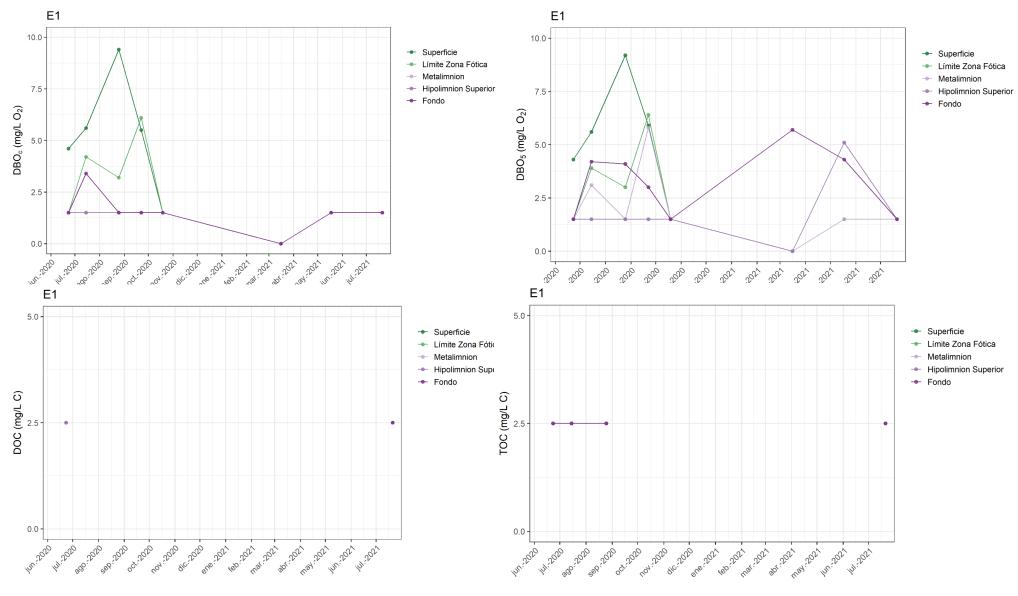
EVOLUCION TEMPORAL EN E1 – 8 CAMPAÑAS (FQ)



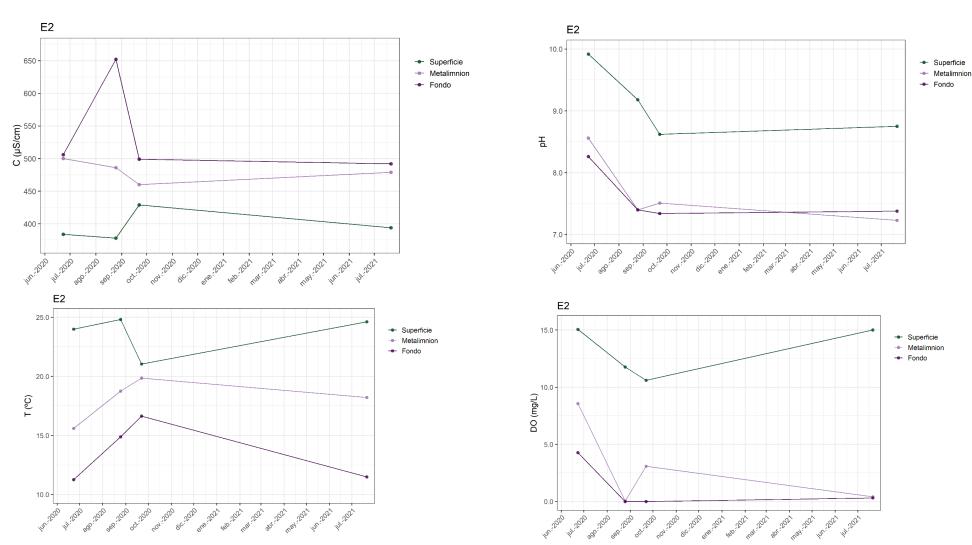




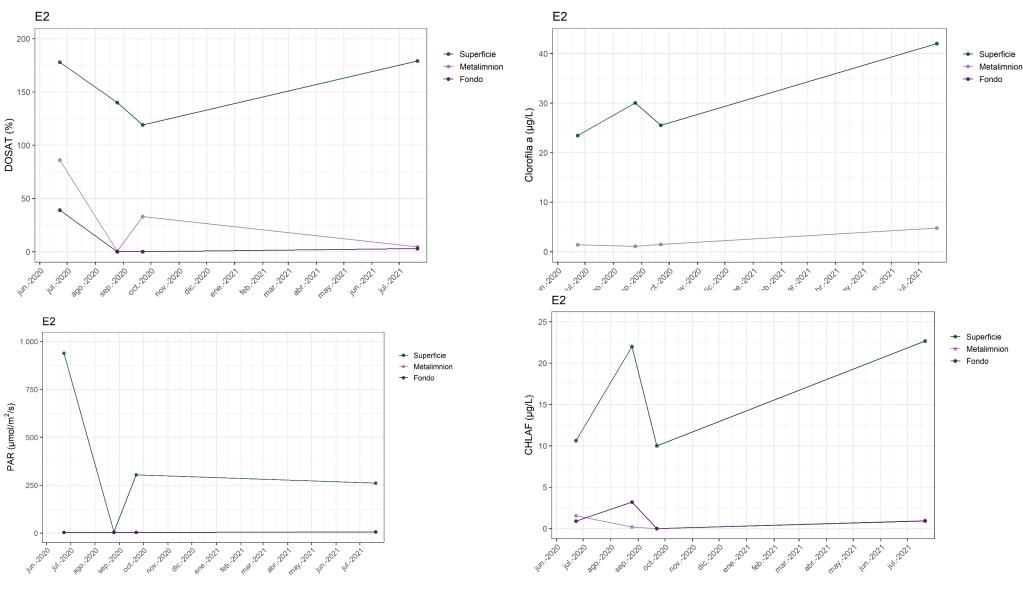


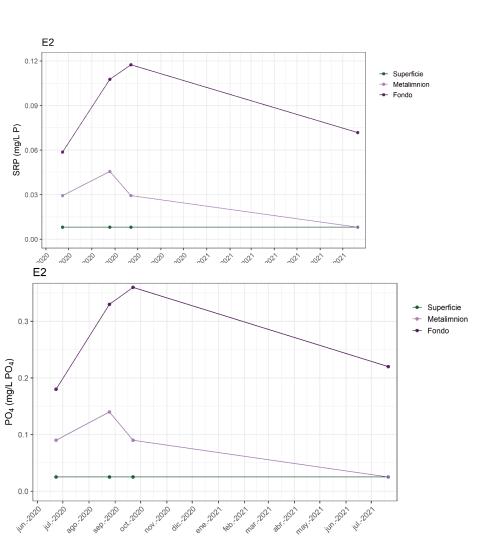


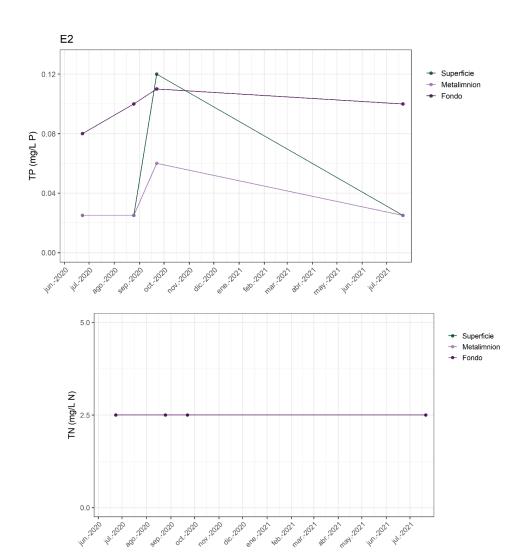
EVOLUCION TEMPORAL EN E2 – 4 CAMPAÑAS (FQ)

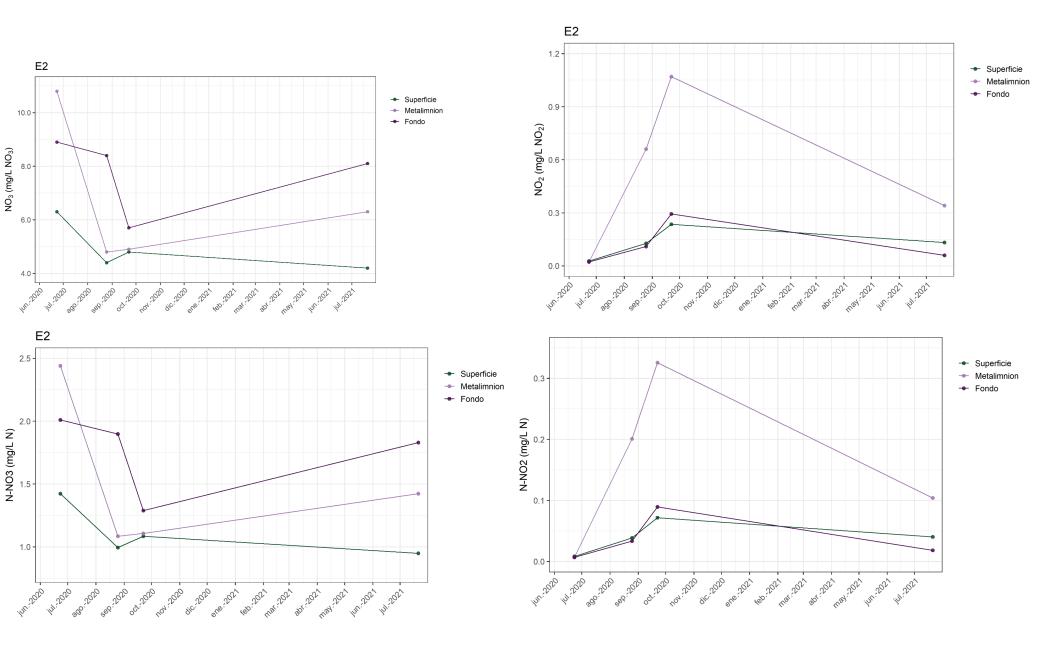


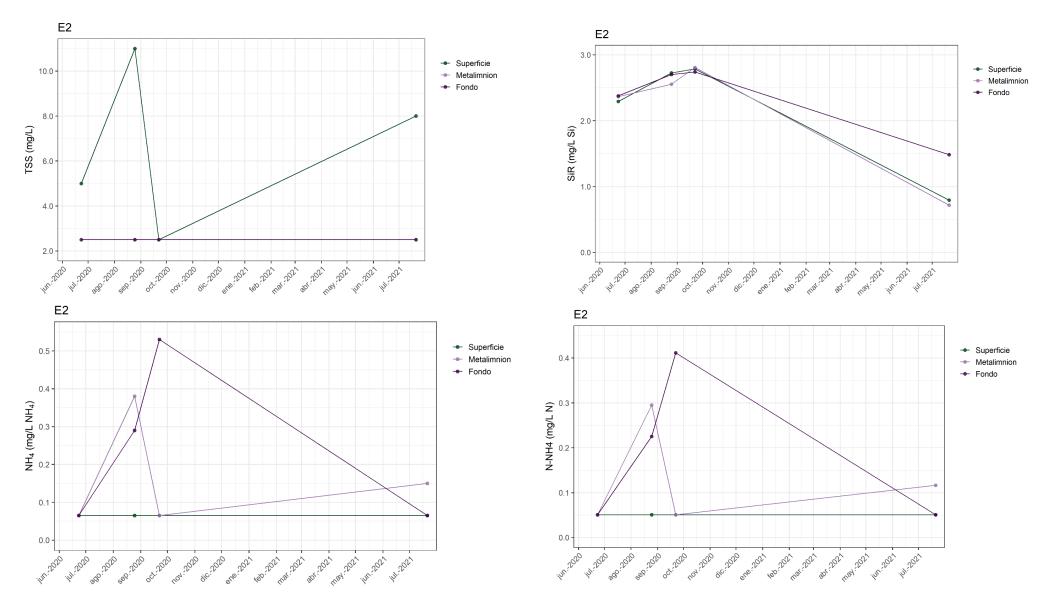
EVOLUCION TEMPORAL EN <u>E2</u> – 4 CAMPAÑAS (FQ)

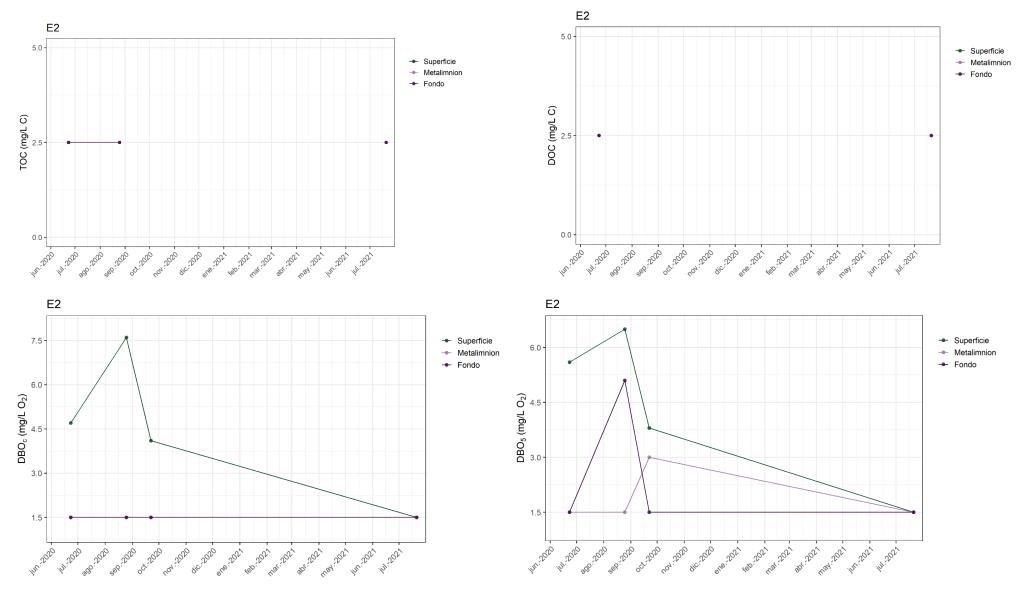




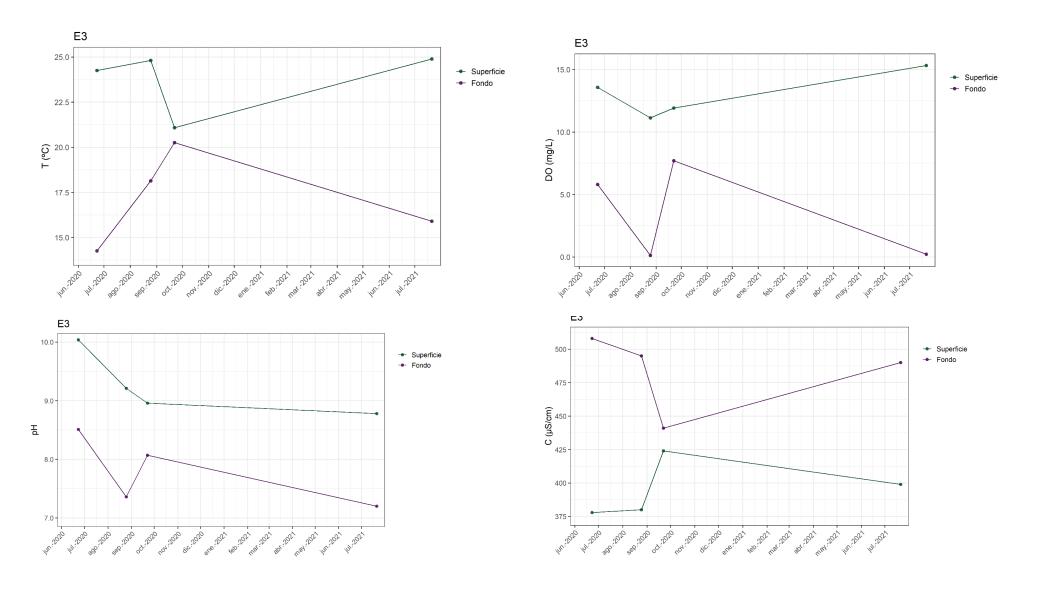




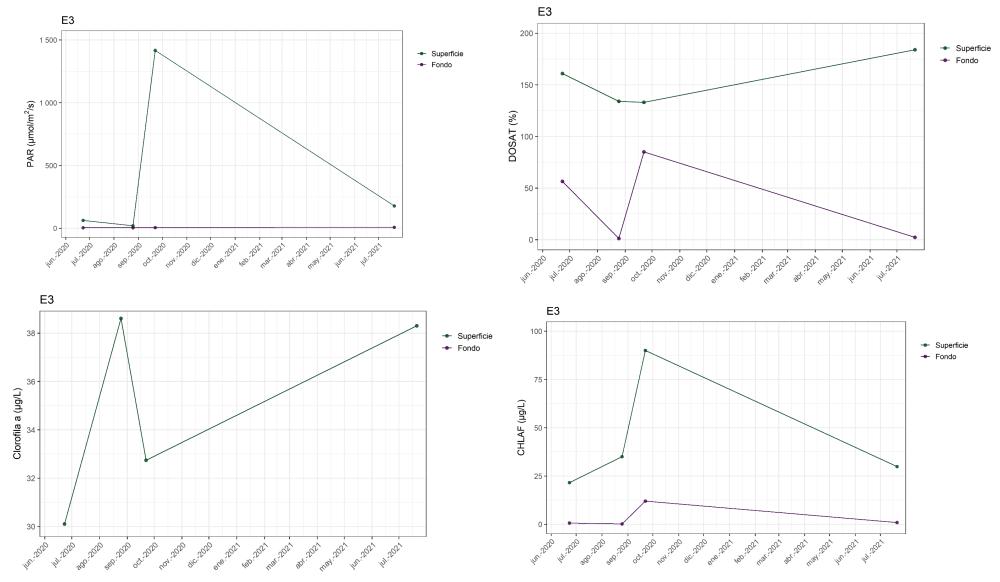


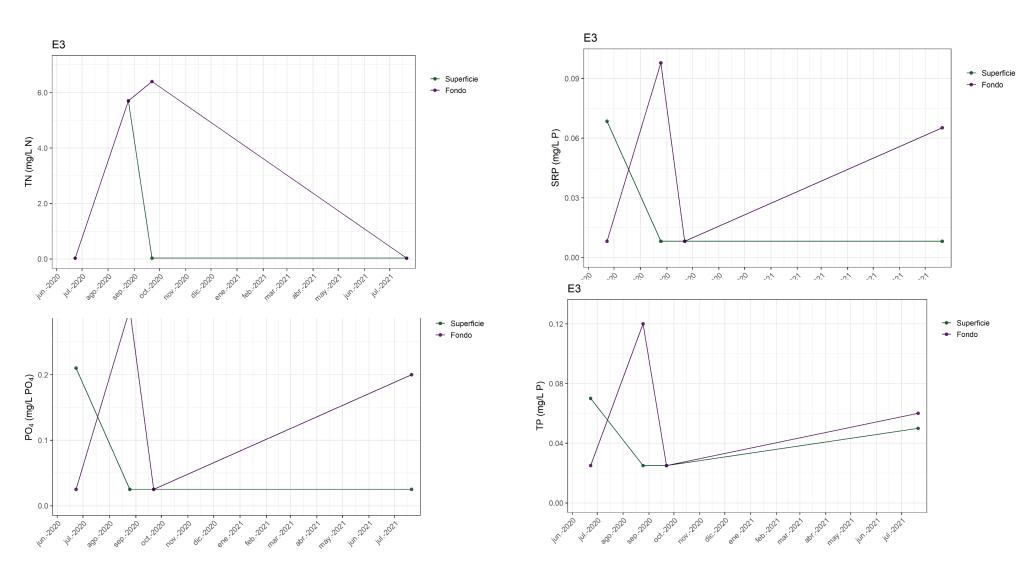


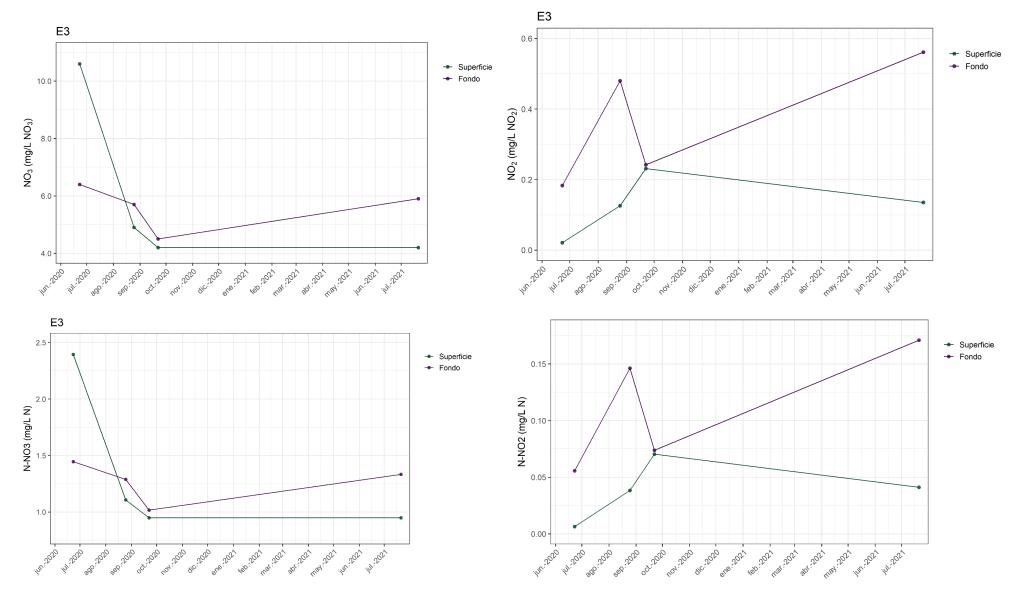
EVOLUCION TEMPORAL EN E3 – 4 CAMPAÑAS (FQ)

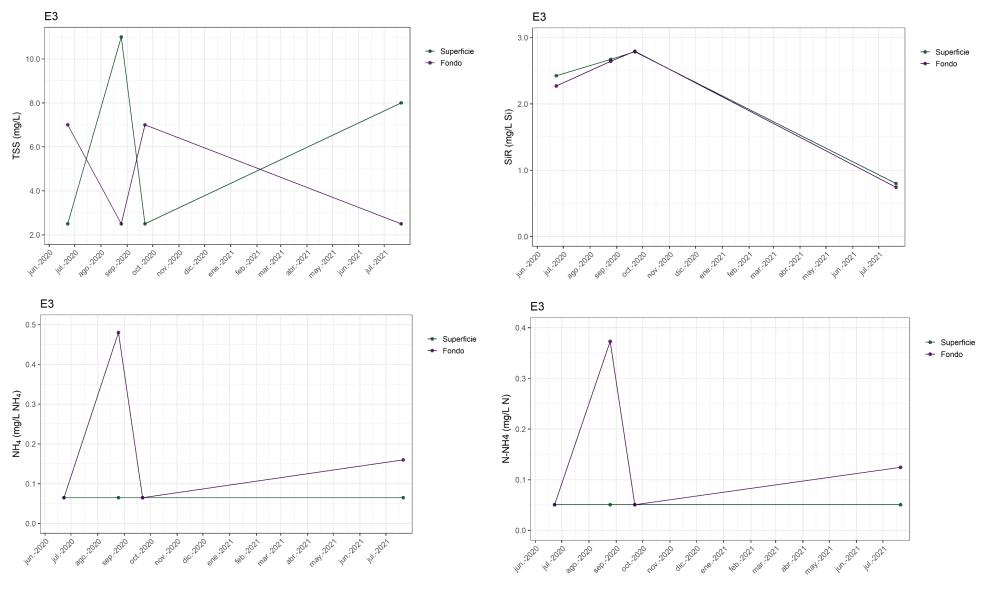


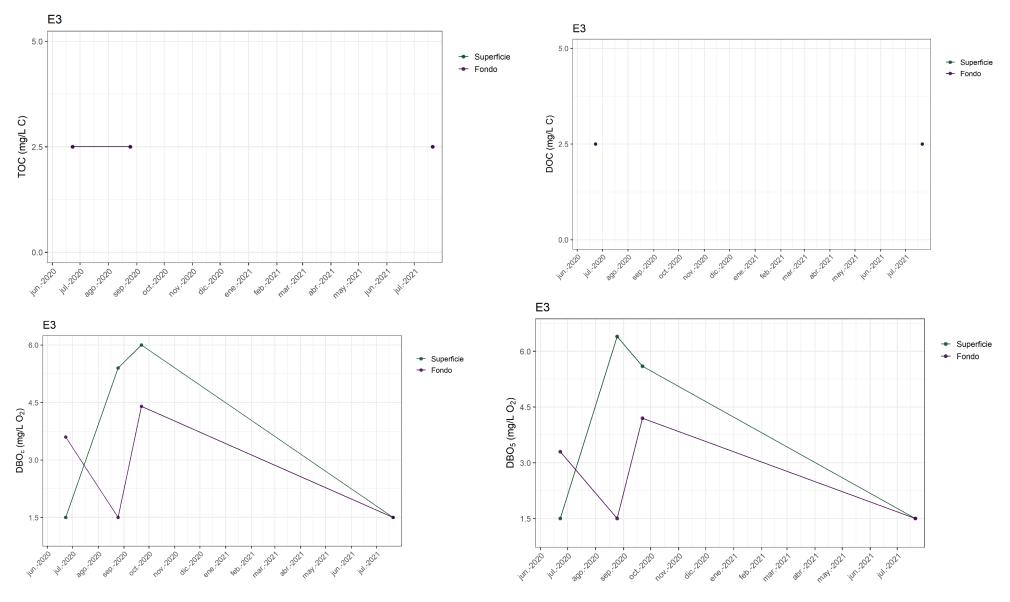
EVOLUCION TEMPORAL EN <u>E3</u> – 4 CAMPAÑAS (FQ)

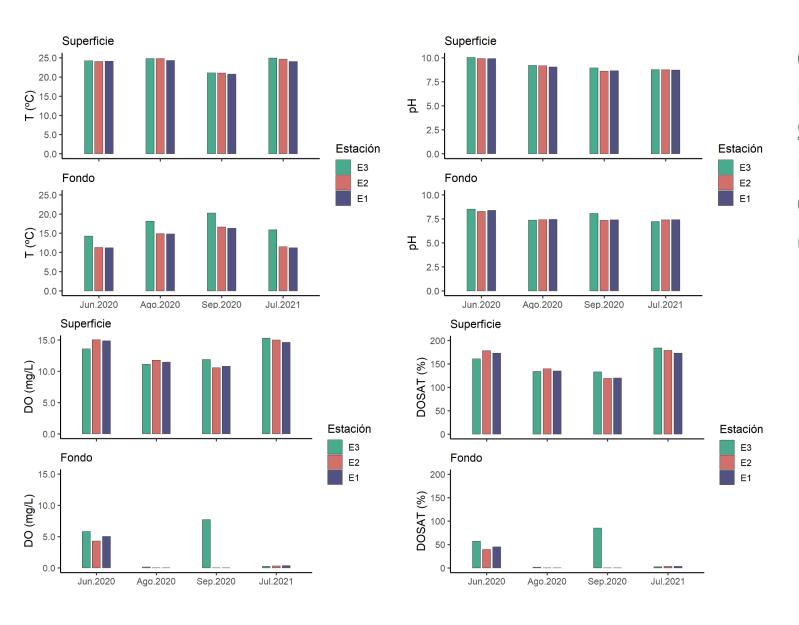




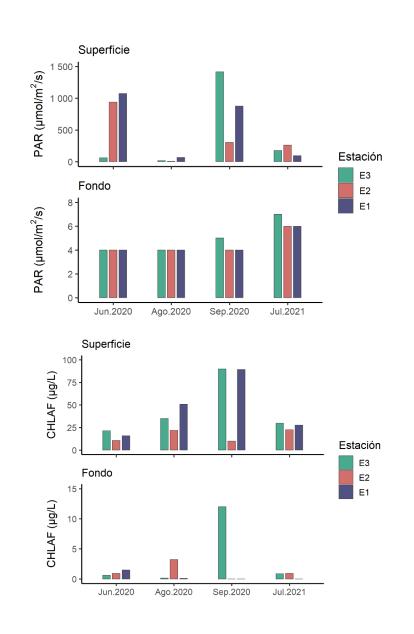




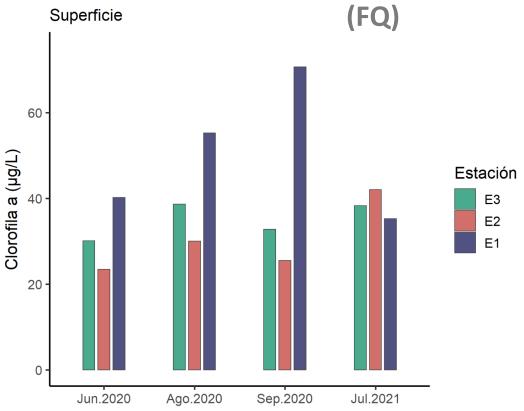




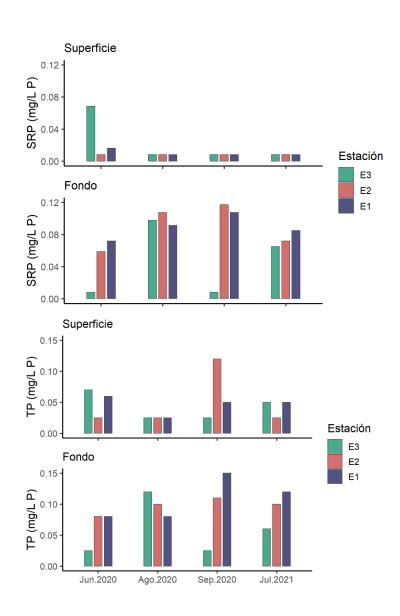
GRÁFICOS DE BARRAS SUPERFICIE-FONDO – 4 CAMPAÑAS (FQ)

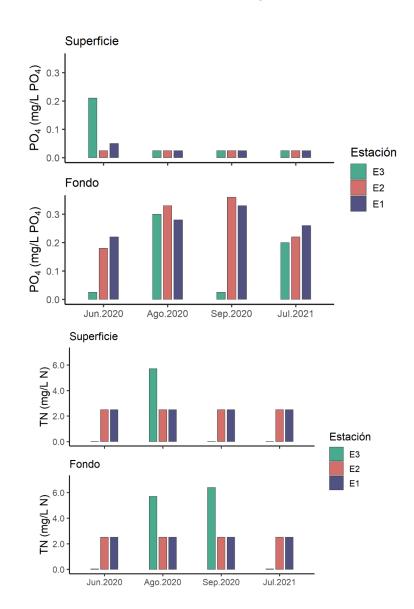


GRÁFICOS DE BARRAS SUPERFICIE-FONDO – 4 CAMPAÑAS (FQ)

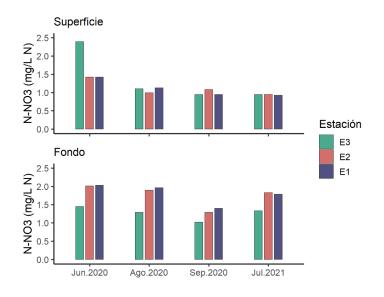


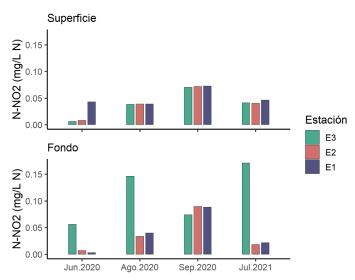
GRÁFICOS DE BARRAS SUPERFICIE-FONDO – 4 CAMPAÑAS (análisis laboratorio)

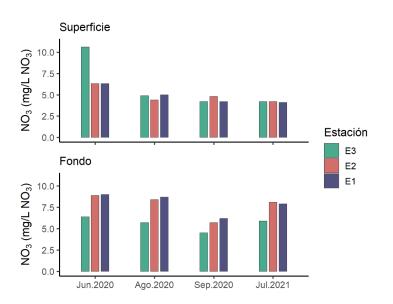


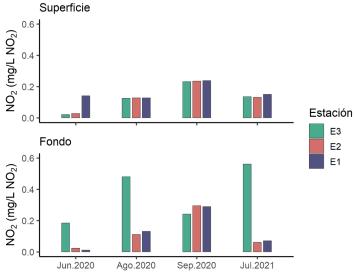


GRÁFICOS DE BARRAS SUPERFICIE-FONDO – 4 CAMPAÑAS (análisis laboratorio)

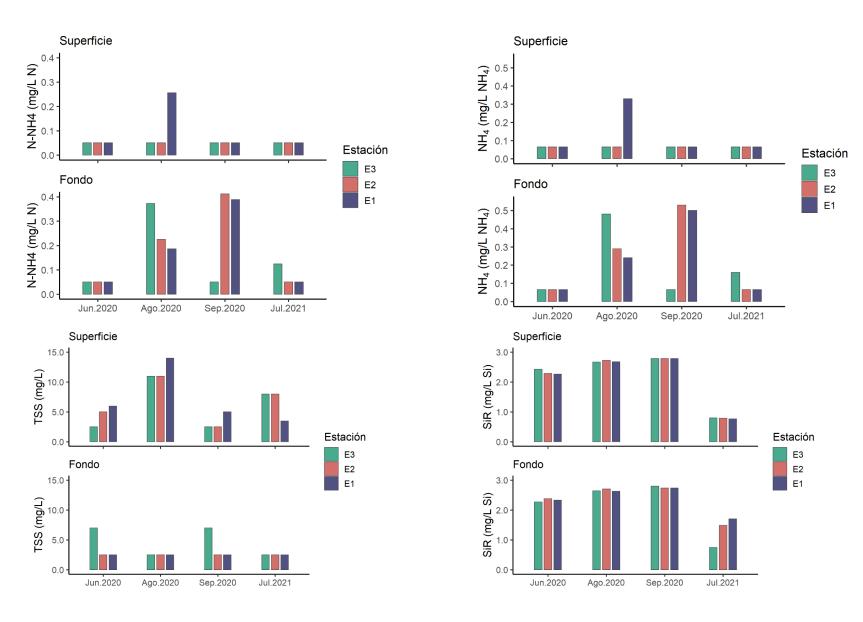




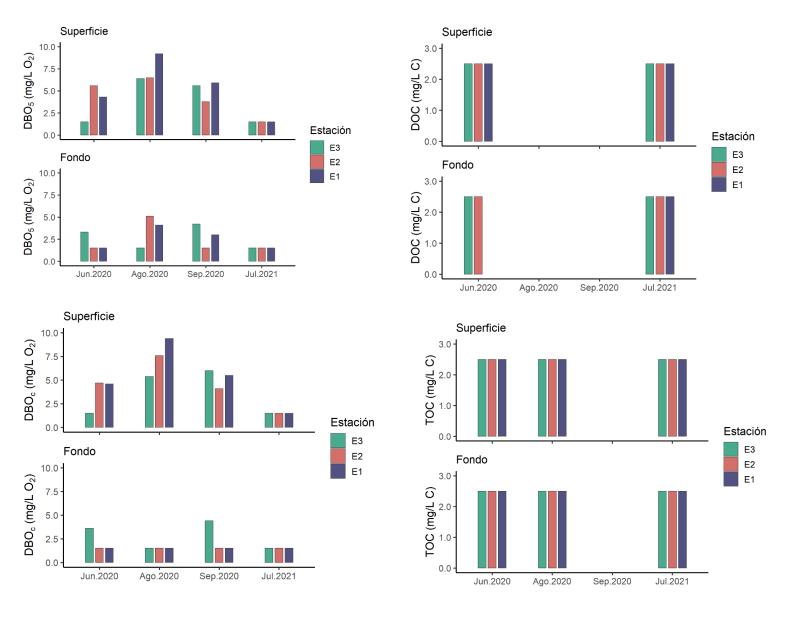




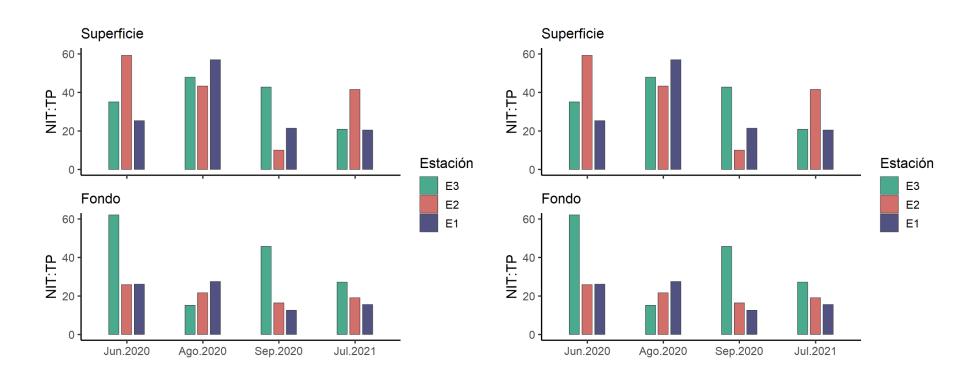
GRÁFICOS DE BARRAS SUPERFICIE-FONDO – 4 CAMPAÑAS (análisis laboratorio)



GRÁFICOS DE BARRAS SUPERFICIE-FONDO – 4 CAMPAÑAS (análisis laboratorio)



RATIOS N/P







APÉNDICE VIII. ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES FITOPLAN	CTÓNICAS EN EL EMBALSE
---	------------------------





DESPLIEGUE Y CALIBRADO DE UNA INFRAESTRUCTURA VIRTUAL PARA LA REVERSIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN DEL EMBALSE DE EL VAL (ZARAGOZA)

APÉNDICE VIII

Análisis de las Comunidades Fitoplanctónicas en el Embalse



PREPARADO POR:



ı





ÍNDICE DE CONTENIDOS

1 INTRODUCCIÓN	1
2 METODOLOGÍA APLICADA	2
3 RESULTADOS	3
3.1 ESTUDIO TAXONÓMICO DEL FITOPLANCTON	3
3.2 Evolución temporal del fitoplancton en el embalse del Val	7
3.3 Evolución del biovolumen de cianobacterias	11
3.4 Clasificación del riesgo según la OMS	13
3.5 Evolución espacial del fitoplancton en el embalse del Val	15
3.6 Clasificación del estado trófico de la masa de agua en función del biovolum	MEN
SEGÚN CRITERIOS (OCDE)	15
4 REFERENCIAS	17
ÍNDICE DE FIGURAS	
FIGURA 1. BIOVOLUMEN (MM³/L) DE GRUPOS TAXONÓMICOS EN CADA EVENTO DE MUESTREO DE ESTACIÓN E1 EN EL EMBALSE DE EL VAL ENTRE 2020 Y 2022	
FIGURA 2. VALORES PORCENTUALES DE ABUNDANCIA DE GRUPOS TAXONÓMICOS EN CADA EVENTO	
MUESTREO DE LA ESTACIÓN E1 EN EL EMBALSE DE EL VAL ENTRE 2020 Y 2022	
FIGURA 3. ABUNDANCIA DE GRUPOS TAXONÓMICOS EN TÉRMINOS DE CÉLULAS/ML EN CADA EVEN	
MUESTREO DE LA ESTACIÓN E1 EN EL EMBALSE DE EL VAL ENTRE 2020 Y 2022	
FIGURA 4. EVOLUCIÓN DEL BIOVOLUMEN DE CIANOBACTERIAS (MM³/L) EN CADA EVENTO DE MUE.	
DE LA ESTACIÓN E1 EN EL EMBALSE DE EL VAL ENTRE 2020 Y 2022	
FIGURA 5. EVOLUCIÓN ESPACIAL DE LOS GRUPOS TAXONÓMICOS MÁS REPRESENTATIVOS EN LA CAI	
VAL1	15





1 Introducción

Aunque tradicionalmente los trabajos dirigidos a la gestión de embalses se han centrado en la caracterización fisicoquímica del agua, es necesario abordar el estudio de las dinámicas espaciales y estacionales del fitoplancton. El biovolumen algal es un indicador de respuesta trófica que integra todas las variables causales y, por tanto, está influido por condicionantes ambientales, niveles de nutrientes e incluso actividades antropogénicas que contaminan el medio acuático y propician el desarrollo excesivo de algunas especies dando origen a la denominada eutrofización. Dichos crecimientos masivos de fitoplancton pueden resultar dañinos para el ecosistema, por lo que resulta de interés conocer las condiciones que lo provocaron y las especies que lo componen. Es común, que algunas especies productoras de toxinas, fundamentalmente, cianobacterias y dinofitos, formen florecimientos que resultan nocivos tanto para los animales acuáticos como para el ser humano (HABs: Harmful algfal blooms) (Suthers y Rissiks, 2009) de ahí la necesidad de profundizar en los estudios cualitativos y cuantitativos de estos organismos.

El fitoplancton es un buen indicador biológico de la calidad del agua ya que este responde de manera rápida a los cambios ambientales (contaminación térmica y orgánica, cambios en la mineralización del agua, eutrofización, etc.) que pueden ocurrir en un hábitat específico pues poseen un ciclo de vida relativamente corto. Además, algunas especies presentan una distribución amplia, otras, ciertas preferencias ambientales y unas terceras alta frecuencia en aguas fuertemente contaminadas, lo cual indica su tolerancia o preferencia por algún compuesto químico o bioquímico presente (Vázquez et al., 2006).

2 METODOLOGÍA APLICADA

Este apartado se centra en la evaluación de la variación espacio temporal de la diversidad y abundancia de las comunidades fitoplanctónicas en el embalse de El Val, en doce campañas realizadas entre los años 2020-2022. Ocho de esas campañas se han realizado en el contexto del presente Estudio y las otras cuatro en la explotación de las redes de seguimiento del Estado Ecológico (CHE).

Aparte de los perfiles físicoquímicos y medición de la transparencia de Secchi, en cada campaña se tomaron, en la zona más profunda cercana a la presa, y mediante botella hidrocaptora de 2 L, muestras de agua en 5 niveles de profundidad (dos de ellas en la zona fótica), para el análisis de nutrientes (Apéndice VI), a los que se añadió la clorofila a en las muestras correspondientes a la zona fótica. Se tomaron además en la zona fótica y en los picos profundos de fluorescencia de la clorofila a muestras para la determinación taxonómica, recuento y biovolumen del fitoplancton.

En algunas de las campañas este trabajo se repitió en diferentes estaciones y profundidades del embalse (Apéndice VI), que cubrieron el gradiente longitudinal (cabecera-cola).

Las muestras de fitoplancton se analizaron mediante microscopía invertida tras sedimentación en cámara durante 24 h. Se identificaron los taxones presentes hasta un nivel de especie en general, se hizo un recuento del número de células por especie para realizar el cálculo de la densidad poblacional siguiendo el método de Utermöhl (1958), y se realizaron las medidas morfométricas necesarias para establecer el tamaño celular medio de cada especie en la muestra, lo que ha permitido calcular el biovolumen específico, y por suma el total.

Como estimadores de biomasa algal se utilizaron los parámetros de densidad celular (nºcélulas/ml) y biovolumen (mm3/l) en la zona fótica. Por otro lado, se identificaron las diferentes asociaciones taxonómicas de especies fitoplanctónicas a lo largo del tiempo, así como su distribución espacial.





3 RESULTADOS

3.1 Estudio taxonómico del fitoplancton

A lo largo de las campañas realizadas en los periodos 2020 -2022 se han identificado un total de 73 taxones en los 16 puntos de muestreo. El nivel de resolución taxonómica ha sido el siguiente: 19 taxones se han identificado a nivel de GÉNERO y 54 taxones a nivel de ESPECIE. En la Tabla 1 se muestra el listado taxonómico correspondiente a la presencia de taxones de fitoplancton identificados en cada punto de muestreo.

Tabla 1. Taxones de fitoplancton presentes en cada campaña y punto de muestreo en el embalse de El Val.

FILO	TAXÓN			VAL3	VAL5	VAL7	VAL14	VAL16	VAL18	VAL19		VAL_CHE100720_E4068	VAL_CHE100920_E4068	VAL_CHE160721_E4068	VAL_CHE100921_E4068		
TILO	TAKON	E1S	E2S	E3S	E4S	E1S	E2S	E1S	E1D	E1M	E1S	E1S	E2S	VAL_CHE1	VAL_CHE1	VAL_CHE1	VAL_CHE1
Bacillariophyta	Achnanthidium minutissimum										х						
Chlorophyta	Ankyra judayi															X	
Cyanobacteria	Aphanizomenon klebahnii														X		
Cyanobacteria	Aphanizomenon sp.	X	X	X	X	x	X	X	X	x	X			X		X	X
Cyanobacteria	Aphanothece smithii							X									
Bacillariophyta	Asterionella formosa								X		X	X	х				
Dinophyta	Ceratium furcoides	X			X	X	X	X				X	X		X	X	X
Chlorophyta	Chlamydomonas sp.											X	x				
Chlorophyta	Chlorella sp. (Beijerink)											X				X	

FILO	TAXÓN		7,747	VALI		VAL3	VAL5	VAL7	VAL14	VAL16	VAL18	VAL19		VAL_CHE100720_E4068	VAL_CHE100920_E4068	VAL_CHE160721_E4068	VAL_CHE100921_E4068
		E1S	E2S	E3S	E4S	E1S	E2S	E1S	E1D	E1M	E1S	E1S	E2S	VAL_CHE	VAL_CHE	VAL_CHE	VAL_CHE
Chlorophyta	Chlorolobion lunulatum													х			
Haptophyta	Chrysochromulin a parva														X		
Streptophyta	Closterium acutum							X								X	
Chlorophyta	Coelastrum astroideum													X	X	X	
Chlorophyta	Coelastrum microporum									x	X	X					
Chlorophyta	Coelastrum reticulatum		x	X			X			x	X					X	X
Chlorophyta	Coenochloris fottii	х	X	X	X	X	X		X	x		X		X	X	X	X
Chlorophyta	Coenocystis planctonica									х							
Euglenophyta	Colacium sp.															X	
Streptophyta	Cosmarium laeve															X	
Streptophyta	Cosmarium phaseolus					X											
Streptophyta	Cosmarium spp Corda															X	
Streptophyta	Cosmarium subcostatum					X											
Cryptophyta	Cryptomonas sp.														X		
Cryptophyta	Cryptomonas curvata															X	X
Cryptophyta	Cryptomonas erosa	x	x	X	X	X	X	X	X	x	X	X	x	X	X	X	
Cryptophyta	Cryptomonas marssonii	x	x	x	X	X			X	X	x	X		X	X	X	





												_		80	8	8	8
FILO	TAXÓN		,	VAL		VAL3	VAL5	VAL7	VAL14	VAL16	VAL18	VAL19		VAL_CHE100720_E4068	VAL_CHE100920_E4068	VAL_CHE160721_E4068	VAL_CHE100921_E4068
PILO	TAXON	E1S	E2S	E3S	E4S	E1S	E2S	E1S	E1D	E1M	E1S	E1S	E2S	VAL_CHE10	VAL_CHE10	VAL_CHE10	VAL_CHE10
Cryptophyta	Cryptomonas ovata			X					X			X	X		X		X
Bacillariophyta	Cyclotella sp.	X	χ	X	Х					Х		Х		X			
Bacillariophyta	Cyclotella meneghiniana								X								
Bacillariophyta	Cyclotella ocellata					X											
Bacillariophyta	Cymbella excisa		Х														
Chlorophyta	Desmodesmus armatus													X			
Chlorophyta	Desmodesmus communis													X		X	
Chlorophyta	Desmodesmus intermedius														X		
Cyanobacteria	Dolichospermum sp.	X								х	х						
Cyanobacteria	Dolichospermum mendotae	X	х	х		X				X		Х	х	X		X	
Streptophyta	Elakatothrix gelatinosa						X										
Bacillariophyta	Fragilaria crotonensis											X					
Chlorophyta	Hariotina reticulata														X		
Chlorophyta	Hindakia tetrachotoma															X	
Chlorophyta	Lagerheimia subsalsa														X	X	
Cyanobacteria	Microcystis sp														χ		
Bacillariophyta	Navicula sp																X
Heterokontophyta	Nephrodiella semilunaris														X	X	

FILO	TAXÓN		7,07.	VALT		VAL3	VAL5	VAL7	VAL14	VAL16	VAL18	VAL 19		VAL_CHE100720_E4068	VAL_CHE100920_E4068	VAL_CHE160721_E4068	VAL_CHE100921_E4068
		SIA	E2S	E3S	E4S	E1S	E2S	E1S	O13	E1M	E1S	SIA	E2S	VAL_CHE1	VAL_CHE1	VAL_CHE1	VAL_CHE1
Heterokontophyta	Ochromonas sp														X		
Chlorophyta	Oocystis borgei								X								
Chlorophyta	Oocystis lacustris		X						X					X	X	X	
Chlorophyta	Oocystis marssonii				X		X		X	х	X					X	
Chlorophyta	Oocystis naegelii											X					
Chlorophyta	Oocystis parva										X					X	
Chlorophyta	Oocystis sp.		χ														
Dinophyta	Parvodinium umbonatum																x
Chlorophyta	Pediastrum duplex			X							X						
Chlorophyta	Phacotus sp.													X			
Chlorophyta	Phacotus lenticularis														X		
Cyanobacteria	Phormidium sp.																X
Cryptophyta	Plagioselmis sp.nannoplanctic a	X	x	X	X	X	X			x	x	X	X	x	X	X	
Chlorophyta	Planctonema lauterbornii														X		
Chlorophyta	Planktosphaeria gelatinosa			X		X			X			X		X		X	
Heterokontophyta	Pleurochloris sp.														X		
Chlorophyta	Quadricoccus ellipticus													х		Х	
Chlorophyta	Scenedesmus sp.															X	
Chlorophyta	Scenedesmus aculeolatus						x										





FILO	TAXÓN	VAL1			VAL3	VAL5	VAL7	VAL14	VAL16	VAL18	VAL19		VAL_CHE100720_E4068	VAL_CHE100920_E4068	VAL_CHE160721_E4068	VAL_CHE100921_E4068	
	77.00	SIJ	E2S	E3S	E4S	S13	E2S	E1S	E1D	E1M	S13	SIJ	E2S	VAL_CHE1	VAL_CHE1	VAL_CHE1	VAL_CHE1
Chlorophyta	Scenedesmus disciformis										X						
Chlorophyta	Scenedesmus ellipticus															X	
Chlorophyta	Scenedesmus linearis						X				X						
Chlorophyta	Scenedesmus obtusus															X	
Chlorophyta	Schroederia setigera	X	X	x	X	X			X	X	X					X	
Streptophyta	Staurastrum sp.													X		X	X
Cyanobacteria	Synechococcus sp.										X						
Chlorophyta	Tetraedron minimum										X				X	X	
Chlorophyta	Tetrastrum komarekii										X						
Euglenophyta	Trachelomonas volvocinopsis									X							

3.2 Evolución temporal del fitoplancton en el embalse del Val

Para el estudio de la composición de las comunidades fitoplanctónicas así como su evolución temporal se seleccionan aquellas especies identificadas en la estación de muestreo E1 (zona presa) por ser la estación muestreada en todas las campañas realizadas.

Como podemos observar, los máximos de fitoplancton corresponden al verano alcanzando el máximo en julio del año 2020 (113.076 cels/ml). Este máximo está caracterizado por la presencia de algas cianofíceas y clorofíceas. Esto no se corresponde con el valor máximo de biomasa debido al pequeño tamaño que presentan

estas células. En términos de biomasa son las dinofitas de la especie *Ceratium furcoides*, el grupo que presenta un mayor biovolumen y cuyos máximos se alcanzan en los meses de septiembre del 2020 (39 mm³/l) y del 2021 (30 mm³/l) (Figura 1). A finales de invierno el número de células disminuye (1624 cels/ml).

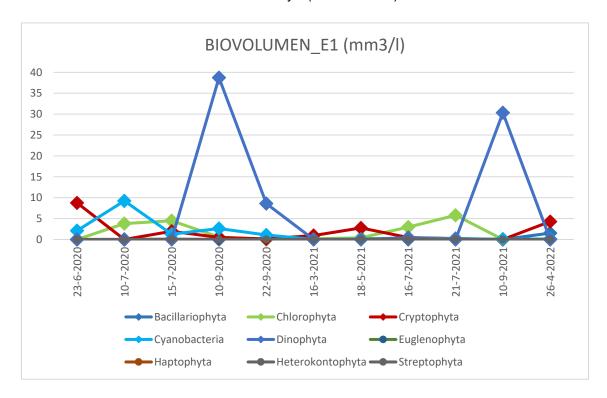


Figura 1. Biovolumen (mm³/l) de grupos taxonómicos en cada evento de muestreo de la estación E1 en el embalse de El Val entre 2020 y 2022

En las Figuras 2 y 3, se observa la distribución de las especies en términos de abundancia por grupo taxonómico en cada evento de muestreo.

CIANOFÍCEAS (O CIANOBACTERIAS)

Se trata de un grupo de algas que se presenta en el embalse de El Val durante todo el periodo de muestreo, con un máximo a principios de julio (85.169 cels/ml). Constituyen el grupo más representativo durante todo el periodo estival del año 2020 alcanzando su máxima abundancia en septiembre 2020 (99%). Progresivamente, se observa una disminución de cianofíceas a partir de marzo del 2021, alcanzando su valor mínimo (11%) en mayo 2021. A partir de septiembre del 2021, las cianofíceas vuelven a ser el grupo taxonómico que representa un mayor porcentaje dentro de la comunidad





fitoplanctónica (62%) y 768 cels/ml, pero en general, presentan valores más bajos que los reportados en el año 2020.

Por otro lado, durante la segunda quincena de abril de 2022 se ha producido un incremento acusado de la biomasa de fitoplancton en el embalse, formando un pico de escasa duración (2 semanas) con una repetición posterior de menor magnitud y misma duración. En las muestras tomadas en diferentes puntos del embalse se observa una dominancia de otros grupos fitoplanctónicos, pero hay una presencia abundante de cianobacterias que podrían corresponder a la especie *Dolichospermum mendotae*, y el género al que pertenece es potencial productor de toxinas.

CLOROFÍCEAS

En ambos periodos estivales aparecen representadas las clorofíceas alcanzando un máximo valor porcentual dentro de la comunidad fitoplanctónica durante el mes de julio del año 2021 (85%) así como su máximo en número de células por ml (39.051 cels/ml). Las algas que constituyen estas comunidades son en su totalidad de los órdenes Chlorococcales. A partir de septiembre del año 2021 este grupo taxonómico disminuye hasta representar sólo un 1,45% de la abundancia y apenas 18 cels/ml.

OTROS GRUPOS

Las criptofíceas, bacillariofíceas y dinofíceas también están representadas en el embalse del Val, pero en un menor número de especies y abundancia. Los máximos valores registrados fueron de 4.985 cels/ml, 1.024 cels/ml y 573 cels/ml, respectivamente.

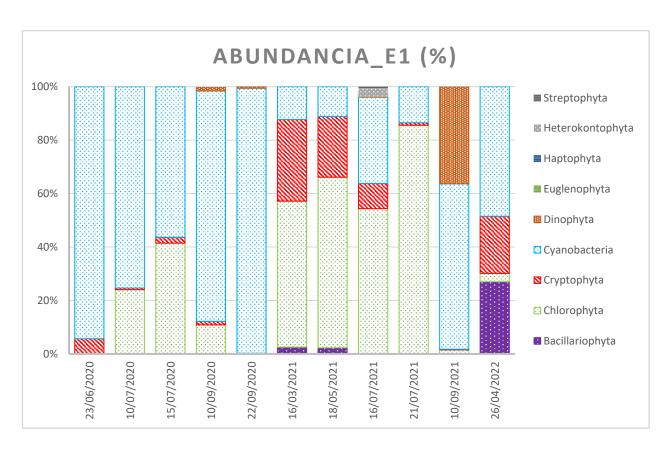
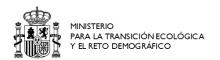


Figura 2. Valores porcentuales de abundancia de grupos taxonómicos en cada evento de muestreo de la estación E1 en el embalse de El Val entre 2020 y 2022





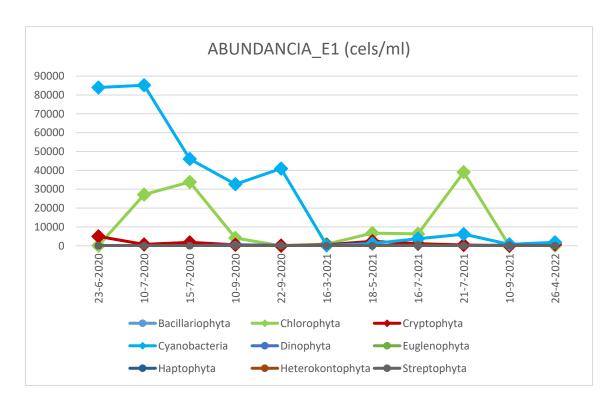


Figura 3. Abundancia de grupos taxonómicos en términos de células/ml en cada evento de muestreo de la estación E1 en el embalse de El Val entre 2020 y 2022

3.3 Evolución del biovolumen de cianobacterias

En la tabla 2 se puede apreciar que hay una alternancia en la dominancia de dos especies de cianobacterias nostocales: *Aphanizomenon* sp. y *Dolichosperpum mendotae*, que además ha resultado ser potencial productora de toxinas en el embalse. También aparece en alguna ocasión *Microcystis* sp.

Tabla 2. Taxones de cianobacterias identificadas en el embalse del Val durante el período de muestreo 2020-2022

COD_SAMPLE	FECHA DE MUESTREO	TAXÓN
VAL1_E1S	23/06/2020	Aphanizomenon sp.
VAL_CHE100720_E4068	10/07/2020	Aphanizomenon sp* y Dolichospermum mendotae
VAL3_E1S	15/07/2020	Aphanizomenon sp* y Dolichospermum mendotae

COD_SAMPLE	FECHA DE MUESTREO	TAXÓN
VAL_CHE100920_E4068	10/09/2020	Aphanizomenon klebahnii* y Microcystis
VAL7_E1S	22/09/2020	Aphanizomenon sp*. y Aphanothece smithii
VAL14_E1D	16/03/2021	Aphanizomenon sp.
VAL16_E1M	18/05/2021	Dolichospermum mendotae
VAL_CHE160721_E4068	16/07/2021	Aphanizomenon sp*. y Dolichospermum mendotae
VAL18_E1S	21/07/2021	Aphanizomenon sp*., Dolichospermum sp y Synechococcus sp.
VAL_CHE100921_E4068	10/09/2021	Aphanizomenon sp*. y Phormidium
VAL19_E1_S_2022	26/04/2022	Dolichospermum mendotae

^{*}Especie predominante en el Biovolumen total de cianobacterias en cada estación de muestreo

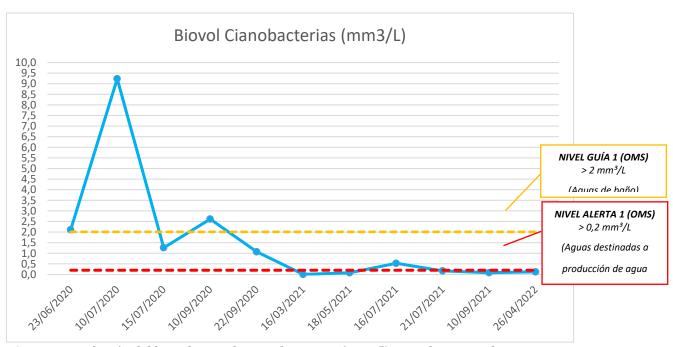


Figura 4. Evolución del biovolumen de cianobacterias (mm³/l) en cada evento de muestreo de la estación E1 en el embalse de El Val entre 2020 y 2022





El gráfico anterior muestra la evolución de cianobacterias en términos de biovolumen obtenido para cada campaña de muestreo en la estación de máxima profundidad E1 del Embalse del Val.

Como se puede observar, el valor máximo se alcanza en la campaña realizada el 10 de julio de 2020 por la CHE (VAL_CHE100720_E4068), donde se alcanzan valores de 9,23 mm3/L de biovolumen de cianobacterias. Las especies identificadas que contribuyen a alcanzar dichos valores de biovolumen son: *Aphanizomenon* sp y *Dolichospermum mendotae* con una abundancia de 84984,94 cels/ml y 185,02 cels/ml respectivamente, ambas catalogadas como potencialmente tóxicas.

Posteriormente se observa una disminución progresiva en el biovolumen calculado en las siguientes campañas.

Es remarcable también el episodio ocurrido el 10 de septiembre del 2020 (VAL_CHE100920_E4068) donde al igual que en el caso anterior, se superan los valores de alerta establecidos por la OMS para aguas de baño (>2 mm³/l) alcanzándose un biovolumen de 2,61 mm³/l conformado mayoritariamente por la especie *Aphanizomenon klebahnii*.

En el resto de las campañas los valores de biovolumen detectados se encuentran por debajo de los límites de alerta establecidos por la OMS para aguas de baño (Chorus & Bartram 1999).

3.4 Clasificación del riesgo según la OMS

La Organización Mundial de la Salud (OMS) propone unos valores umbrales de concentración de cianobacterias en agua a partir de los cuales debieran adoptarse determinadas medidas de gestión (Chorus & Bartram, 1999).

AGUAS DE ABASTECIMIENTO	AGUAS DE BAÑO	ABUNDANCIA DE CIANOBACTERIAS (cels/ml)	BIOVOLUMEN DE CIANOBACTERIAS (mm³/l)
VIGILANCIA		200	>0,02
		2.000	>0,2
ALERTA 1	Nivel guía 1 (Bajas probabilidades de efectos adversos para la salud)	20.000	>2
ALERTA 2	Nivel guía 2 (Moderadas probabilidades de efectos adversos para la salud)	100.000	>10

En la siguiente tabla se puede observar que en ninguna de las estaciones muestreadas se superan los valores umbral el riesgo para masas de agua de baño.

	GRUPO	PARÁN	IETROS	EVALUACIÓ	N
COD_SAMPLE	TAXONÓMICO (FILO)	Abundancia (cels/ml)	Biovolumen (mm³/l)	ABASTECIMIENTO	BAÑO
VAL1_E1S	Cianobacterias	83.966,21	2,112	ALERTA 1	NIVEL GUÍA 1
VAL_CHE100720_E4068	Cianobacterias	85.169,96	9,232	ALERTA 1	NIVEL GUÍA 1
VAL3_E1S	Cianobacterias	46.039,68	1,260	ALERTA 1	
VAL_CHE100920_E4068	Cianobacterias	32.664,48	2,612	ALERTA 1	NIVEL GUÍA 1
VAL7_E1S	Cianobacterias	40.956,75	1,071	ALERTA 1	
VAL14_E1D	Cianobacterias	199,26	0,005		
VAL16_E1M	Cianobacterias	1.172,99	0,0791	VIGILANCIA	
VAL_CHE160721_E4068	Cianobacterias	3.755	0,527	VIGILANCIA	
VAL18_E1S	Cianobacterias	6.158,17	0,169	VIGILANCIA	
VAL_CHE100921_E4068	Cianobacterias	768	0,083	VIGILANCIA	
VAL19_E1_S_2022	Cianobacterias	1.837,68	0,124	VIGILANCIA	





3.5 Evolución espacial del fitoplancton en el embalse del Val

Para evaluar espacialmente la distribución de los grupos taxonómicos de fitoplancton se analizaron cuatro muestras en una misma campaña pertenecientes a diferentes estaciones distribuidas a lo largo del embalse: presa (E1), intermedias (E2 y E3) y cola (E4).

Como podemos observar en la figura 4, en las cuatro estaciones las comunidades están dominadas con un valor porcentual de abundancia superior al 80% por las cianobacterias, alcanzando en la estación E2 su máxima dominancia (96%). A este grupo, le siguen las criptofíceas, clorofíceas y bacillariofíceas con porcentajes de abundancia mucho menores (<10%).

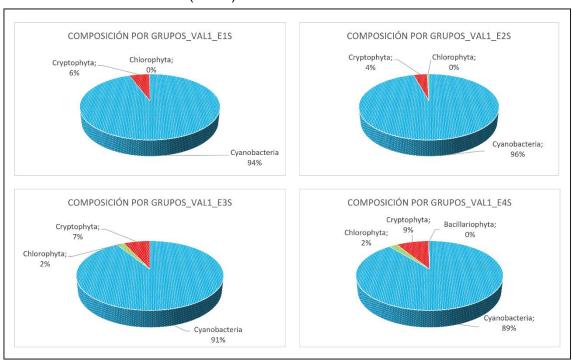


Figura 5. Evolución espacial de los grupos taxonómicos más representativos en la campaña VAL1.

3.6 Clasificación del estado trófico de la masa de agua en función del biovolumen según criterios (OCDE).

En la siguiente tabla de detallan los límites de los niveles tróficos según el biovolumen de fitoplancton, establecidos según la OCDE, 1982.

GRADO DE EUTROFIA	BIOVOLUMEN (mm³/l)
Oligotrófico	x < 1
Mesotrófico	2,5 ≥ x ≥ 1
Eutrófico	x > 2,5

A continuación, se resumen los resultados del estado trófico en cada estación de muestreo atendiendo al biovolumen de fitoplancton y considerando cada estación de manera independiente:

COD CAMPLE	PARÁMETROS	EVALUACIÓN
COD_SAMPLE	Biovolumen (mm³/l)	Estado trófico
VAL1_E1S	10,87	EUTRÓFICO
VAL3_E1S	7,80	EUTRÓFICO
VAL7_E1S	9,81	EUTRÓFICO
VAL14_E1D	1,16	MESOTRÓFICO
VAL16_E1M	3,49	EUTRÓFICO
VAL18_E1S	6,20	EUTRÓFICO
VAL19_E1_S_2022	5,98	EUTRÓFICO

En la siguiente tabla de detallan los límites de los niveles tróficos en función de la concentración de clorofila *a*, establecidos según la OCDE, 1982.

GRADO DE EUTROFIA	CLOROFILA a (μg/l)
Ultraoligotrófico	x < 1
Oligotrófico	1 ≤ x < 2,5
Mesotrófico	2,5 ≤ x ≤ 8
Eutrófico	8 ≤ x ≤ 25
Hipereutrófico	X > 25

A continuación, se resumen los resultados del estado trófico en cada estación de muestreo atendiendo a la concentración de clorofila *a* y considerando cada estación de manera independiente:





COD CAMPLE	PARÁMETROS	EVALUACIÓN		
COD_SAMPLE	Clorofila (µg/l)	Estado trófico		
VAL1_E1S	40,16	HIPEREUTRÓFICO		
VAL3_E1S	35,60	HIPEREUTRÓFICO		
VAL7_E1S	70,63	HIPEREUTRÓFICO		
VAL14_E1D	8,20	EUTRÓFICO		
VAL16_E1M	18,38	EUTRÓFICO		
VAL18_E1S	35,27	HIPEREUTRÓFICO		
VAL19_E1_S_2022	23,39	EUTRÓFICO		

4 REFERENCIAS

Suthers, I. M., y Rissik, D. (2009). *Plankton: A guide to their ecology and monitoring for water quality*. 150 Oxford Street (PO Box 1139) Collingwood VIC 3066, Australia: CSIRO PUBLISHING.

Vázquez, G., Castro, G., González, I., Pérez, R. y Castro, T. (2006). *Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua*. ContactoS, 60, 41-48.

Chorus, I. & J. Bartram. 1999. *Toxic Cyanobacteria in water. A Guide to their public health consequences, monitoring and management*. Word Health Organization. London. E & FN Spon

OCDE. 1982. Eutrophisation des eaux. Metodes de surveillance d'evaluation et de lutte. Paris.





APÉNDICE IX. DESARROLLO DE HERRAMIENTA DE SENSOR DE DATOS (SOFTSENSOR) PARA SU USO FUTURO EN MONITORIZACIÓN DE NUTRIENTES CON ALTA FRECUENCIA





DESPLIEGUE Y CALIBRADO DE UNA INFRAESTRUCTURA VIRTUAL PARA LA REVERSIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN DEL EMBALSE DE EL VAL (ZARAGOZA)

APÉNDICE IX

DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA DE SENSOR DE DATOS (SOFTSENSOR) PARA SU USO FUTURO EN MONITORIZACIÓN DE NUTRIENTES CON ALTA FRECUENCIA



PREPARADO POR:



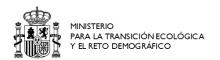
ı





ÍNDICE DE CONTENIDOS

INTRODUCCION A LOS SENSORES DE DATOS	1
METODOLOGÍA APLICADA A LOS SENSORES DE DATOS	1
2.1 DESCRIPCIÓN DEL CONJUNTO DE DATOS	
2.2 CURADO DE DATOS	
2.3 Análisis exploratorio de las variables	5
2.3.1 Estadísticos descriptivos de los parámetros físico-químicos	5
2.3.2 Inspección visual y comprobación de relaciones lineales	
2.4 REGRESIÓN NO LINEAL MEDIANTE ALGORITMO DE REGRESIÓN DE BOSQUES ALEATORIOS	
CONCLUSIONES 1	
REFERENCIAS	
JDICE DE EICHDAS	
NDICE DE l'IGUNAS	
GURA 1. EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LOS DATOS MEDIDOS DE TP. P-PO₄ Y N-NH₄ POR EL	
·	
	4
· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	
· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	
• • • • • • • • • • • • • • • • • • • •	_
•	
	6
NDICE DE FIGURAS GURA 1. EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LOS DATOS MEDIDOS DE TP, P-PO4 Y N-NH4 POR EL AUTOANALIZADOR DE NUTRIENTES WIZ-SYSTEA DURANTE EL PERÍODO DE SIMULACIÓN 08/04/2021 — 01/06/2022	5 7





1 Introducción a los sensores de datos

Los sensores de datos o de software (*soft-sensors*) utilizan mediciones fácilmente disponibles en línea para la estimación de parámetros más difíciles de medir, es decir, parámetros que o bien no se pueden medir de forma automática (o sólo pueden serlo a un alto coste), o bien sólo son obtenibles con importantes retrasos o de manera esporádica, como puede ser mediante analíticas de laboratorio.

En las últimas décadas, los sensores de datos han despertado interés, ya que podrían reemplazar sensores hardware existentes o bien ser utilizados de forma redundante para verificar su funcionamiento (Choi & Park, 2001). Las variables fáciles de medir, también llamadas variables secundarias, como la presión, la temperatura, el caudal, la conductividad, la turbidez, el potencial de oxidación-reducción (potencial Redox) y el pH, se utilizarían como predictores para estimar variables primarias, como la concentración de carbono o de nitrógeno (Haimi et al., 2013). Entre las principales ventajas de los *soft-sensors*, se ha de mencionar su relativo bajo coste, aunque también es importante su alta fiabilidad y el bajo tiempo de respuesta en comparación con los sensores tradicionales para la medida de variables primarias.

2 METODOLOGÍA APLICADA A LOS SENSORES DE DATOS

Los criterios tenidos en cuenta para la selección del modelo a aplicar están principalmente relacionados con la usabilidad del modelo por parte del usuario final y la adecuación al tipo de datos de los que se dispone. En una primera aproximación, se ha contemplado la posibilidad de aplicar un modelo lineal sólo en el caso de que el análisis de la selección de variables revele su adecuación.

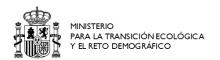
Como modelos no lineales se eligieron los modelos basados en árboles de decisión ya que resultan más fáciles de interpretar que otros modelos. Se suele decir que, en cierto modo, los árboles realizan divisiones en los datos de un modo similar

al que lo haría un humano. Además, no es necesario que los datos se ajusten a una distribución en concreto y son poco sensibles a *outliers*. Debido a que los árboles solo utilizan un predictor en cada división, la escala comparativa de las variables tampoco afecta al modelo. Estas características hacen que este tipo de modelos sea adecuado para tratar con datos diversos en cuanto a su tipología y con variabilidad temporal, como son los datos del campo de la calidad del agua.

Los árboles de decisión utilizados pertenecen al grupo de los modelos no paramétricos de aprendizaje supervisado, lo que quiere decir que se basan en el comportamiento pasado de la variable objetivo para aprender. La principal idea tras los árboles de decisión consiste en dividir el espacio de cada predictor en un punto dado, de manera recursiva, creando regiones que contienen una fracción de las observaciones. El proceso continúa hasta que se alcanza un criterio de parada, como por ejemplo que no haya más regiones que puedan contener un número mínimo de observaciones. Los árboles de regresión son un tipo dentro de los modelos basados en árboles de decisión, en el cual la variable objetivo toma valores continuos.

La predicción de la variable objetivo para una determinada observación de test se basa en las observaciones de entrenamiento que se encuentran en la región a la cual pertenece esta observación de test. Por ejemplo, es común usar el valor medio de las observaciones de los datos de entrenamiento que se encuentran en esa región.

Un problema asociado a los árboles es su tendencia a sobreajustar el modelo, sin embargo, al agregar un número elevado de árboles el resultado final mejora. A estos agregados de modelos del mismo tipo se los denomina *ensembles*. El algoritmo *Random Forests* consiste en un *ensemble* de árboles creado mediante el principio de *bagging*. La ventaja reside en la creación de un número elevado de árboles, en cuya formación se muestrea una fracción de las observaciones. Cada árbol tendrá una alta varianza y bajo sesgo. Sin embargo, en el caso de la regresión, al promediar el resultado de los diferentes árboles creados se reduce la varianza. *Random Forests*, además de las características de *bagging*, incorpora una ventaja adicional: en cada partición se considera una muestra aleatoria de predictores.





2.1 Descripción del conjunto de datos

Este trabajo se realiza con el conjunto de datos obtenido a través de la estación de monitorización remota de alta frecuencia localizada en el punto de muestreo R1. La descripción detallada de los sensores empleados en la medición de los distintos parámetros fisicoquímicos puede encontrarse en el documento Memoria del Estudio.

La estación R1, a diferencia del resto de puntos de muestreo, se ha completado con un autoanalizador de nutrientes WIZ-SYSTEA capaz de obtener datos de TP, P-PO₄ y N-NH₄. Ello ha permitido la creación de un set de datos de entrenamiento amplio y de calidad. Los datos recogidos por la WIZ-SYSTEA se extienden de forma intermitente durante el período 19/07/202 - 23/04/2022 (Figura 1); mientras que los datos de monitorización en continuo abarcan el período comprendido entre el 08/04/2021 y el 01/06/2022. Los parámetros de temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, saturación de oxígeno disuelto, potencial redox y turbidez se extienden a lo largo del citado período con contadas interrupciones. No obstante, las series adquiridas para el caudal y las estimaciones de nitrato derivadas del análisis de los espectros UV están más acotadas en la línea temporal. Los datos de caudal abarcan el período 15/04/2021 - 01/06/2022 y cuentan con dos grandes interrupciones: i) del 23/04/2021 al 30/04/2021 y ii) del 13/05/2021 al 08/10/2021. Las estimaciones de nitrato se extienden desde 22/07/2021 al 16/05/2022 y cuentan con una interrupción de varios días (29/12/2021 -17/01/2022) correspondiente al gran evento de contaminación asociado al vertido de la láctea de Ólvega. Estos intervalos afectan ligeramente a la configuración del set de entrenamiento, que pese a ello cuenta con más de un centenar de observaciones. El periodo completo de simulación queda comprendido entre el 08/04/2021 y el 01/06/2022.

Para la construcción del conjunto de datos de entrenamiento se han promediado valores horarios en ambos subconjuntos; cada observación cuenta con las siguientes variables como predictores:

- T = Temperatura (°C)
- C = Conductividad (μS/cm)
- pH
- DO = Concentración de oxígeno disuelto (mg/L)
- DOSAT = Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (%)
- ORP = Potencial de oxidación-reducción (mV)

- TURB = Turbidez (NTU)
- QR1 = Caudal de la estación de control R1 (m3/hora)
- N-NO3 = Concentración de nitratos estimada con la absorbancia UV medida con el sensor ProPS en la estación de control R1 (mg/L N)

Para el diseño de los *softsensors* se han seleccionado como variables objetivo los parámetros medidos por el autoanalizador de nutrientes WIZ-SYSTEA:

- TP = Fósforo total (mg/L P)
- P-PO₄ = Ortofosfato (mg/L P)
- $N-NH_4 = Amonio (mg/L N)$

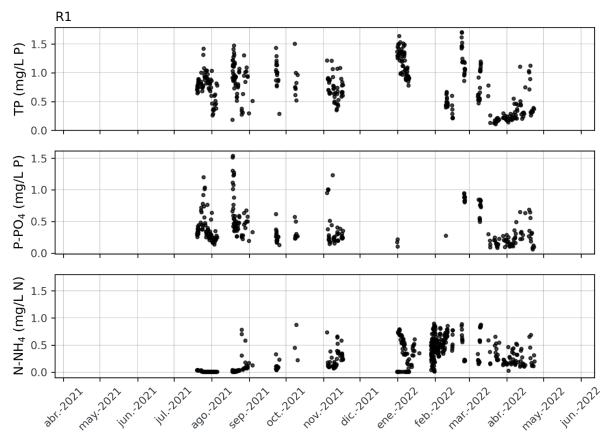


Figura 1. Evolución temporal de los datos medidos de TP, P- PO_4y N- NH_4 por el autoanalizador de nutrientes WIZ-SYSTEA durante el período de simulación 08/04/2021 - 01/06/2022.

2.2 Curado de datos

El primer paso en el curado de datos ha sido supervisar los valores y corregir posibles errores tipográficos y de transcripción. Se han elaborado filtros específicos para cada una de las variables etiquetando posibles casuísticas de error que permitiesen una revisión *a posteriori* más exhaustiva. Asimismo, se han eliminado





de forma general valores de conductividad inferiores a 300 μ S/cm y valores de turbidez superiores de 4000 NTU. La Figura 2 muestra la distribución de valores para cada una de las variables predictores consideradas en R1.

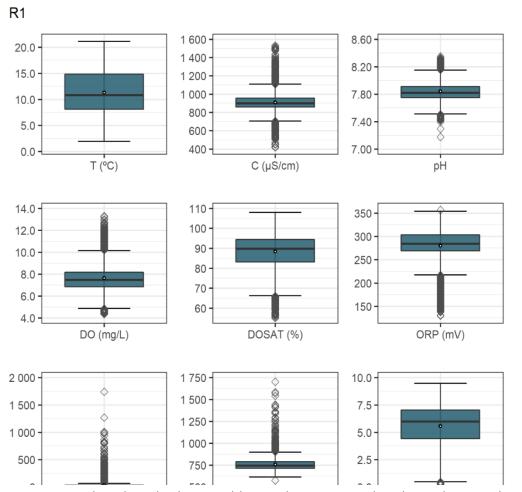


Figura 2. Boxplots de todas las variables predictores consideradas en la estación R1.

2.3 Análisis exploratorio de las variables

2.3.1 Estadísticos descriptivos de los parámetros fisicoquímicos

A continuación (Tabla 1), se muestran los principales estadísticos descriptivos de las variables predictores en R1 tras curar la serie de datos. El menor número de observaciones (N) disponibles para las variables QR1 y N-NO₃ con respecto al resto de parámetros fisicoquímicos implicaría una reducción en la extensión temporal de

la predicción si alguna de ellas resultara indispensable para la predicción del modelo.

Tabla 1. Estadísticos descriptivos de las variables predictoras en el punto R1.

Estadístic o	T (ºC)	C (μS/cm)	рН	DO (mg/L)	DOSAT (%)	ORP (mV)	TURB (NTU)	QR1 (m³/hora)	N- NO₃ (mg/ L N)
N			829						563
IN	8292	8292	2	8292	8292	8292	8205	5117	1
Media	11.2					280.4			
Ivieulu	9	910.16	7.84	7.63	88.36	3	36.99	759.05	5.58
Std.	4.12	92.57	0.14	1.29	7.94	36.49	58.49	76.75	1.90
Mín.						130.0			
IVIIII.	1.92	417.00	7.18	4.37	54.95	0	6.37	576.00	0.19
250/						269.0			
25%	8.12	856.50	7.75	6.86	83.10	0	17.85	714.96	4.42
50%	10.8					284.0			
30%	0	898.00	7.82	7.49	89.75	0	25.10	745.92	5.98
750/	14.8					303.5			
75%	5	957.00	7.91	8.18	94.40	0	37.45	789.12	7.03
ΛΛάν	21.1	1532.5		13.3	108.0	356.5	1740.0	1701.3	
Máx.	0	0	8.35	0	0	0	0	6	9.47

2.3.2 Inspección visual y comprobación de relaciones lineales

Para tener una primera idea de cómo se distribuyen las variables predictoras con respecto a las variables objetivo, se han representado gráficamente cada una de ellas en gráficos de dispersión. Un ejemplo de ello se muestra en la Figura 3.





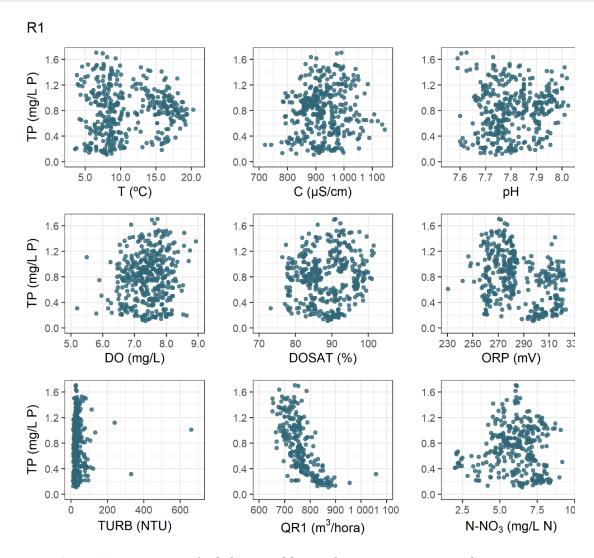


Figura 3. Representación de las variables predictoras con respecto al TP en R1

Para comprobar si es viable utilizar un modelo lineal para predecir las concentraciones de nutrientes en función de las variables predictores se evalúa la dependencia lineal entre las variables mediante el coeficiente de correlación de Pearson (r). Si r se acerca a 1 o -1 existe una fuerte relación lineal, positiva o negativa respectivamente, mientras que a medida que el valor de r se acerca a 0 quiere decir que la relación lineal entre las variables es más débil, hasta tomar el valor de 0 que significa que no existe relación lineal.

Tabla 2. Valores de r para cada una de las variables objetivo respecto a las variables predictores consideradas en R1 (* p-valor < 0.1; ** p-valor < 0.05; *** p-valor < 0.01)

constactada	is on hi	, vaior (0.1)	p vano:	vo.os, pvalor vo.		
TA	O	P-P	04	N-NH4		
(mg/	(L P)	(mg/	(mg/L P)		LN)	
DO	0.15**	рН	0.13**	С	0.36***	
DOSAT	0.11**	N-NO ₃	0.10	DOSAT	0.31***	
рН	0.11**	Т	0.09	DO	0.21***	
С	0.10**	С	0.08	TURB	0.16**	
Т	0.05	DO	0.04	QR1	-0.09	
					-	
N-NO ₃	0.02	TURB	0.04	N-NO ₃	0.40***	
					-	
TURB	0.02	DOSAT	-0.19**	ORP	0.44***	
	-		-		-	
ORP	0.34***	ORP	0.21***	рН	0.56***	
	-		_		-	
QR1	0.69***	QR1	0.32***	Τ	0.58***	

En la mayoría de los casos el coeficiente de correlación lineal r, toma valores absolutos inferiores a 0.50. Superan este valor el coeficiente de correlación TP con QR1 y N-NH4 con pH y temperatura. En muchos casos la relación lineal existente es altamente significativa desde el punto de vista estadístico, pero los bajos valores de r llevan a la conclusión de que los modelos lineales no serían adecuados para el objetivo propuesto. Sin embargo, este parámetro estadístico sí ofrece información relevante sobre qué variables predictores podrían ser determinantes para el modelo. Por ejemplo, QR1 es la única variable que no correlaciona significativamente con N-NH4, mientras que la concentración de N-NO3, la temperatura y la turbidez se encuentran en un segundo plano en su relación con el TP y el P-PO4. Estas relaciones se han tenido en cuenta en la construcción de diferentes alternativas para el modelo con el fin de maximizar la aproximación del resultado obtenido a las observaciones realizadas.

2.4 Regresión no lineal mediante algoritmo de regresión de bosques aleatorios

Entre los métodos de aprendizaje de máquina más eficaces y precisos se encuentran los que combinan predicciones de múltiples algoritmos, conocidos como





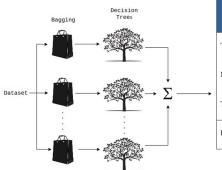
métodos de ensamblaje (*ensembles*). Entre ellos, destaca el de bosques aleatorios (*Random Forests*), que aplica múltiples árboles de decisión y estima la media de todos los resultados en el caso de variables cuantitativas.

Por este motivo, se ha utilizado la función RandomForestRegressor de la librería Scikit-Learn, que ajusta un número de árboles de regresión a partir de varios muestreos del conjunto de datos, y promedia los resultados para mejorar la capacidad predictiva de los modelos y controlar el sobreajuste.

Se han ajustado modelos para predecir las concentraciones de distintas especies de nutrientes en la estación de control R1. El proceso consta de dos fases diferenciadas. En la primera se pone a prueba la calidad del modelo sobre un conjunto de datos en el que cada observación se compone de un set de variables físico-químicas asociadas a datos de concentración de TP, P-PO₄ o N-NH₄ obtenidos en el laboratorio. El objetivo es evaluar la capacidad predictiva sobre un set de datos del cual somos conocedores de la concentración real del nutriente. En la segunda fase, el modelo obtenido es aplicado sobre el conjunto de datos completo. El resultado de ello nos proporcionará una medida en continuo – con una periodicidad horaria – de la concentración inferida del nutriente.

Sensores de Datos: Aprendizaje de Máquina

Calibrado



Random	Forest	Regressor
--------	--------	-----------

(por o	ARIABLES rden de dido)		2		4			
TN	Variables	DO	C20	ORP	pН	TURB	DOSAT	T
IIV	EAM	1.14	1.01	0.99	0.99	1.02	1.04	1.12
NO ₃	Variables	DO	pН	TURB	ORP	DOSAT	C20	Т
1103	EAM	4.04	3.96	3.74	3.88	3.78	4.01	4.28
TP	Variables	C20	Т	DOSAT	pН	DO	рН	TURB
	EAM	0.29	0.29	0.26	0.26	0.26	0.26	0.26
PO ₄	Variables	C20	Т	DO	ORP	pН	DOSAT	ORP
1 04	EAM	0.82	0.83	0.82	0.83	0.83	0.83	0.84

VARIABLE OBJETIVO	Nº DE PREDICTORES	EAM (mg/l)	EAM NORMALIZADO (%)
TN	3	0.99	12.46
NO_3	NO ₃ 3		16.99
TP	3	0.26	32.42
PO ₄	3	0.82	41.23

En esta primera fase, los modelos se han ajustado utilizando el proceso de validación *cross-validation*. Mediante este proceso se realizan k particiones del conjunto de datos en una fracción de entrenamiento y una fracción de test, donde la proporción de datos en la fracción de entrenamiento es 1-1/k y la proporción de datos en la fracción de test es 1/k. En este caso, en cada partición un 85% de los datos sirve de entrenamiento y un 15% sirve de test. Esta partición se repite 10 veces, de modo que cada vez un 15% distinto actúe como test. Al final, todos los datos habrán formado parte del conjunto de test una vez. El error final de *cross-validation* es la media del error de test de las 10 repeticiones.

Posteriormente se realizaron un total de 3.240 ajustes para cada modelo y un proceso de selección de variables basado en el error absoluto medio (EAM) de los modelos, utilizando la *función Sequential Feature Selection* de la librería mlxtend. Mediante esta función se construyen modelos de 1 a n variables, siendo n el número máximo de variables del que se dispone. Iterativamente se ha ido eliminando la variable que el algoritmo añadía el último lugar, dando lugar al conjunto de variables óptimo para modelos de 1 a n variables.

La Tabla 3 recoge el orden de incorporación de las variables para cada uno de los modelos de 1 a 9 variables, con su correspondiente EAM, lo que resulta de utilidad en caso de querer reducir el número de sensores que componen cada *soft-sensor*. Los modelos destinados a la predicción del P-PO4 y N-NH4 están basados en 8 variables. Las diferentes pruebas, basadas en la combinación de variables según su correlación con la variable objetivo, revelaron una mejora significativa del poder predictivo del modelo, asociada a la eliminación previa de estas variables. De esta forma, la concentración de nitratos (N-NO₃) y el caudal (QR1) fueron descartados para los modelo de P-PO₄ y N-NH₄, respectivamente.

Tabla 3: EAM $y R^2$ para los conjuntos train y test correspondientes a modelos de entre 1 y 9 variables en el punto de muestreo R1.

Nº de vo (por or añac	den de	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	Variables	QR1	N- NO ₃	ORP	DOSAT	Т	PH	TURB	С	DO
TP	<i>EAM</i> train	0.18	0.13	0.12	0.09	0.10	0.10	0.11	0.11	0.09
	EAM test	0.24	0.19	0.19	0.19	0.20	0.18	0.17	0.17	0.18
	R ² train	0.54	0.75	0.80	0.87	0.86	0.86	0.84	0.84	0.87
	R ² test	0.41	0.69	0.68	0.73	0.69	0.74	0.76	0.76	0.74





	Variables	ORP	DO	QR1	DOSAT	С	PH	Т	TURB	
P-PO ₄	<i>EAM</i> train	0.16	0.12	0.11	0.10	0.10	0.10	0.09	0.09	-
1 1 04	EAM test	0.18	0.15	0.16	0.14	0.16	0.13	0.13	0.14	-
	R ² train	0.34	0.54	0.57	0.67	0.71	0.70	0.74	0.76	-
	R ² test	0.38	0.48	0.33	0.60	0.52	0.66	0.70	0.61	-
	Variables	T	ORP	DOSAT	N-NO₃	TURB	DO	С	PH	
N-NH4	<i>EAM</i> train	0.13	0.09	0.08	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	-
7 7 7 7 7 7 7 7	EAM test	0.13	0.10	0.08	0.07	0.08	0.08	0.08	0.08	-
	R ² train	0.43	0.70	0.76	0.80	0.80	0.81	0.81	0.81	-
	R ² test	0.46	0.52	0.72	0.76	0.70	0.72	0.72	0.77	-

En general, el ajuste de los modelos al conjunto de datos de test es bastante similar al ajuste obtenido sobre el conjunto de datos de entrenamiento (train), con una diferencia inferior a 0.1 en el valor de R2. Asimismo, se aprecia un descenso en el error conforme aumenta el número de variables implicadas en la predicción hasta un límite de cuatro, a partir del cual se produce un ligero empeoramiento de los estadísticos descriptivos para el set de prueba, no así para el conjunto de entrenamiento. A partir de la cuarta variable, el ajuste de los modelos para el TP y el N-NH4 mejora significativamente, con valores de R² superiores a 0.80 y un EAM inferior 0.10 en todos los casos. Además, cabe destacar el EAM obtenido para los modelos destinados a la predicción del N-NH4, con una diferencia de tan sólo 0.01 entre test y train. Los distintos modelos implicados en la predicción del P-PO4 revelan también una mejora del ajuste a media que se incorporan variables predictoras, menos evidente en el set de test que muestra cierta inestabilidad asociada a un aumento del error en modelos basados en tres y cinco variables. Un mayor número de observaciones y un rango más amplio de distribución podría rebajar el grado de incertidumbre.

La Figura 4 muestra la predicción de algunos de alternativas consideradas como posible modelo final sobre el conjunto de datos para el que se dispone de una concentración conocida del nutriente. En general, los modelos consiguen predecir con un muy buen ajuste la concentración del nutriente y replicar la evolución en los datos.

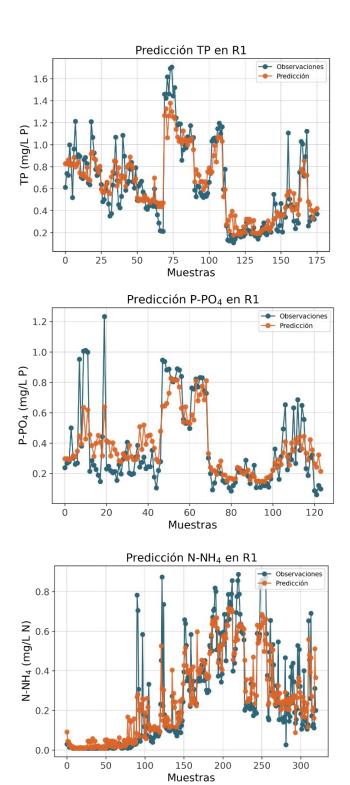


Figura 4. Predicción (naranja) realizada con cada uno de los mo delos seleccionados sobre las observaciones (azul) de: i) TP: modelo de seis variables (QR1, N-NO3, ORP, DOSAT, T y pH), ii) P-PO4: modelo de 8 variables (ORP, DO, QR1, DOSAT, C, pH, T y TURB) y iii) N-NH4: modelo de 8 variables (T, ORP, DOSAT, N-NO3, TURB, DO, C, PH)





En la segunda fase del proceso, los modelos son ejecutados sobre el set completo de datos, cuyo tamaño varía en función de la combinación de variables. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 4. Además del EAM, se ha calculado una métrica relativa al valor medio de la variable objetivo con la finalidad de poder comparar diferentes modelos a la que se ha denominado EAM normalizado y se expresa en tanto por ciento. La Figura 5 recoge las predicciones de TP, P-PO₄ y N-NH₄ para el período completo de simulación obtenidas con el mejor modelo.

Tabla 4: EAM normalizado y R^2 para los modelos de entre 1 y 9 variables en el punto de muestreo R1.

muesti	CO ILI.									
(por	e variables orden de ĭadido)	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	Variable s	QR1	N-NO ₃	ORP	DOSA T	Т	РН	TURB	С	DO
TP	EAM	0.24	0.12	0.11	0.12	0.12	0.12	0.19	0.11	0.25
1P	EAM	32.0	19.8	18.4	19.1	19.8	19.2	29.8	17.0	29.8
	norm.	5	4	5	7	0	4	7	9	3
	R^2	0.40	0.79	0.83	0.81	0.80	0.82	0.55	0.85	0.23
	Variable s	ORP	DO	QR1	DOSA T	С	РН	Т	TURB	
P-	EAM	0.19	0.22	0.13	0.11	0.12	0.12	0.12	0.11	-
PO4	EAM	47.0	53.3	33.4	30.4	31.7	31.8	31.3	31.0	
	norm.	6	7	7	7	2	9	8	7	ı
	R^2	-0.02	-0.03	0.58	0.65	0.64	0.63	0.65	0.65	ı
Δ.	Variable s	Т	ORP	DOSA T	N-NO₃	TURB	DO	С	PH	
N-	EAM	0.14	0.11	0.10	0.07	0.07	0.07	0.07	0.06	-
NH 4	EAM	53.8	42.1	37.5	27.2	26.3	26.2	26.1	25.9	
4	norm.	2	8	2	2	4	1	4	0	-
	R^2	0.40	0.54	0.60	0.81	0.82	0.81	0.82	0.83	-

Para el TP se propone como mejor opción el modelo basado en la combinación de seis variables – QR1, N-NO₃, ORP, DOSAT, T y pH. A partir de la sexta variable se observa un sobreajuste sobre los datos de entrenamiento, ello provoca una oscilación en los estadísticos obtenidos con un empeoramiento del error en modelos de siete y nueve variables (Tabla 4). *A priori* la concentración de N-NO₃ no presenta una fuerte correlación con el TP, sin embargo, su presencia mejora notablemente los resultados del modelo. La falta de datos para el caudal de R1 limita la extensión de

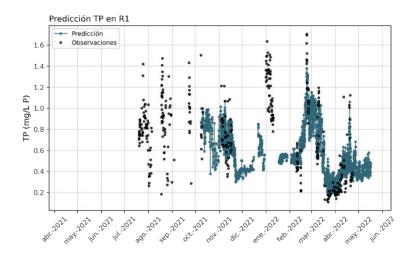
la predicción, dejando fuera de ésta períodos en los que sí se dispone de datos de TP (Figura 5). No obstante, para el período restante el ajuste es elevado ($R^2 = 0.82$) y se aprecia una evolución coherente de la concentración estimada.

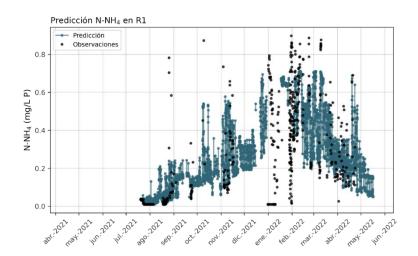
El modelo seleccionado para el P-PO₄ se basa en la combinación de las variables ORP, DO, QR1, DOSAT, C, pH, T y TURB. En este caso, la supresión de la concentración de nitratos sí tiene un efecto positivo en la predicción. El valor de R² es el más bajo frente al obtenido en los modelos de TP y N-NH₄, también cuenta con el error más elevado. El número limitado de observaciones y el rango de concentración para el que se dispone de datos de variables predictores explicarían estos resultados. Al igual que ocurre con el TP, el periodo predictivo se ve acotado y parte de las observaciones que podrían ser utilizadas en el set de entrenamiento quedan excluidas. Además, durante los meses de julio y septiembre de 2021 tiene lugar el mayor cambio de concentración registrado (Figura 5), sin embargo, para este periodo la limitación impuesta por los datos de caudal impide la confluencia de todas las variables predictoras. El caudal es esencial tanto para el TP – donde lograría explicar por sí sola el 40% de la variabilidad de los datos – como para el P-PO₄. Esta relación se fundamenta en el papel del caudal como agente regulador de la concentración de fósforo emitida por el EDAR de Ágreda.

Finalmente, el modelo para la predicción del N-NH4 se basa en la combinación de ocho variables – T, ORP, DOSAT, N-NO3, TURB, DO, C y pH. En este caso, QR1 – la única variable que no presentaba una correlación significativa con N-NH4 – es eliminada para obtener un mejor ajuste. La concentración de nitrato es esencial, dado que al suprimirla los estadísticos del modelo empeoran de forma significativa. El proceso de nitrificación que se observa a lo largo de recorrido del río Val y que provoca un importante descenso de la concentración de N-NH4 desde su emisión en V1 hasta llegar al punto de control R1 explicaría su importancia como variable predictiva. A partir de cuatro variables las predicciones obtenidas por los modelos son muy similares, de forma que la adición de más predictores aporta nueva información que ayuda a disminuir la agrupación zonal de puntos sin alterar la distribución general de la curva (Figura 5).









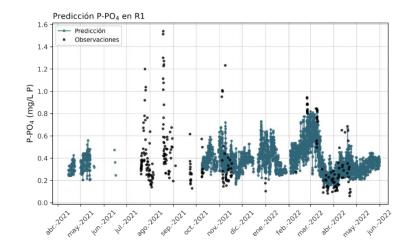


Figura 5. Predicción en continuo para TP, P-PO4 y N-NH4 según los modelos finales seleccionados en cada caso. En negro se muestran las observaciones medidas por la WIZ-SYSTEA

Respecto a las variables derivadas de la monitorización en continuo cabe destacar el papel del potencial de óxido-reducción (ORP), del oxígeno (DO y DOSAT) y de la temperatura (T), dado que en la mayoría de las pruebas se mantienen como últimas variables en ser eliminadas por la función *Sequential Feature Selection*, lo cual pone de manifiesto su importancia y su peso en la estimación de la concentración del nutriente.

3 CONCLUSIONES

Se han ajustado modelos para predecir las concentraciones de distintas especies de nutrientes en la estación de control R1.

De forma general, se aprecia que el error de los modelos disminuye a medida que se incrementa el número de variables predictoras. La obtención de ajustes de calidad requiere de modelos basados en la combinación de al menos cuatro variables predictoras.

Nuevas observaciones recogidas por la WIZ-SYSTEA permitirían ampliar al conjunto de datos de entrenamiento y mejorar los modelos obtenidos, especialmente el modelo utilizado en la predicción del P-PO₄.

Los resultados obtenidos reafirman la importancia de variables como el caudal de R1 y la concentración de nitrato (inferida por espectrofotometría UV) para mejorar la capacidad predictiva de los modelos. El caudal se presenta como una variable fundamental en la predicción de TP y P-PO₄, mientras que la concentración de N-NO₃ tiene mayor peso en la predicción de N-NH₄.

Las variables obtenidas a partir de la monitorización en continuo resultan un apoyo vital en la combinación final de predictores. Los esfuerzos puestos en la mejora del mantenimiento han mejorado significativamente la calidad de los datos y actualmente se dispone de más de 8000 observaciones en formato horario.

Una limpieza periódica de los sensores y una reducción en los tiempos de respuesta ante posibles averías mejoraría la calidad de los datos de las variables predictoras y reduciría el número de períodos con ausencia prolongada de medidas. Es vital mantener en buen estado el sensor dedicado a la medición del caudal en R1,





estos datos no sólo ayudarían a monitorizar los nutrientes, sino que aportan una valiosa información de cara a conocer y entender la dinámica del sistema.

4 REFERENCIAS

Choi, D.-J., & Park, H. (2001). A hybrid artificial neural network as a software sensor for optimal control of a wastewater treatment process. Water Research. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00134-8

Haimi, H., Mulas, M., Corona, F., & Vahala, R. (2013). Data-derived soft-sensors for biological wastewater treatment plants: An overview. Environmental Modelling and Software. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.009





DESPLIEGUE Y CALIBRADO DE UNA INFRAESTRUCTURA VIRTUAL PARA LA REVERSIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN DEL EMBALSE DE EL VAL (ZARAGOZA)

APÉNDICE X

Análisis de Isótopos Estables para Mejorar la Estimación del Origen de la Aportación Difusa de Nutrientes



PREPARADO POR:

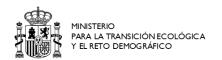






ÍNDICE DE CONTENIDOS

1 INTRODUCCIÓN A LOS ISÓTOPOS ESTABLES PARA EL ESTUDIO	
LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS 2 METODOLOGÍA APLICADA	
2.1 METODOLOGÍA DE MUESTREO PARA ANÁLISIS DE ISÓTOPOS ESTABLES (SIA)	
1. Alícuota 1: Oxígeno y nitrógeno en NO ₃ , NO ₂ y NH ₄ y carbono en DIC	
2.2 METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE ISÓTOPOS ESTABLES	
2.3 Resultados de isótopos	5
3 REFERENCIAS	20
NDICE DE TABLAS	
Tabla 1. Resultados de $\Delta^{13}C$ en DIC (Dissolved inorganic carbon) y $\Delta^{18}O$ junto con Δ	¹⁵ N
EN N ITRATOS (NO_3) EN LAS MUESTRAS RECOGIDAS EN LA CUENCA DEL V AL	6
Tabla 2. Resultados de 13 C en DIC (Dissolved inorganic carbon) y 18 O junto con $^{\Delta}$	¹⁵ N
EN N ITRATOS (NO_3) EN LAS MUESTRAS RECOGIDAS EN LA CUENCA DEL Q UEILES	
Tabla 3. Resultados Δ^{15} N en Amonio (NH3) en las muestras analizadas en la cuenca	
VAL	
Tabla 4. Resultados ${\it \Delta}^{15}$ N en Amonio (NH3) en las muestras analizadas en la cuenca	
QUEILES	
Tabla 5. Resultados ΔD y $\Delta^{18}O$ en agua en las muestras analizadas de la cuenca del 18	
	15
TABLA 6. RESULTADOS ΔD Y $\Delta^{18}O$ EN AGUA EN LAS MUESTRAS ANALIZADAS DE LA CUENCA DEL	4.0
QUEILES	18





1 Introducción a los Isótopos Estables para el Estudio de la Contaminación de las Aguas

Los isótopos estables son átomos que tienen el mismo número atómico pero diferente peso atómico que sus congéneres, debido a que tienen diferente número de neutrones. Algunos son estables (no se desintegran como los radiactivos) y pesados (tienen más neutrones que el átomo normal). Algunos ejemplos son el deuterio (hidrógeno con un neutrón), ¹³C, ¹⁵N, ¹⁸O o ³⁴S, todos ellos isótopos pesados y estables de los correspondientes elementos (¹²C, ¹⁴N, ¹⁶O o ³²S, respectivamente).

Los isótopos estables de elementos como el C, O, N, H o S que forman parte mayoritaria de la corteza terrestre, la hidrosfera, la biosfera y la atmósfera, constituyen unos excelentes trazadores naturales que nos permiten estudiar diferentes procesos y ciclos biogeoquímicos. Su estudio ha sido relativamente común en el ámbito de las ciencias de la Tierra durante los últimos 30 o 40 años. Sin embargo, su uso como trazadores de contaminantes es más reciente. Así, por ejemplo, mientras que la química tradicional se limita a informar sobre el contenido de nitratos de un agua, la geoquímica isotópica, gracias al estudio de las razones ¹⁵N/¹⁴N, ¹⁸O/¹⁶O y ¹⁷O/¹⁶O aporta información sobre su origen (Kendall et al., 2008; Nestler et al., 2011; Pellerin et al., 2009).

Resulta interesante en ecología el hecho de que la materia viva discrimina a estos isótopos pesados incorporándolos diferencialmente en los procesos fisiológicos, con el resultado de que su concentración en los seres vivos es diferente que en el material de partida. Además, la intensidad de la discriminación, es decir, el ratio isotópico resultante, es característica de determinados procesos y fuentes de procedencia (naturales o antrópicas), de modo que dejan una impronta en los nutrientes circulantes en el medio que, siempre que se controlen esos procesos intermedios (nitrificación, habilitan la posibilidad de trazar la influencia de esas fuentes en los nutrientes analizados.

La discriminación isotópica de un elemento se indica por la letra δ y frecuentemente se calcula como:

$$\delta X = [(Rmuestra / Restándar) - 1] x 10^3$$

Donde X representa el isótopo analizado y R representa la proporción del isótopo analizado respecto a su forma natural. Por lo tanto, se expresa en valores relativos a un estándar. En ocasiones se denomina también ΔX , que es la notación que se aplica en los resultados de este informe. Para mayor claridad se explica con un ejemplo: En la notación de este informe, $\Delta 18O$ es el ratio del isótopo pesado ^{18}O respecto al ^{16}O en el nutriente analizado en la muestra de agua, dividido por ese mismo ratio en la referencia (estándar de Viena de agua oceánica).

Tradicionalmente, los análisis de isótopos estables (en adelante, SIA, del inglés *Stable Isotope Analysis*) se han aplicado como trazadores en estudios geoquímicos (²H), astrobiología y medicina. En ecología se aplican ya con cierta asiduidad al estudio del flujo de energía en las redes tróficas (normalmente usando ¹³C y ¹⁵N) y contribuyen a trazar y cuantificar las relaciones tróficas.

Una aplicación más reciente y muy prometedora en el estudio de la eutrofización de las aguas son los SIA en nutrientes disueltos, con el fin de trazar su origen (trazado de fuentes o "source tracking"). En este ámbito se trabaja con el isótopo ¹⁵N en los nitratos y amonio (NO₃ y NH₄) y se está empezando a aplicar con el ¹⁸O en nitratos y fosfatos (NO₃ y en PO₄).

La nueva legislación comunitaria en materia de concentración de nitratos y nitritos en aguas está obligando a realizar modificaciones en las depuradoras urbanas, y así como otros cambios en las estrategias ganaderas o agrícolas que pueden tener importantes costes económicos y sociales. Sin embargo, no se tiene la certeza de que tras estos cambios el problema se solucione, ya que no se conoce, ante una contaminación difusa, como contribuye cada fuente de contaminación: Urbana, fertilizantes agrícolas, residuos ganaderos, industriales o una procedencia atmosférica. Ante este contexto, resulta necesario emplear nuevas metodologías centradas en el estudio de las razones isotópicas (15N/14N, 18O/16O y 17O/16O) de los nitratos disueltos, con el objeto de cuantificar la proporción con la que contribuye cada una de las posibles fuentes de





contaminación, lo que permite aportar información complementaria para afrontar correctamente este problema.

Las contaminaciones puntuales en el espacio y persistentes en el tiempo son relativamente fáciles de localizar y solucionar. Sin embargo, en la mayor parte de los casos nos encontramos ante contaminaciones difusas, en las que suelen intervenir varias fuentes: Agrícola, industrial, ganadera, residuos urbanos, etc., resultando complicado cuantificar la contribución de cada fuente. Muchas veces son múltiples contaminaciones esporádicas, a lo que se le suman diversos procesos biogeoquímicos que difuminan o enmascaran la química original de cada contaminante. En la práctica, las políticas de conservación del medio ambiente se encuentran ante el problema de que no pueden tomar medidas adecuadas cuando desconocen la importancia real de cada fuente de contaminación.

El estudio conjunto de isótopos estables en nitratos, fosfatos, DIC, DOC y sulfatos, aporta una información muy completa de los procesos relacionados con la eutrofización de las aguas y permite asignar la contribución de diferentes fuentes de aportación a la concentración de nutrientes observada en cada punto.

2 METODOLOGÍA APLICADA

2.1 Metodología de muestreo para análisis de isótopos estables (SIA)

Las muestras correspondientes a este grupo o SET de análisis al que nos referimos como SET_SIA, constan de diferentes alícuotas que se toman y conservan de diferentes formas en función de los compuestos a analizar, tal y como se detalla a continuación

1. Alícuota 1: Oxígeno y nitrógeno en NO₃, NO₂ y NH₄ y carbono en DIC

Se toma muestras de agua sin filtrar en cinco (5) viales de borosilicato de 12 mL con biocida añadido (Cl₂Hg), sin dejar espacio de cabeza. Se conservan a temperatura ambiente hasta su envío al laboratorio en menos de una semana desde su toma.

Los análisis que se realizan en estas muestras son los siguientes:

- Oxígeno (δ¹8O) y nitrógeno (δ¹5N) en nitratos.
- Nitrógeno (δ1⁵N) en amonio disuelto
- Carbono (δ¹³C) en materia inorgánica (DIC) disuelta

2.2 Metodología de análisis de isótopos estables

Los análisis isotópicos se han realizado siguiendo los procedimientos rutinarios del Grupo de Biogeoquímica de isótopos estables del IACT-CSIC (Granada), y que se describen a continuación.

El <u>análisis de los valores de δ^{18} O y δ^{15} N de nitratos y amonio disueltos</u> en agua se realiza mediante reducción de estos a N₂O (McIlvin and Altabet, 2005; Smirnoff et al., 2012). Finalmente, se extrae el N₂O disuelto y se separa en columna cromatográfica antes de ingresar en el espectrómetro de masas para analizar sus razones isotópicas. Para ello, se ha diseñado un sistema automático de separación de gases que va conectado a un espectrómetro Delta V Plus.

Análisis de los valores $\delta^{18}O$ en aguas: Se equilibra isotópicamente CO_2 - H_2O a una temperatura constante (25° C) en presencia de He. Una alícuota de este CO_2 equilibrado se transfiere al sistema automático GasBench II y posteriormente al espectrómetro de masas para medir la relación $^{18}O/^{16}O$. Los valores se dan en ‰ frente al estándar internacional V-SMOW. El error experimental de las determinaciones de valores $\delta^{18}O$ es menor de 0.15 ‰.

Análisis de los valores δ²H en aguas: La extracción del H₂ de muestras acuosas se realiza mediante la reducción del agua con Zinc metálico a 480°C (Coleman et al., 1982). El hidrógeno así obtenido se lleva al sistema de admisión del espectrómetro de masas para la determinación de su composición isotópica.

Análisis de los valores δ^{13} C en aguas DIC (*Dissolved Inorganic Carbon*): Se inyecta una alícuota en un vial que contiene ácido fosfórico y He. La muestra reacciona a temperatura ambiente entre 24 y 36 horas antes del análisis isotópico del CO₂ liberado (Salata et al., 2000). El gas entra en un sistema de GasBech (*Finnigan Mat*) donde se elimina el agua y se separa el CO₂ de otros gases contaminantes (mediante columna cromatográfica de 25 metros). Finalmente, el gas entra en el espectrómetro de masas (Delta Plus XL o Delta XP) arrastrado por una corriente de He, para su análisis isotópico.





Se usan patrones internos (DIC-A, DIC-B y DIC-T) a base de Na_2CO_3 disuelto en agua de diversos valores isotópicos que han sido previamente contrastados con patrones internacionales NBS-18 y NBS-19. El error experimental es menor de 0,2‰ para $\delta^{13}C$.

2.3 Resultados de isótopos

A continuación, se muestran dos tablas que contienen los principales resultados analizados en las muestras, tanto en las muestras recogidas en la cuenca del Val (Tablas 1 a 5) como en la cuenca del Queiles (Tabla 6).

Tabla 1. Resultados de δ^{13} C en DIC (Dissolved inorganic carbon) y δ^{18} O junto con δ^{15} N en Nitratos (NO₃) en las muestras recogidas en la cuenca del Val

				*DIC		*	NITRATOS	
Código muestra	Estación	Punto muestreo	δ ¹³ C ‰ (PDB)	[C] µmol/Kg	ppm C	δ ¹⁸ O ‰ (V- SMOW) NO ₃	δ ¹⁵ N ‰ (AIR) NO ₃	ppm (NO ₃ -)
VAL18_R7-SIA	R7	Río Val: Aguas arriba de R6	-7.70	421.69	5.06	10.14	-0.50	0.26
VAL18_M4-SIA	M4	Río Val, manantial fte. Bomitrosa. Aguas arriba de R6	-12.79	4082.45	49.03	2.36	8.34	6.87
VAL18_V2-SIA	V2	Río Val: vertido de la factoria de quesos, aguas arriba de R6	-22.42	819.66	9.84	21.76	8.47	0.20
VAL15_R6-SIA	R6	Río Val: Aguas arriba de M1	-13.32	3327.85	39.97	1.31	8.54	15.74
VAL18_R6-SIA	R6	Río Val: Aguas arriba de M1 (manantial ojillos de Ágreda)	-14.57	2468.15	29.64	-2.16	2.63	6.98
VAL18_M3-SIA	М3	Río Val: entre M2 y el vertido de la EDAR de Ágreda, V1	-7.04	3746.74	45.00	-3.04	-1.95	6.87
VAL15_M1-SIA	M1	Río Val: manantial Ojillos de Ágreda, aguas arriba de R5 y de la EDAR, V1	-7.05	3784.69	45.46	3.89	8.74	4.47
VAL13_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-7.70	3206.70	38.51	2.52	13.02	11.96
VAL14_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-8.24	3273.57	39.32	3.67	13.37	11.40
VAL15_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-7.51	3151.77	37.85	4.59	13.54	10.66
VAL16_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-7.36	3217.34	38.64	3.52	13.93	10.38
VAL17_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-8.92	3390.03	40.72	1.09	10.20	10.64
VAL18_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-9.97	3636.22	43.67	-6.65	-4.75	3.83
VAL3_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-12.23	3615.50	43.42	4.22	16.48	4.41
VAL4_V1_SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-13.75	3589.51	43.11	11.25	24.24	1.76
VAL6_V1_SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-13.07	3731.22	44.81	0.67	5.77	1.53
VAL7_V1_SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-13.96	3069.95	36.87	6.97	22.25	7.53





				*DIC		*	NITRATOS	
Código muestra	Estación	Punto muestreo	δ ¹³ C ‰ (PDB)	[C] µmol/Kg	ppm C	δ ¹⁸ O ‰ (V- SMOW) NO ₃	δ ¹⁵ N ‰ (AIR) NO ₃	ppm (NO ₃ -)
VAL8_V1_SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-14.18	4960.08	59.57	13.74	26.51	0.54
VAL10_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-13.57	4701.44	56.47	15.42	-1.98	0.20
VAL11_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-10.72	2310.58	27.75	11.04	22.70	0.41
VAL12_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-11.97	3165.89	38.02	16.45	1.03	0.24
VAL13_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-12.35	3414.86	41.01	24.52	-2.27	0.19
VAL14_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-12.01	3761.89	45.18	12.27	-6.26	0.29
VAL15_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-12.56	3134.58	37.65	11.80	0.49	0.27
VAL16_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-12.13	3388.52	40.70	12.53	-2.52	0.33
VAL17_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-11.73	3735.53	44.87	20.16	-2.73	0.18
VAL18_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-12.22	3794.19	45.57	4.51	13.63	3.42
VAL3_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-10.62	3787.51	45.49	-0.49	9.43	8.99
VAL4_R4_SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-11.45	3559.33	42.75	-3.51	2.11	8.15
VAL6_R4_SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-10.62	3268.05	39.25	-5.31	-1.09	7.56
VAL7_R4_SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-11.38	3194.75	38.37	5.48	17.17	10.96
VAL8_R4_SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-12.24	4981.98	59.84	0.84	11.08	6.08
VAL10_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-10.51	4953.15	59.49	0.89	8.88	8.44
VAL11_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-10.72	3292.41	39.54	1.67	10.47	6.49
VAL12_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-9.93	3459.87	41.56	3.34	12.71	8.22
VAL13_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-10.74	3148.40	37.81	3.82	11.36	5.95

JULIO DE 2022 7 APÉNDICE X

				*DIC		*	NITRATOS	
Código muestra	Estación	Punto muestreo	δ ¹³ C ‰ (PDB)	[C] µmol/Kg	ppm C	δ ¹⁸ O ‰ (V- SMOW) NO ₃	δ ¹⁵ N ‰ (AIR) NO ₃	ppm (NO ₃ -)
VAL14_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-9.74	3416.46	41.03	4.06	12.13	7.11
VAL15_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-10.65	3446.64	41.40	4.23	13.07	6.29
VAL16_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-10.41	3557.39	42.73	5.26	12.69	5.78
VAL17_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-10.53	3660.42	43.96	5.09	13.60	5.78
VAL18_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-12.06	3694.06	44.37	-4.91	-4.00	2.15
VAL18_R3-SIA	R3	Río Val a la altura de "El Mojón" entre R4 (EDAR Ágreda) y R2	-8.89	3172.12	38.10			
VAL3_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-9.17	3695.03	44.38			15.44
VAL4_R1_SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-9.64	3134.72	37.65	-7.38	-2.84	9.30
VAL6_R1_SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-9.39	3045.43	36.58	-9.18	-0.21	13.11
VAL7_R1_SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-9.99	3281.75	39.42	-0.62	15.84	12.34
VAL8_R1_SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-10.79	5006.33	60.13	0.03	13.39	9.72
VAL10_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-9.93	5098.57	61.24	-0.96	11.51	10.32
VAL11_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-9.30	3433.41	41.24	-6.28	3.56	8.92
VAL12_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-8.75	3388.22	40.69	1.64	17.61	11.18
VAL13_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-7.80	3117.51	37.44	1.19	16.30	12.92
VAL14_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-7.65	3285.26	39.46	0.21	13.16	13.83





				*DIC		*	NITRATOS	
Código muestra	Estación	Punto muestreo	δ ¹³ C ‰ (PDB)	[C] µmol/Kg	ppm C	δ ¹⁸ O ‰ (V- SMOW) NO ₃	δ ¹⁵ N ‰ (AIR) NO ₃	ppm (NO ₃ -)
VAL15_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-8.19	3005.64	36.10	2.92	15.02	11.86
VAL16_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-9.13	1456.98	17.50	0.89	16.83	13.30
VAL17_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-9.74	3555.27	42.70	1.67	16.52	9.04
VAL18_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-9.36	3127.67	37.57	-2.43	13.29	14.90
VAL20-M1	M1	Río Val: manantial Ojillos de Ágreda, aguas arriba de R5 y de la EDAR, V1	-6.51	3628.29	43.58	8.17	4.68	5.51
VAL20-R1	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-8.65	2991.19	35.93			13.11
VAL20-EMB PRADO	Lituénig o	Blanco (Embalse Lituénigo)	-7.12	223.35	2.68	16.51	4.02	0.26
VAL20-SAL- EMBALSE	S.P.	Salida toma de riego Presa del Val	-7.59	1983.61	23.82	9.44	8.48	6.13
VAL20-RES-3	RES3	Granja cerdos	-11.95	14843.95	178.29	15.59	4.29	0.37
VAL1812E17	V2	Vertido fábrica de quesos (láctea)	-13.26	649.84	7.81	16.17	1.55	7.15
VAL1812E19	R7	Nacimiento Arroyo de la Vega en puerto Carrascal	-7.24	333.06	4.00	3.92	4.05	1.27
VAL1812E16	R6	Arroyo Polígono Industrial Ólvega	-12.40	3690.02	44.32	5.39	12.15	34.18
VAL1812E20	M1	Manantial Ojillos de Ágreda	-5.66	3061.20	36.77	2.97	6.84	7.38
VAL1812E23	R5	Río Val aguas arriba EDAR Ágreda	-7.31	3176.71	38.15	4.75	12.12	16.07
VAL1812E21	V1	Efluente EDAR Ágreda	-13.32	4488.76	53.91	12.44	2.28	0.06
VAL1812E22	R4	Río Val aguas abajo de la EDAR	-11.05	3909.75	46.96	4.35	5.41	6.84
VAL1812E24	R2	Río Val entre Ágreda y cola del embalse del Val	-8.91	3608.74	43.34	2.95	8.00	11.91
VAL1812E25	R1	Río Val, entrada del embalse	-8.68	3467.85	41.65	3.34	8.92	12.48

JULIO DE 2022 9 APÉNDICE X

				*DIC			*NITRATOS		
Cód	digo muestra	Estación	Punto muestreo	δ ¹³ C ‰ (PDB)	[C] µmol/Kg	ppm C	δ ¹⁸ O ‰ (V- SMOW) NO ₃	δ¹⁵N ‰ (AIR) NO₃	ppm (NO ₃ -)
V.	AL1812E12	RES2	Granja conejos				13.22	5.47	9.69
V.	AL1812E15	RES3	Granja cerdos				17.61	4.29	11.55

^{*}Las celdas vacías representan datos erróneos.

Tabla 2. Resultados de δ^{13} C en DIC (Dissolved inorganic carbon) y δ^{18} O junto con δ^{15} N en Nitratos (NO₃) en las muestras recogidas en la cuenca del Queiles

	Sádina musatra. Estación Dunta mus			*DIC			NITRATOS	
Código muestra	Estación	Punto muestreo	δ ¹³ C ‰ (PDB)	[C] µmol/Kg	ppm C	δ18O ‰ (V- SMOW) NO3	δ15N ‰ (AIR) NO3	δ ¹³ C ‰ (PDB)
VAL15_M2-SIA	M2	Río Queiles: nacimiento del Queiles, aguas arriba de la piscifactoría V3	-8.87	2277.44	27.35			
VAL18_M2-SIA	M2	Río Queiles: nacimiento del Queiles, aguas arriba de la piscifactoría V3	-9.01	2693.74	32.35			
VAL15_V3-SIA	V3	Río Queiles: vertido piscifactoría. Aguas debajo de M2 y aguas arriba de R11	-8.85	2462.27	29.57	3.97	8.46	6.04
VAL18_V3-SIA	V3	Río Queiles: vertido piscifactoría. Aguas debajo de M2 y aguas arriba de R11	-8.91	2750.90	33.04	0.08	4.80	6.46
VAL15_R15-SIA	R15	Río Queiles, aguas debajo de la piscifactoría, entre M2 y R11	-8.49	2239.87	26.90	4.19	8.52	5.80
VAL18_R15-SIA	R15	Río Queiles: aguas debajo de la piscifactoría, V3 y antes de R14	-8.88	2683.00	32.22	-7.41	-10.79	3.90
VAL18_R14-SIA	R14	Río Queiles: aguas debajo de la piscifactoría, V3 y antes de R11	-8.84	2627.13	31.55	-7.82	-9.60	4.64
VAL3_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-7.17	2489.11	29.90	-7.50	-11.22	3.45
VAL4_R11_SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-8.29	2339.01	28.09	0.31	6.38	7.22





				*DIC		,	*NITRATOS	
Código muestra	Estación	Punto muestreo	δ ¹³ C ‰ (PDB)	[C] µmol/Kg	ppm C	δ18O ‰ (V- SMOW) NO3	δ15N ‰ (AIR) NO3	δ ¹³ C ‰ (PDB)
VAL6_R11_SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-8.46	2408.68	28.93	-7.79	-9.96	4.41
VAL7_R11_SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-8.03	3663.41	44.00	2.13	7.14	6.81
VAL10_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-7.84	3521.45	42.30	-7.82	-11.01	3.22
VAL11_R11-SIA	R11	Río Queiles: nacimiento del Queiles, aguas arriba de la piscifactoría V3	-7.26	2549.27	30.62	1.23	7.11	6.35
VAL12_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-7.74	2617.02	31.43	0.07	4.22	5.92
VAL13_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-8.82	2056.70	24.70	3.24	7.89	8.29
VAL14_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-7.95	2197.76	26.40	1.98	8.05	6.87
VAL15_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-6.66	1959.65	23.54	2.31	5.99	6.46
VAL16_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-7.91	2216.13	26.62	1.52	5.38	5.95
VAL17_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-8.53	2397.05	28.79	3.28	8.49	5.55
VAL18_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-7.55	2461.42	29.56	2.25	8.56	6.06
VAL20-M2	M2	Río Queiles: nacimiento del Queiles, aguas arriba de la piscifactoría V3	-8.04	2393.64	28.75	14.52	10.47	6.94
VAL20-R11	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-7.85	2300.76	27.63	13.27	10.32	7.22
VAL20-EMB PRADO	Lituénigo	Blanco (Embalse Lituénigo)	-7.12	223.35	2.68	16.51	4.02	0.26
VAL20-SAL- EMBALSE	S.P.	Salida toma de riego Presa del Val	-7.59	1983.61	23.82	9.44	8.48	6.13
VAL20-RES-3	RES3	Granja cerdos	-11.95	14843.95	178.29	15.59	4.29	0.37

JULIO DE 2022 11 APÉNDICE X

		_ ,		*DIC		*NITRATOS		
Código muestra	Estación	Punto muestreo	δ ¹³ C ‰ (PDB)	[C] µmol/Kg	ppm C	δ18O ‰ (V- SMOW) NO3	δ15N ‰ (AIR) NO3	δ ¹³ C ‰ (PDB)
VAL18IE5	M2	Nacimiento del río Queiles	-8.31	2092.85	25.14	2.61	6.01	8.38
VAL18IE7	V3	Río Queiles: Salida piscifactoría	-8.54	1806.64	21.70	2.93	5.93	8.48
VAL18IE6	R15	Río Queiles aguas abajo de la piscifactoría	-8.48	2215.92	26.61	2.72	6.21	8.14
VAL18IE8	R14	Río Queiles	-8.22	2147.65	25.79	2.00	6.10	8.39
VAL18IE9	R13	Río Queiles	-7.93	2002.28	24.05	1.86	5.85	8.87
VAL18IE10	R12	Río Queiles aguas arriba del azud	-7.75	2055.80	24.69	2.84	6.37	8.62
VAL18IE11	R11	Azud del Queiles	-8.19	2216.37	26.62	2.19	6.44	9.00
VAL1812E12	RES2	Granja conejos				13.22	5.47	9.69
VAL1812E15	RES3	Granja cerdos				17.61	4.29	11.55

^{*}Las celdas vacías representan datos erróneos.





Tabla 3. Resultados $\delta^{15}N$ en Amonio (NH $_3$) en las muestras analizadas en la cuenca del Val

		AMC	ONIO
Código muestra	Estación	δ15N ‰ (AIR)	ppm (NH ₃)
VAL6_V1_SIA	V1	14.91	16.97
VAL6_R4_SIA	R4	10.25	7.23
VAL6_R1_SIA	R1	-11.75	2.21
VAL7_V1_SIA	V1	20.75	0.65
VAL7_R4_SIA	R4	-9.55	1.01
VAL7_R1_SIA	R1	-17.91	0.75
VAL8_V1_SIA	V1	8.39	1.23
VAL8_R4_SIA	R4	3.73	1.42
VAL8_R1_SIA	R1	-15.21	0.36
VAL10_R1-S1A	R1	-2.12	1.73
VAL10_R4-S1A	R4	10.61	0.73
VAL10_V1-S1A	V1	11.99	1.59
VAL11_R1-SIA	R1	-0.65	4.12
VAL11_R4-SIA	R4	-2.77	1.23
VAL11_V1-SIA	V1	16.22	3.42
VAL12_R1-SIA	R4	2.63	2.13
VAL12_R4-SIA	V1	-17.18	0.77
VAL12_V1-SIA	V1	7.65	1.05
VAL13_R1-SIA	R1	-2.69	4.65
VAL13_R4-SIA	R4	12.77	1.51
VAL13_R5-SIA	R5	-3.54	0.44
VAL13_V1-SIA	V1	21.93	0.66
VAL14_R1-SIA	R1	3.94	1.00
VAL14_R4-SIA	R4	0.81	1.04
VAL14_R5-SIA	R5	-17.87	1.81
VAL14_V1-SIA	V1	4.55	3.16
VAL15_M1-SIA	M1	-9.12	0.66
VAL15_R1-SIA	R1	-22.06	0.56
VAL15_R4-SIA	R4	15.66	5.41
VAL15_R5-SIA	R5	-10.67	0.80
VAL15_R6-SIA	R6	8.93	2.33
VAL15_V1-SIA	V1	13.43	2.16
VAL16_R4-SIA	R4	-16.97	0.67
VAL16_R5-SIA	R5	0.51	0.94
VAL16_V1-SIA	V1	17.68	0.91
VAL17_R1-SIA	R1	-21.18	0.74
VAL17_R4-SIA	R4	-21.27	0.78

		AMC	ONIO
Código muestra	Estación	δ15N ‰ (AIR)	ppm (NH ₃)
VAL17_R5-SIA	R5	3.37	6.14
VAL17_V1-SIA	V1	-2.55	1.12
VAL18_R1-SIA	R1	-1.26	0.66
VAL18_R3-SIA	R3	-15.07	0.90
VAL18_R4-SIA	R4	-24.07	0.55
VAL18_R5-SIA	R5	-6.44	0.45
VAL18_R6-SIA	R6	-12.88	0.58
VAL18_R7-SIA	R7	-3.27	4.04
VAL18_V2-SIA	V2	-1.40	0.71
VAL18_M1-SIA	M1	8.14	0.81
VAL18_M3-SIA	М3	-3.02	3.02

Tabla 4. Resultados $\delta^{\scriptscriptstyle 15}N$ en Amonio (NH $_{\scriptscriptstyle 3})$ en las muestras analizadas en la cuenca del Queiles

0.11	F . ((AMONIO	AMONIO
Código muestra	Estación	δ15N ‰ (AIR)	δ15N ‰ (AIR)
VAL6_R11_SIA	R11	-20.93	0.75
VAL7_R11_SIA	R11	-18.24	0.44
VAL10_R11-S1A	R11	0.65	1.53
VAL11_R11-SIA	R11	-24.12	0.56
VAL12_R11-SIA	R11	1.56	1.36
VAL13_R11-SIA	R11	4.22	2.25
VAL14_R11-SIA	R11	-11.61	2.97
VAL15_M2-SIA	M2	-13.18	0.46
VAL15_R11-SIA	R11	-5.24	1.53
VAL15_R15-SIA	R15	-8.69	0.60
VAL15_V3-SIA	V3	4.20	0.75
VAL16_R11-SIA	R11	-0.22	2.01
VAL17_R11-SIA	R11	-17.60	0.62
VAL18_R11-SIA	R11	-11.69	0.73
VAL18_V3-SIA	V3	2.52	1.45
VAL18_M2-SIA	M2	7.61	2.10

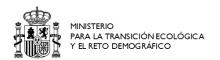




Tabla 5. Resultados δD y $\delta^{18}O$ en agua en las muestras analizadas de la cuenca del Val

Código muestra	Estación	Punto muestreo	dD ‰ VSMOW	d180 ‰ VSMOW
VAL18_R7-SIA	R7	Río Val: Aguas arriba de R6	-62.81	-9.08
VAL18_M4-SIA	M4	Río Val, manantial fte. Bomitrosa. Aguas arriba de R6	-64.45	-9.33
VAL18_V2-SIA	V2	Río Val: vertido de la factoría de quesos, aguas arriba de R6	-55.75	-8.08
VAL15_R6-SIA	R6	Río Val: Aguas arriba de M1	-61.81	-8.92
VAL18_R6-SIA	R6	Río Val: Aguas arriba de M1 (manantial ojillos de Ágreda)	-62.12	-8.97
VAL18_M3-SIA	М3	Río Val: entre M2 y el vertido de la EDAR de Ágreda, V1	-67.34	-9.58
VAL15_M1-SIA	M1	Río Val: manantial Ojillos de Ágreda, aguas arriba de R5 y de la EDAR, V1	-66.40	-9.53
VAL13_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-65.22	-9.41
VAL14_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-65.41	-9.45
VAL15_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-64.93	-9.37
VAL16_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-64.62	-9.27
VAL17_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-65.03	-9.39
VAL18_R5-SIA	R5	Río Val: aguas arriba EDAR Ágreda/aguas arriba de V1 y R4/aguas abajo de M1	-65.86	-9.53
VAL3_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-63.11	-9.17
VAL4_V1_SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-63.49	-9.23
VAL6_V1_SIA	V 1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-62.70	-9.10
VAL7_V1_SIA	V 1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-61.95	-8.96
VAL8_V1_SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-62.23	-9.04
VAL10_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-63.50	-9.29

Código muestra	Estación	Punto muestreo	dD ‰ VSMOW	d180 ‰ VSMOW
VAL11_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-62.60	-9.17
VAL12_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-71.00	-10.24
VAL13_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-65.14	-9.57
VAL14_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-64.53	-9.47
VAL15_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-63.50	-9.31
VAL16_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-63.48	-9.32
VAL17_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-60.81	-8.83
VAL18_V1-SIA	V1	Río Val: vertido EDAR Ágreda	-63.72	-9.08
VAL3_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-63.99	-9.28
VAL4_R4_SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-64.23	-9.28
VAL6_R4_SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-64.05	-9.21
VAL7_R4_SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-63.56	-9.17
VAL8_R4_SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-63.48	-9.20
VAL10_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-64.42	-9.30
VAL11_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-63.54	-9.18
VAL12_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-67.49	-9.68
VAL13_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-65.11	-9.50
VAL14_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-64.62	-9.39
VAL15_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-64.64	-9.35
VAL16_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-63.93	-9.27
VAL17_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-62.46	-9.06
VAL18_R4-SIA	R4	Río Val: aguas abajo del vertido V1/Entre V1 y R1	-64.50	-9.28
VAL18_R3-SIA	R3	Río Val a la altura de "El Mojón" entre R4 (EDAR Ágreda) y R2	-64.10	-9.23
VAL3_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-63.23	-9.14





Código muestra	Estación	Punto muestreo	dD ‰ VSMOW	d180 ‰ VSMOW
VAL4_R1_SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-63.26	-9.14
VAL6_R1_SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-63.18	-9.07
VAL7_R1_SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-62.57	-9.04
VAL8_R1_SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-63.38	-9.16
VAL10_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-63.60	-9.18
VAL11_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-63.17	-9.12
VAL12_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-66.63	-9.58
VAL13_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-64.51	-9.36
VAL14_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-63.88	-9.21
VAL15_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-63.75	-9.21
VAL16_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-63.23	-9.07
VAL17_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-61.93	-9.00
VAL18_R1-SIA	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-63.79	-9.19
VAL20-M1	M1	Río Val: manantial Ojillos de Ágreda, aguas arriba de R5 y de la EDAR, V1	-66.37	-9.59
VAL20-R1	R1	Río Val: entrada embalse/aguas abajo del vertido V1	-60.64	-8.81
VAL20-EMB PRADO	Lituénigo	Blanco (Embalse Lituénigo)	-60.11	-8.76
VAL20-SAL- EMBALSE	S.P.	Salida toma de riego Presa del Val	-60.92	-8.66
VAL20-RES-3	RES3	Granja cerdos		

Código muestra	Estación	Punto muestreo	dD ‰ VSMOW	d180 ‰ VSMOW
VAL1812E17	V2	Vertido fábrica de quesos (láctea)	-62.03	-9.95
VAL1812E19	R7	Nacimiento Arroyo de la Vega en puerto Carrascal	-66.85	-9.60
VAL1812E16	R6	Arroyo Polígono Industrial Ólvega	-62.84	-8.41
VAL1812E20	M1	Manantial Ojillos de Ágreda	-69.01	-9.81
VAL1812E23	R5	Río Val aguas arriba EDAR Ágreda	-63.23	-9.27
VAL1812E21	V1	Efluente EDAR Ágreda	-62.17	-9.41
VAL1812E22	R4	Río Val aguas abajo de la EDAR	-62.74	-10.54
VAL1812E24	R2	Río Val entre Ágreda y cola del embalse del Val	-65.18	-9.74
VAL1812E25	R1	Río Val, entrada del embalse	-65.41	-9.38

Tabla 6. Resultados δD y $\delta^{18}O$ en agua en las muestras analizadas de la cuenca del Queiles

Código muestra	Estación	Punto muestreo	dD ‰ VSMOW	d18O ‰ VSMOW
VAL15_M2-SIA	M2	Río Queiles: nacimiento del Queiles, aguas arriba de la piscifactoría V3	-66.62	-9.77
VAL18_M2-SIA	M2	Río Queiles: nacimiento del Queiles, aguas arriba de la piscifactoría V3	-67.47	-9.82
VAL15_V3-SIA	V3	Río Queiles: vertido piscifactoría. Aguas debajo de M2 y aguas arriba de R11	-66.22	-9.67
VAL18_V3-SIA	V3	Río Queiles: vertido piscifactoría. Aguas debajo de M2 y aguas arriba de R11	-67.15	-9.81
VAL15_R15-SIA	R15	Río Queiles, aguas debajo de la piscifactoría, entre M2 y R11	-66.12	-9.63
VAL18_R15-SIA	R15	Río Queiles: aguas debajo de la piscifactoría, V3 y antes de R14	-67.87	-9.86
VAL18_R14-SIA	R14	Río Queiles: aguas debajo de la piscifactoría, V3 y antes de R11	-67.63	-9.80
VAL3_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-66.35	-9.72
VAL4_R11_SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-66.41	-9.73
VAL6_R11_SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-66.56	-9.74





Código muestra	Estación	Punto muestreo	dD ‰ VSMOW	d180 ‰ VSMOW
VAL7_R11_SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-66.55	-9.73
VAL10_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-66.38	-9.72
VAL11_R11-SIA	R11	Río Queiles: nacimiento del Queiles, aguas arriba de la piscifactoría V3	-66.05	-9.57
VAL12_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-66.45	-9.69
VAL13_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-65.99	-9.67
VAL14_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-65.96	-9.65
VAL15_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-66.10	-9.66
VAL16_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-66.04	-9.65
VAL17_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-65.44	-9.61
VAL18_R11-SIA	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-67.09	-9.79
VAL20-M2	M2	Río Queiles: nacimiento del Queiles, aguas arriba de la piscifactoría V3	-66.31	-9.64
VAL20-R11	R11	Río Queiles: entrada al embalse/Aguas abajo de la piscifactoría	-66.34	-9.73
VAL20-EMB PRADO	Lituénigo	Blanco (Embalse Lituénigo)	-60.11	-8.76
VAL20-SAL- EMBALSE	S.P.	Salida toma de riego Presa del Val	-60.92	-8.66
VAL20-RES-3	RES3	Granja cerdos		
VAL18IE5	M2	Nacimiento del río Queiles	-67.58	-10.05
VAL18IE7	V3	Río Queiles: Salida piscifactoría	-66.11	-9.21
VAL18IE6	R15	Río Queiles aguas abajo de la piscifactoría	-67.69	-9.43
VAL18IE8	R14	Río Queiles	-66.54	-10.14
VAL18IE9	R13	Río Queiles	-66.04	-10.34
VAL18IE10	R12	Río Queiles aguas arriba del azud	-68.57	-10.19
VAL18IE11	R11	Azud del Queiles	-69.58	-10.99

3 REFERENCIAS

- Coleman, M.L., Shepherd, T.J., Durham, J.J., Rouse, J.E., Moore, G.R., 1982. Reduction of water with zinc for hydrogen isotope analysis. Anal. Chem. 54, 993–995. https://doi.org/10.1021/ac00243a035
- Kendall, C., Elliott, E.M., Wankel, S.D., 2008. Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystems, in: Michener, R., Lajtha, K. (Eds.), Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science. Wiley Blackwell Publishing, pp. 375–450.
- McIlvin, M.R., Altabet, M.A., 2005. Chemical Conversion of Nitrate and Nitrite to Nitrous Oxide for Nitrogen and Oxygen Isotopic Analysis in Freshwater and Seawater. Anal. Chem. 77, 5589–5595. https://doi.org/10.1021/ac050528s
- Nestler, A., Berglund, M., Accoe, F., Duta, S., Xue, D., Boeckx, P., Taylor, P., 2011. Isotopes for improved management of nitrate pollution in aqueous resources: review of surface water field studies. Environ. Sci. Pollut. Res. 18, 519–533. https://doi.org/10.1007/s11356-010-0422-z
- Pellerin, B.A., Downing, B.D., Kendall, C., Dahkgren, R.A., Kraus, T.E.C., Saraceno, J., Spencer, R.G.M., Bergamaschi, B.A., 2009. Assessing the sources and magnitude of diurnal nitrate variability in the San Joaquin River (California) with an in situ optical nitrate sensor and dual nitrate isotopes. Freshw. Biol. 54, 376–387. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02111.x
- Salata, G.G., Roelke, L.A., Cifuentes, L.A., 2000. A rapid and precise method for measuring stable carbon isotope ratios of dissolved inorganic carbon. Mar. Chem. 69, 153–161. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-4203(99)00102-4
- Smirnoff, A., Savard, M.M., Vet, R., Simard, M.-C., 2012. Nitrogen and triple oxygen isotopes in near-road air samples using chemical conversion and thermal decomposition. Rapid Commun. Mass Spectrom. 26, 2791–2804. https://doi.org/https://doi.org/10.1002/rcm.6406





APÉNDICE XI. DESARROLLO DE HERRAMIENTA PARA EL SEGUIMIENTO DEL ESTADO TRÓFICO MEDIANTE TELEDETECCIÓN





DESPLIEGUE Y CALIBRADO DE UNA INFRAESTRUCTURA VIRTUAL PARA LA REVERSIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN DEL EMBALSE DE EL VAL (ZARAGOZA)

APÉNDICE XI

DESARROLLO DE HERRAMIENTA PARA EL SEGUIMIENTO DEL ESTADO TRÓFICO MEDIANTE TELEDETECCIÓN



PREPARADO POR:







ÍNDICE DE CONTENIDOS

1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 Trabajos realizados	1
1.1.1 Toma de datos in situ	
1.1.2 Sonda de medición con alta frecuencia (Aquadam) utilizada en la	a calibración
de los algoritmos	5
1.1.3 Satélites empleados en la monitorización	5
1.1.4 Preprocesado de las imágenes	7
1.1.5 Mejora de la resolución de las imágenes (Pansharpen)	8
1.1.6 Correcciones atmosféricas	8
2 VARIABLES MONITORIZADAS	10
2.1 Temperatura	10
2.2 CHL-A	15
(NEXTER DE EXCUENTA C	
ÍNDICE DE FIGURAS	
FIGURA 1. IMAGEN DEL EMBALSE DEL VAL EN LA QUE SE HA MARCADO LA DISTRIBUCIÓN DE DE MUESTREO ESCOGIDOS	3
DE LABORATORIO	
FIGURA 3. ESQUEMA DEL EFECTO QUE PRODUCE LA ATMÓSFERA EN LA RADIACIÓN SOLAR DE	
LOS SENSORES	
FIGURA 4. EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA TEMPERATURA DE SUPERFICIE EN EL EMBALSE DE E	L V AL ENTRE
LOS AÑOS 2018-2022. EN ROJO SE PUEDEN VER LAS MEDIDAS TOMADAS EN EL EMBA	ALSE POR LA
SONDA AQUADAM, MIENTRAS QUE EN NEGRO SE PUEDEN VER LOS VALORES DE TEMPE	RATURA
ESTIMADOS POR METODOS DE INTERPOLACION	10
FIGURA 5. EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA TEMPERATURA DE SUPERFICIE EN EL EMBALSE DE E	L VAL ENTRE
LOS AÑOS 2018-2022	12
Figura 6. Evolución temporal de la clorofila en la superficie del embalse de El V	'AL ENTRE LOS
AÑOS 2018-2022	15
Figura 7. Evolución anual de la clorofila en el embalse de "El Val", detallado p	OR MESES 16
Figura 8. Evolución temporal de la clorofila en la zona fotica del embalse de El	. VAL ENTRE
LOS AÑOS 2018-2022	18





1 Introducción

La monitorización del estado trófico mediante teledetección se realiza a partir de los datos proporcionadas por la ESA y la NASA de los satélites de monitorización de la Tierra Sentinel 2 y Landsat 8 respectivamente, equipados con la última tecnología en sensores multiespectrales. El acceso y el uso de la información de datos y servicios es libre, completo y abierto a la información.

La misión *Sentinel-2* consta de dos satélites idénticos (*Sentinel* 2A y 2B), equipados con sensores capaces de muestrear 13 bandas espectrales en el espectro visible y en el infrarrojo cercano e infrarrojos de onda corta, con resoluciones espaciales de hasta 10 metros y con resoluciones temporales, tiempo de revisita, de tan solo 5 días.

El satélite *Landsat 8* transporta dos instrumentos OLI y TIRS, que corresponden a las siglas en inglés para *Operational Land Imager* (OLI) y *Thermal Infrared Sensor* (TIRS). El sensor OLI provee acceso a nueve bandas espectrales que cubren el espectro desde los 0.433 μm a los 1.390 μm, mientras que TIRS registra de 10.30μm a 12.50μm. El tiempo de revisita en este caso es de 16 días.

En la monitorización del estado trófico del embalse se calibraron los algoritmos de interpretación de imágenes necesarios para obtener la distribución bidimensional de índices tales como la temperatura y clorofila, sobre los que se tenían datos suficientes al estar registrados en la sonda Aquadam. Esta información sirve de apoyo para la calibración del modelo dinámico del embalse y también queda disponible para contribuir en el futuro al diagnóstico actualizado que proporcionará el sistema de información limnológica del embalse desplegado en este proyecto.

1.1 Trabajos realizados

Los trabajos realizados en el aspecto de teledetección pueden separarse en dos aspectos diferenciados:

- Trabajos de medición y muestreo: Trabajo realizado en campo con el fin de disponer de datos tomados in situ con los que calibrar las imágenes de teledetección.
- ii. Procesado de las imágenes: Desarrollo de los algoritmos utilizados en el preprocesado de las imágenes y del código empleado para automatizar los procesos.

El preprocesado de las imágenes consiste en el empleo de la técnica denominada pansharpening, diseñada para incrementar su resolución espacial en las imágenes multiespectrales, y la posterior corrección atmosférica de la imagen.

Por otro lado, el código para la automatización de estos procesos consiste en scripts (o módulos) desarrollados en el lenguaje de programación *python*, y entre los cuales se han creado programas tanto para la descarga automática de las imágenes, como módulos independientes para cada una de las partes descritas en el preprocesado. A continuación, se detallan estos trabajos realizados en detalle.

1.1.1 Toma de datos *in situ*

El primer paso fue elegir varios puntos de medición a lo largo del embalse. Estos puntos se seleccionaron para capturar en cada campaña la heterogeneidad bidimensional en superficie del embalse (Figura 1). Es importante disponer de medidas simultáneas (o cuasi-simultáneas) en el tiempo, a fin de calibrar las medidas realizadas mediante teledetección en varios puntos independientes, y generar los mapas de dichos indicadores lo más precisos posibles. La información de localización de los puntos de medición en el embalse se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Puntos de muestreo del embalse del Val junto con sus coordenadas de latitud y longitud

Punto	latitud	longitud
Val E1S	41,876380	-1,789365
Val E1_1 S	41.87763	-1,78985
Val E1_2 S	41,87439	-1,79043
Val E2S	41,878043	-1,798078





Punto	latitud	longitud
Val E3S	41,874417	-1,790458
Val E4S	41,877957	-1,797595
Val E5S	41,879330	-1,798218
Val E6S	41,876553	-1,797850
Val E7S	41,881637	-1,808963
Val E8S	41,880587	-1,808877
Val E9S	41,879523	-1,809223
Val E10S	41,880265	-1,820493
Val E11S	41,879765	-1,821175
Val E12S	41,881010	-1,823505

Una vez calibrada, la teledetección permite la estimación futura de los diferentes indicadores a lo largo de toda la superficie en una sola imagen o pasada del satélite, tanto actual como histórica.



Figura 1. Imagen del embalse del Val en la que se ha marcado la distribución de los puntos de muestreo escogidos

En las diferentes campañas realizadas se tomaron, mediante la misma sonda multiparamétrica empleada en los muestreos limnológicos del embalse, registros de varios de los indicadores que después pasarán a ser estimados mediante teledetección:

Temperatura, turbidez, Chl-a, etc. En estas campañas también se tomaron medidas de la profundidad de visión del disco de Secchi.

Además, se tomó en cada uno de los puntos una muestra de agua superficial (~50 cm de profundidad) a fin de estudiar cómo varían sus propiedades ópticas en función de la concentración de parámetros existentes.

El estudio consiste en medir el espectro de reflexión de cada una de las muestras de agua, y analizar cómo varía en función de la concentración de parámetros existentes en el agua. El espectro en el laboratorio se midió al día siguiente de la recogida de la muestra, que se había en una nevera con hielo hasta el momento de la medida. Puesto que se conservó en una nevera con hielo, la temperatura de las muestras en el momento de medir los espectros en el laboratorio es de 0 °C.

A continuación se muestran los espectros obtenidos mediante este experimento, como ejemplo de los datos analizados.

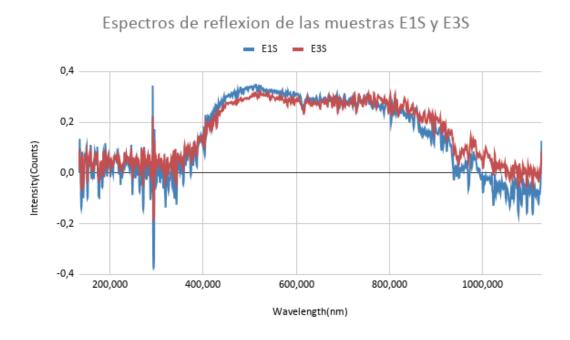


Figura 2. Espectros de reflexión obtenidos de las muestras de agua mediante el experimento de laboratorio





Las diferencias encontradas en estos espectros se analizan en función de los valores registrados en el muestreo en el que se recogieron las muestras de agua. Esos valores se presentan en el Apéndice correspondiente, junto al resto de resultados de las campañas limnológicas realizadas.

1.1.2 Sonda de medición con alta frecuencia (Aquadam) utilizada en la calibración de los algoritmos

Además de las diferentes campañas de medición realizadas, el embalse cuenta con una sonda de medición, sonda Aquadam, situada en la zona más próxima a la presa, la cual lleva tomando datos de calidad del agua desde 2018.

El hecho de permanecer estable en el mismo punto de medición durante diferentes ciclos limnológicos, y de obtener varios perfiles verticales a lo largo del día, hace que estos datos sean perfectos para la calibración de los algoritmos de teledetección.

Se han descargado por tanto todos los datos de los años 2018 - 2020.

1.1.3 Satélites empleados en la monitorización

Los satélites escogidos para la monitorización del embalse son los satélites multiespectrales Landsat 8 y Sentinel 2, dado que tienen características similares que los hacen perfectamente complementarios.

En ambos casos los datos descargados son de nivel 1, 1T para el caso del satélite Landsat 8 y L1C para el caso de Sentinel-2, imágenes con corrección de terreno con el sistema de coordenadas de proyección de UTM WGS84, los cuales ya se entregan ortorrectificados utilizando puntos de control del terreno y datos del modelo de elevación digital (DEM), por lo que no fue necesaria ninguna corrección geométrica al procesar las imágenes.

Sin embargo, los datos si requieren de una calibración radiométrica y de las pertinentes correcciones atmosféricas, para convertir el valor digital del pixel, DN, en valores de reflectancia BOA (*bottom of atmosphere*) o lo que es lo mismo, reflectancia en la superficie de la tierra.

En el caso del satélite Landsat 8, con un tiempo de revisita de 16 días, se descargaron un total de 89 imágenes. Para el satélite Sentinel 2, el número de imágenes descargadas es de 287.

Finalmente, las imágenes descargadas y analizadas fueron 89 para el satélite Landsat 8, con un tiempo de revisita de 16 días, y 287 para el caso del satélite Sentinel-2 cuyo tiempo de revisita es de tan solo 5 días.

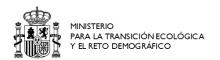
La distribución temporal de las imágenes descargadas se puede ver a continuación¹:

	Núm. Imágenes		
Año	Landsat 8	Sentinel 2	
2018	23	70	
2019	22	73	
2020	22	72	
2021	22	72	

Tabla 2. Distribución temporal de las imágenes de los satélites Landsat 8 y Sentinel 2 utilizadas.

6

¹ Esta tabla hace referencia al número de imágenes disponibles, algunas de las cuales han podido ser descartadas por la cobertura de nubes o por baja calidad.





1.1.4 Preprocesado de las imágenes

El primer paso fue la obtención de todas las imágenes disponibles para el embalse en 2020.

Imágenes disponibles para el satélite sentinel 2 en 2020:

Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
4, 9, 14, 19, 24, 29	3, 8, 13, 18, 23, 28	4, 9, 14, 19, 24, 29	3, 8, 13, 18, 23, 28	3, 8, 13, 18, 23, 28	2, 7, 12, 17, 22, 27	2, 7, 12, 17, 22, 27	1, 6, 11, 16, 21, 26, 31	5, 10, 15, 20, 25, 30	5, 10, 15, 20, 25, 30	4, 9, 14, 19, 24, 29	4, 9, 14, 19, 24, 29

Imágenes disponibles para el satélite Landsat 8 en 2020:

Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
3, 19	4, 20	7, 23	8, 24	10, 26	11, 27	13, 29	14, 30	15	1, 17	2, 18	4, 20

Para la descarga automática de estas imágenes mediante la selección de la fecha y la región deseada, se han desarrollado módulos escritos en el lenguaje de programación python.

Una vez descargadas las imágenes se procede a su procesado en la herramienta SNAP de la ESA. En este preprocesado se remuestrean las bandas llevando todas las bandas a una resolución de 10m, y se recorta la imagen para centrarse en la zona de interés, en este caso el embalse de El Val. Se aplican también las correcciones atmosféricas específicas para zonas de agua de tipo 2 con la red neuronal que proporciona SNAP, C2RCC-C2X-Complex-Nets, a partir de la cual se obtienen las bandas corregidas, además de otros productos muy útiles como son: mapas de absorción y reflexión de ciertas longitudes de onda, así como un mapa de estimación de la clorofila.

Una vez pre-procesadas las imágenes, se recogen dichos valores obtenidos al realizar la corrección atmosférica, los valores de distintos índices utilizados tradicionalmente para estimar la clorofila, y el valor de la reflectancia para las diferentes bandas multiespectrales, y se introduce como input en una red neuronal que se entrena frente a los valores tomados por la sonda Aquadam.

1.1.5 Mejora de la resolución de las imágenes (*Pansharpen*)

Para incrementar la resolución de las imágenes se ha utilizado la novedosa técnica propuesta en [1], la cual se basa en entrenar una red neuronal convolucional de última generación, llamada DSEN2, para realizar la fusión de las bandas y mejorar así la resolución espacial de las imágenes

De este modo, se consigue incrementar la resolución de las bandas de 20 y 60 m tomadas por el satélite Sentinel 2 a una resolución de 10 m. Para el presente trabajo, se utilizó la misma arquitectura que la red DSEN2 y parte del código original, si bien también se han modificado bastantes partes del código para poder generalizarlo y entrenar también la red para el satélite *Landsat 8*.

1.1.6 Correcciones atmosféricas

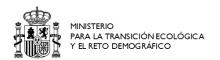
El método finalmente desarrollado para las correcciones atmosféricas es el método COST, que fue desarrollado a partir del método DOS. El método DOS consiste en la suposición de que las áreas cubiertas con materiales de elevada absortividad (agua y zonas de sombra), presentan una reflectividad muy baja y deben representarse por tanto en la imagen con un ND igual o próximo a cero.

El método COST varía esta suposición del método DOS con el hecho de que muy pocos objetos sobre la superficie terrestre son absolutamente oscuros, y asume que estas zonas presentan el 1 % de la imagen de reflectancia completa.

Teniendo en cuenta estas suposiciones, la reflectancia superficial se determina mediante la siguiente ecuación (ver figura siguiente para comprensión de los procesos ópticos implicados):

$$\rho_{\lambda} = \frac{(L_{sen,\lambda} - (L_{a,\lambda} - L_{\lambda}^{sp,1\%})) \cdot d_{ES}^2 \cdot \pi}{\tau_{v\lambda}(E_{0,\lambda} \cdot cos\theta_s \cdot \tau_{s,\lambda} + E_{d,\lambda})}$$

Donde,





 L_{sen} es la radiancia recibida por el sensor L_{a} la radiancia introducida por la dispersión atmosférica $L^{sp,1\%}$ radiancia que se corresponde con el 1% de la total recibida d_{ES} la distancia Tierra-Sol en unidades astronómicas τ_{v} transmitancia de la atmósfera en la dirección de visión τ_{s} transmitancia atmosférica en la dirección de iluminación EO la irradiancia media solar exoatmosférica θ_{s} el ángulo cenital en grados. EO irradiancia difusa descendente

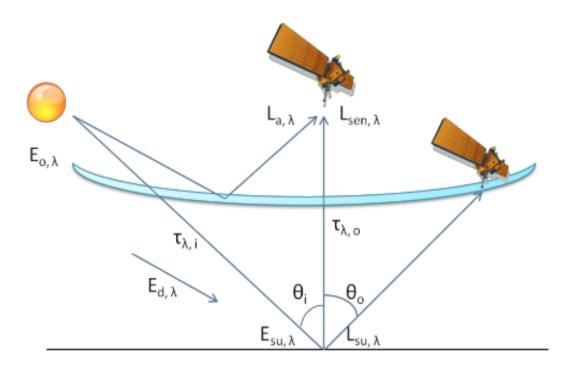


Figura 3. Esquema del efecto que produce la atmósfera en la radiación solar detectada por los sensores

2 VARIABLES MONITORIZADAS

2.1 Temperatura

Las bandas térmicas del satélite Landsat 8 nos permiten mapear esta variable. Con las medidas tomadas por la sonda Aquadam entre los años 2018 - 2022, tenemos una serie temporal de la temperatura, que incluye varios ciclos anuales. Si graficamos la evolución temporal de la temperatura de superficie en el embalse obtenemos:

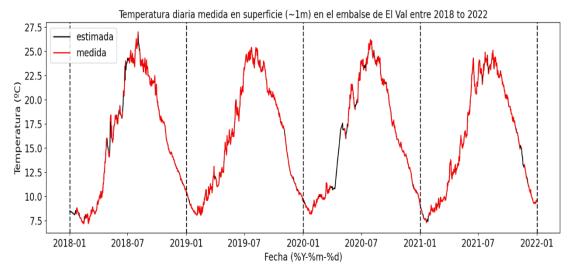


Figura 4. Evolución temporal de la temperatura de superficie en el embalse de El Val entre los años 2018-2022. En rojo se pueden ver las medidas tomadas en el embalse por la sonda aquadam, mientras que en negro se pueden ver los valores de temperatura estimados por metodos de interpolacion.

En la gráfica se pueden apreciar en negro los datos estimados mediante métodos de interpolación para completar la serie temporal en los periodos en los que la sonda no estaba operativa.

Si nos fijamos en algunos datos estadísticos para la temperatura medida en estos tenemos lo siguiente:





Tabla 3. Valores máximo, mínimo y medio de temperatura, registrados en la superficie del embalse de El Val

Temperatura ($^{\circ}C$) ± 0.1

Año	2018	2019	2020	2021
Máximo	27.0	25.4	26.2	25.1
mínimo	7.2	8.1	8.2	7.3
media	15.7	15.8	16.1	15.7

Como se ha anteriormente, son las bandas térmicas (bandas 10 y 11) del satélite Landsat 8 las que permiten inferir la temperatura mediante teledetección. Si nos fijamos en el valor de correlación de la temperatura medida, con la radiación tomada por dichas bandas tenemos.

	Coef. Correlación Pearson
B10 ~ Temperatura	0.97
B11 ~ Temperatura	0.95

Un valor de correlación tan elevado nos confirma que es posible calibrar un modelo para inferir la temperatura de superficie con estas bandas. Se entrenó por tanto un modelo de regresión múltiple con ambas bandas como variables predictoras.

Modelo	R^2	mse	rmse
Temp ~ B10, B11	0.97	1.19	1.09

Estos resultados se pueden considerar como muy buenos dado el valor del coeficiente de determinación, el cual refleja la bondad del ajuste de un modelo a la variable que pretende inferir, obtenido, y debido al pequeño error que cometemos al inferir la medida.

Si graficamos la evolución temporal de los resultados obtenidos frente a la serie temporal antes mostrada con los datos tomados por la sonda Aquadam, tenemos:

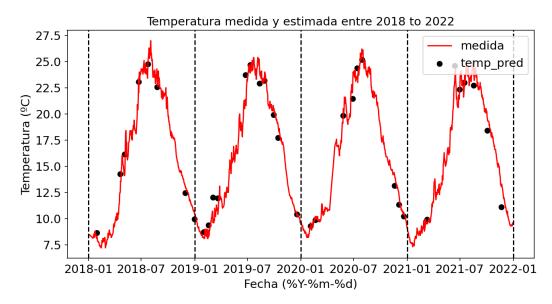


Figura 5. Evolución temporal de la temperatura de superficie en el embalse de El Val entre los años 2018-2022

En rojo se representan las medidas tomadas en el embalse por la sonda Aquadam, y en negro los valores de temperatura inferidos mediante las bandas térmicas B10 y B11 del satélite Landsat 8.

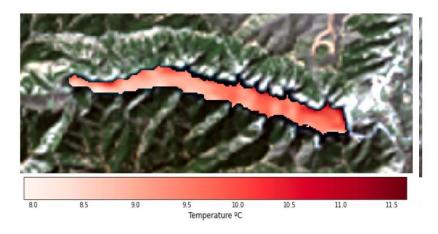
Como se puede ver en la gráfica, los datos de temperatura inferidos con las bandas térmicas B10 y B11 del satélite Landsat 8 reflejan a la perfección los ciclos anuales que sufre la temperatura debido a su carácter estacional, y que además los datos se ajustan perfectamente a los datos reales.

Si calculamos los mapas de temperatura para toda la superficie del embalse, tenemos lo siguiente:

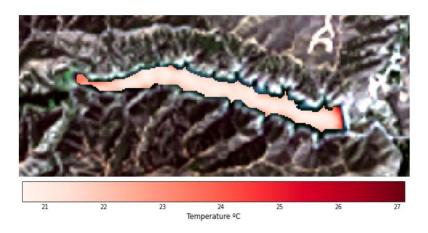




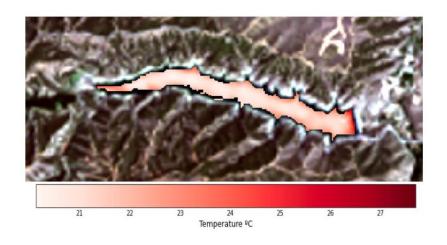
10/03/2021: LC82000312021069LGN00



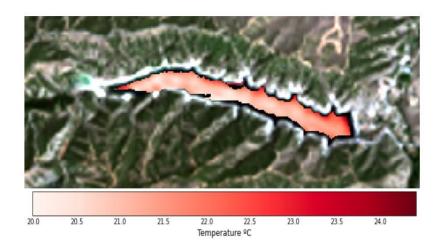
30/06/2021: LC82000312021181LGN00



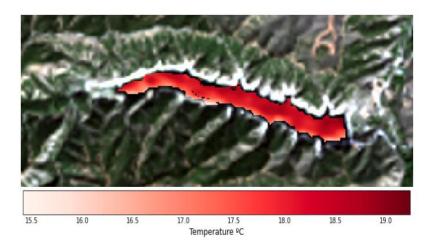
16/07/2021: LC82000312021197LGN00



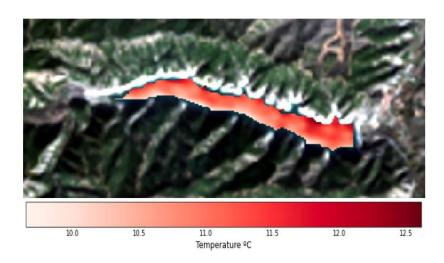
17/08/2021: LC82000312021229LGN00



04/10/2021: LC82000312021277LGN00



21/11/2021: LC82000312021325LGN00







2.2 Chl-a

Graficamos la evolución temporal de la clorofila medida por la sonda Aquadam en la zona de presa a lo largo del periodo comprendido en 2018-2022.

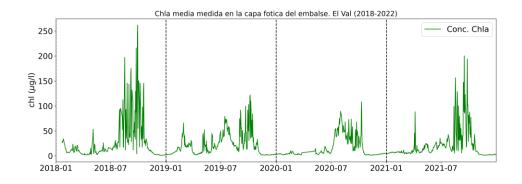


Figura 6. Evolución temporal de la clorofila en la superficie del embalse de El Val entre los años 2018-2022.

Se puede apreciar ver que la gráfica presenta fuertes incrementos en la concentración de clorofila en distintas épocas del año, si bien también refleja el carácter estacional que posee, detectando los mayores picos de crecimiento o concentración en los últimos meses de verano, primeros de otoño.

Este comportamiento se hace más evidente si representamos la concentración de clorofila registrada por meses, de forma que se agrupan las medidas tomadas para los 4 años, y distribuida por meses.

La figura muestra claramente como en los últimos meses de verano y primeros de otoño (agosto, septiembre y octubre), es donde se registran las mayores concentraciones de clorofila y por lo tanto las mayores floraciones de algas.

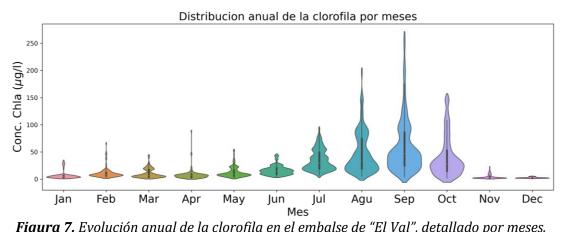


Figura 7. Evolución anual de la clorofila en el embalse de "El Val", detallado por meses.

	Conc. Chl-a (μg/l)	
Mes	Media chl (μg/l)	Std chl (μg/l)
Enero	7.0	7.4
Febrero	11.1	9.7
Marzo	10.6	8.8
Abril	7.8	9.7
Мауо	12.6	9.7
Junio	16.3	8.6
Julio	35.1	19.1
Agosto	48.8	37.3
Septiembre	60.5	50.3
Octubre	40.7	37.1
Noviembre	4.3	4.2
Diciembre	2.6	1.1

Tabla: Evolución anual de la clorofila en el embalse de "El Val", detallado por meses.





Al igual que con la temperatura, también es importante conocer el rango en el que oscila la clorofila. Este intervalo lo podemos estudiar un poco mejor mirando algunos de los valores estadísticos separados para cada año contemplado en el estudio.

Año	2018	2019	2020	2021
Máximo	244.6	115.0	102.3	187.7
mínimo	2.7	3.1	2.7	2.9
media	28.6	22.0	16.1	20.9

Tabla: Valores Máximo, mínimo y medio de clorofila, registrados en el embalse de El Val.

Para la estimación de la concentración de clorofila se optó por entrenar una red neuronal artificial, ANN, uno de los algoritmos de *deep learning* más potentes en la actualidad.

Los productos (concentración de clorofila) se evalúan utilizando emparejamientos de mediciones "in-situ" realizadas bajo los pasos de los satélites Sentinel-2A/B. Las medidas de muestreo "in-situ" se adquirieron a través de actividades de monitoreo o a través de visitas de campo y análisis de laboratorio

Tras experimentar con varias arquitecturas, encontramos que el modelo es robusto a los cambios en varios de los hiperparámetros, usando una red neuronal de diez capas de profundidad con 100 neuronas por capa.

Esta arquitectura hace que la red sea muy rápida y ágil a la hora de entrenar, lo que facilita mucho el trabajo a la hora de cambiar el dataset de entrenamiento para por ejemplo, aumentar este dataset cuando se dispongan de más medidas a evaluar.

Se presenta a continuación la evolución temporal de la clorofila estimada con este modelo a partir de los datos de satélite frente a la clorofila medida por la sonda Aquadam.

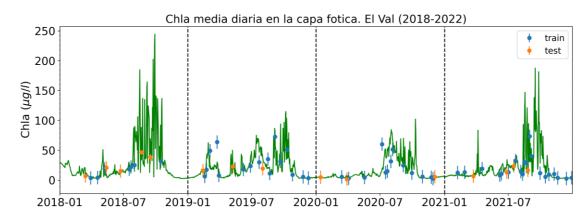


Figura 8. Evolución temporal de la clorofila en la zona fotica del embalse de El Val entre los años 2018-2022.

En verde se representan las medidas tomadas en el embalse por la sonda Aquadam, en azul los valores de clorofila utilizados para entrenar la red neuronal, y en naranja los valores inferidos mediante las bandas MSI del satélite Sentinel-2.

Modelo	R^2	pendiente	RMSE (μg/l)	MAE (μg/l)
ANN ~ Chla	0.84	0.65	11.58	7.67

Donde RMSE es el error cuadrático medio y MAE es el error absoluto medio.

Estos resultados se pueden considerar como muy buenos dado el valor del coeficiente de determinación obtenido, que refleja la bondad del ajuste de un modelo a la variable que pretende inferir.





	_	,
V DEVIDICE VII	SIMILI ACIONICO 2D DE DICEDENTES ESCENADIOS DE	CECTION
APENDICE AII	. SIMULACIONES 3D DE DIFERENTES ESCENARIOS DE	GESTION

ESCENARIOS ALTURA

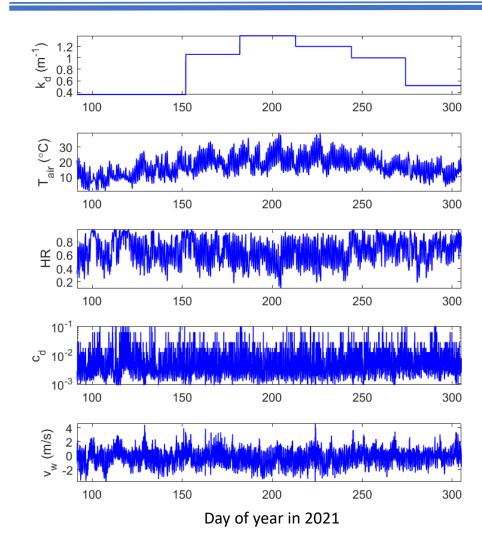
Cambio en origen (profundidad) del agua en la salida de las tomas y desagüe

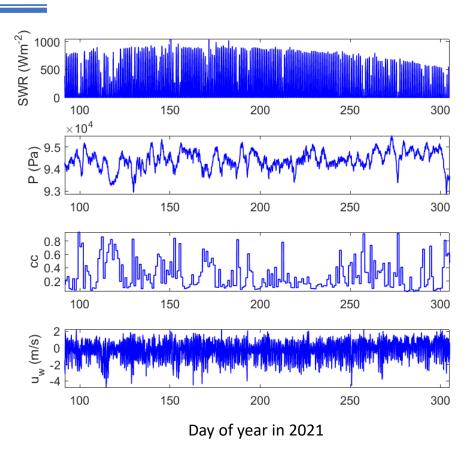
- > Test 1 (caso real): Origen salida tomas y desagüe = elevación 571 m
- > Test 2: Salida tomas (agua superficial) y salida desagüe (elevación 571 m)
- > Test 3: Origen del agua en tomas y desagüe es superficial

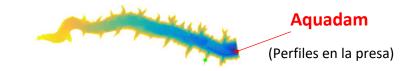
2021

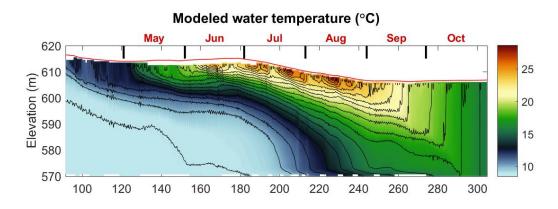
TEST 1

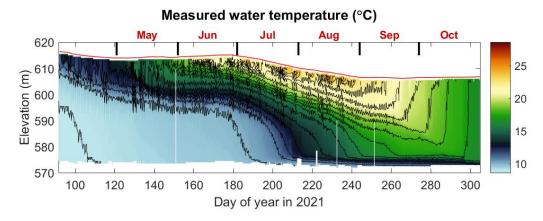
Origen agua salida tomas ~ 571 m Origen agua salida desagüe ~ 571 m

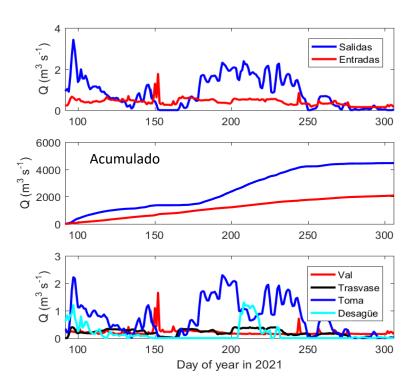




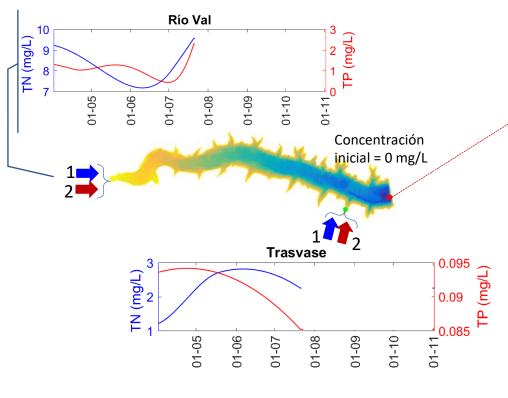


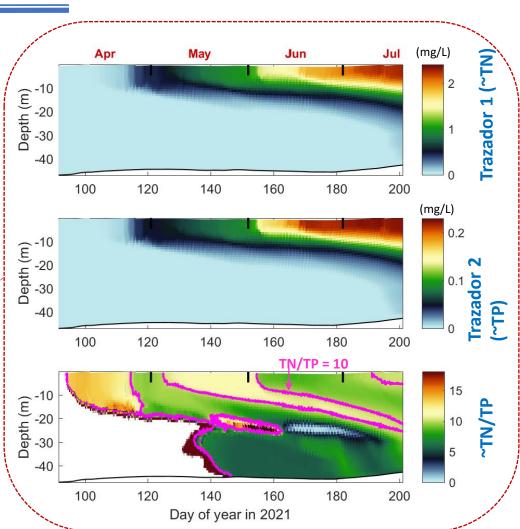




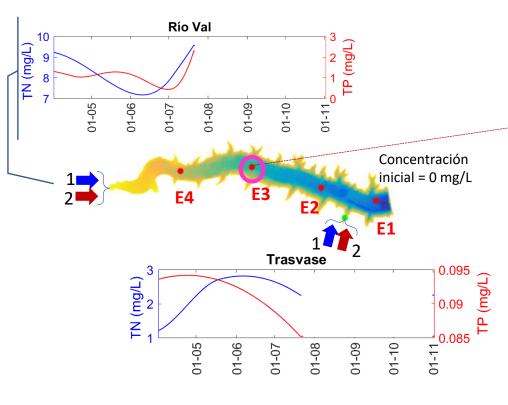


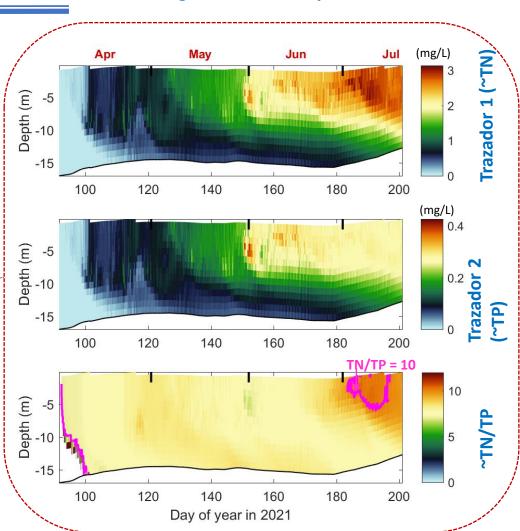
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





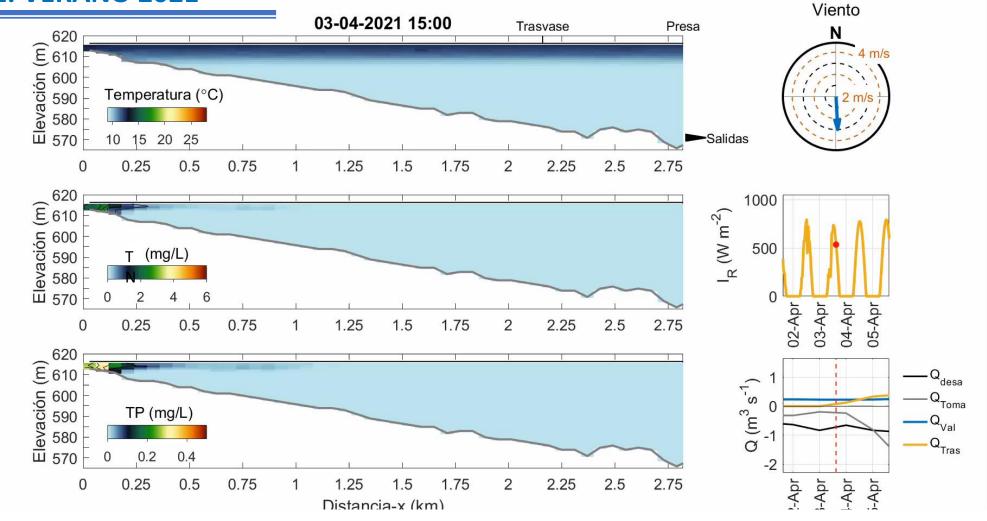
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





Promedios laterales

1. VERANO 2021

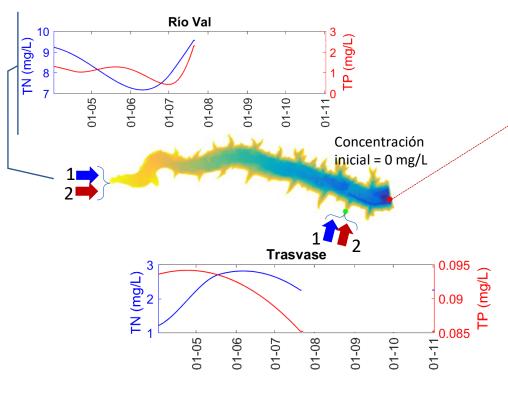


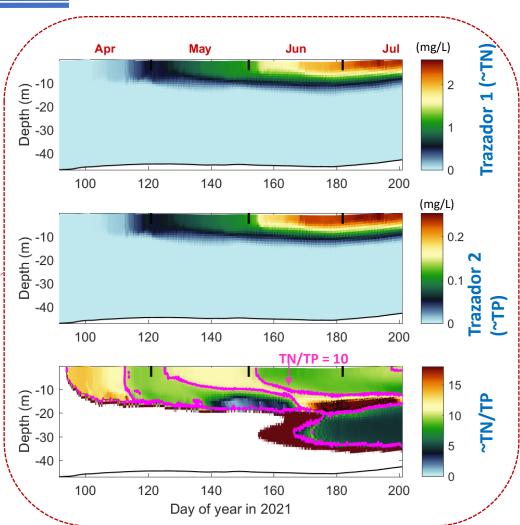
2021

TEST 2

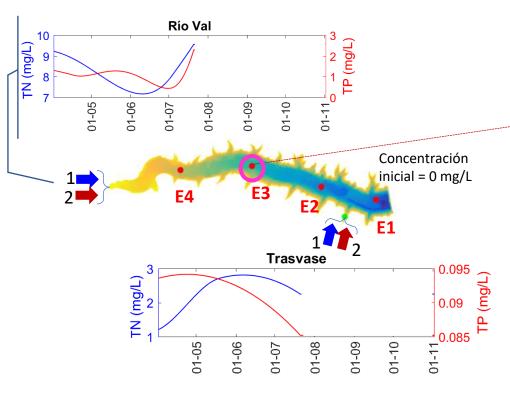
Origen agua salida tomas superficial Origen agua salida desagüe ~ 571 m

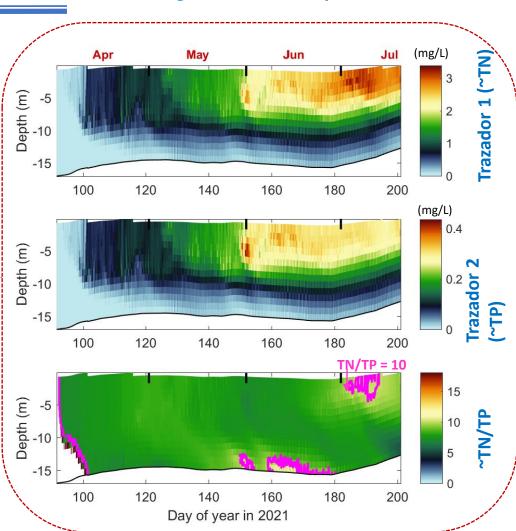
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





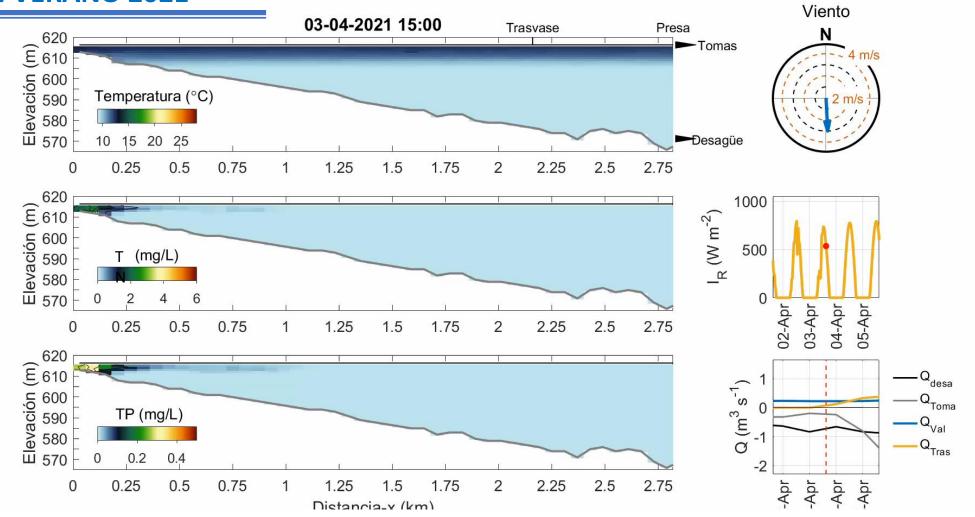
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





Promedios laterales

2. VERANO 2021

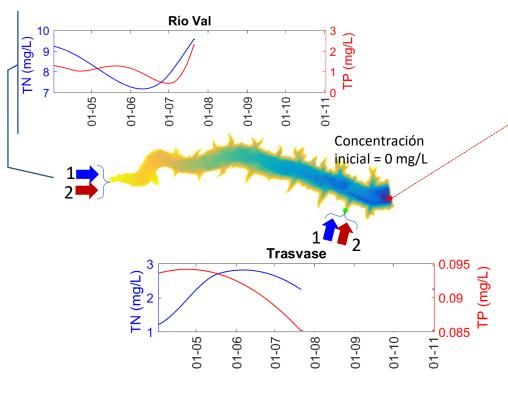


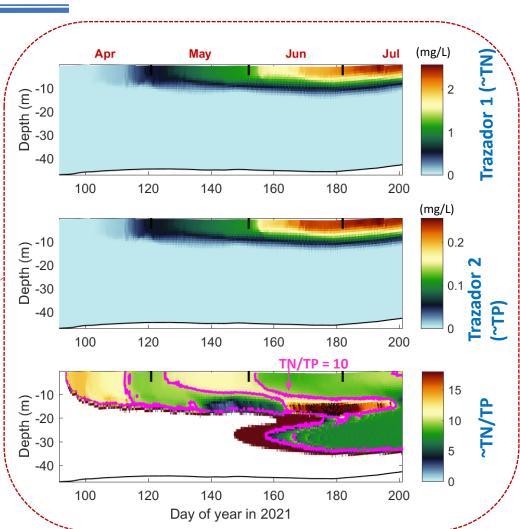
2021

TEST 3

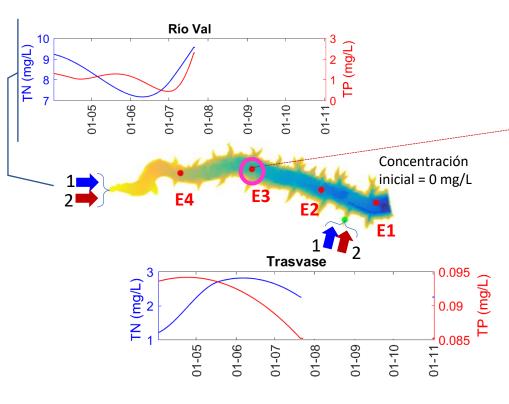
Origen agua salida tomas superficial Origen agua salida desagüe superficial

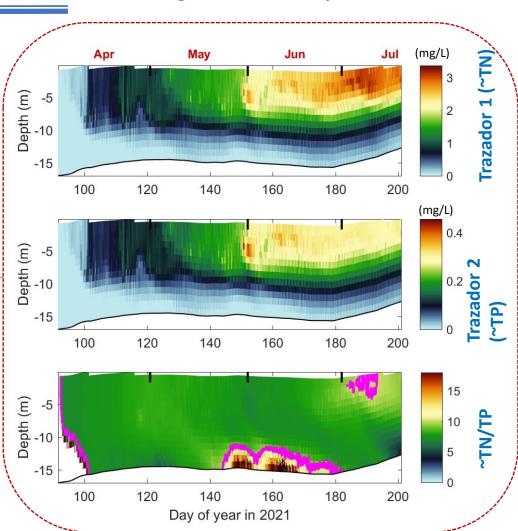
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





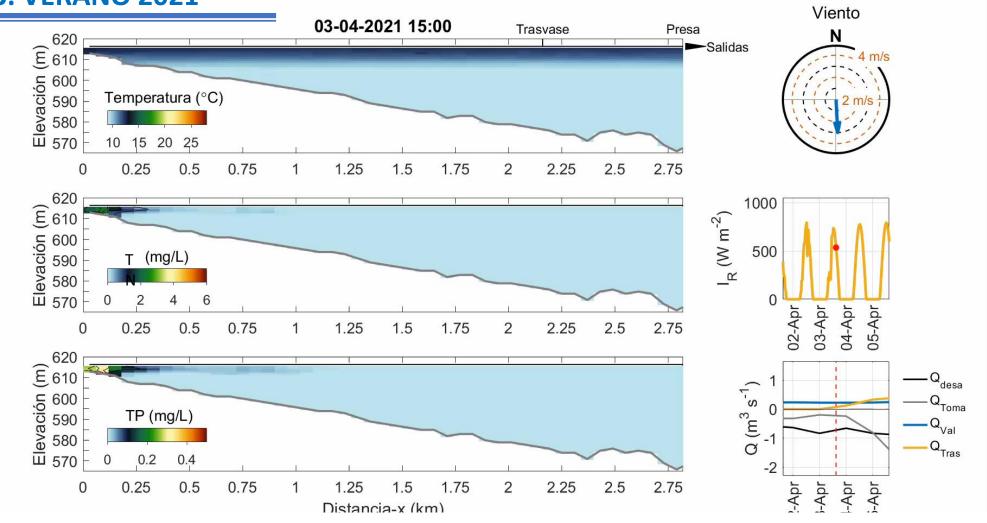
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





Promedios laterales

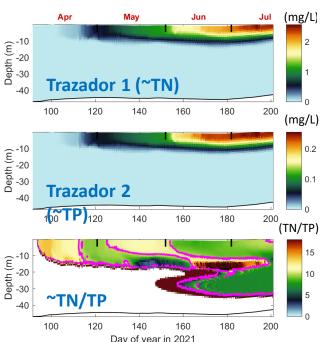
3. **VERANO 2021**



COMPARACIÓN ESCENARIOS

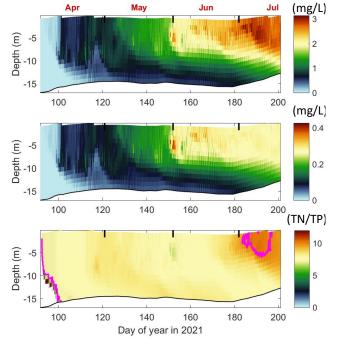
TEST 1 TEST 2 TEST 3 Toma 571 m Toma superficial Desagüe 571 m Desagüe 571 m (mg/L) (mg/L) Apr May Jul Jul Apr Apr (m) -20 -20 -30 Depth (m) -20 Depth (m) -20 Trazador 1 (~TN) -40 -40 200 100 120 140 160 180 100 120 140 160 180 100 120 140 160 (mg/L) (mg/L) Oepth (m) -20 Depth (m) -20 Depth (m) -20 0.2 0.1 **Trazador 2** -40 -40 100 TP)₁₂₀ 140 200 200 100 120 140 160 180 100 120 140 160 180 160 (TN/TP) (TN/TP) 15 (m) -20 -30 Depth (m) -20 Depth (m) -20 10 10 ~TN/TP -40 160 160 100 120 140 160 180 200 100 120 140 180 200 100 120 140 Day of year in 2021 Day of year in 2021 Day of year in 2021

Toma superficial Desagüe superficial



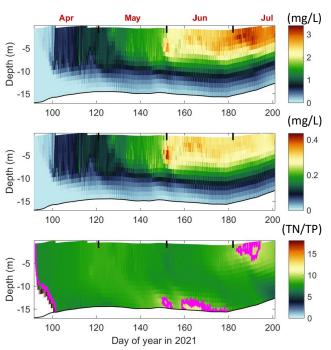
TEST 1

Toma 571 m Desagüe 571 m



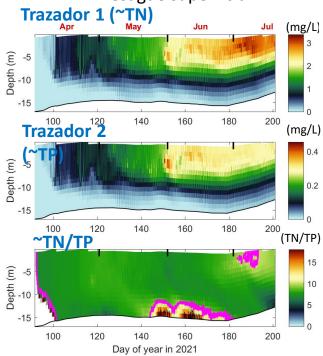
TEST 2

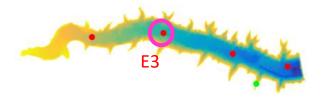
Toma superficial Desagüe 571 m



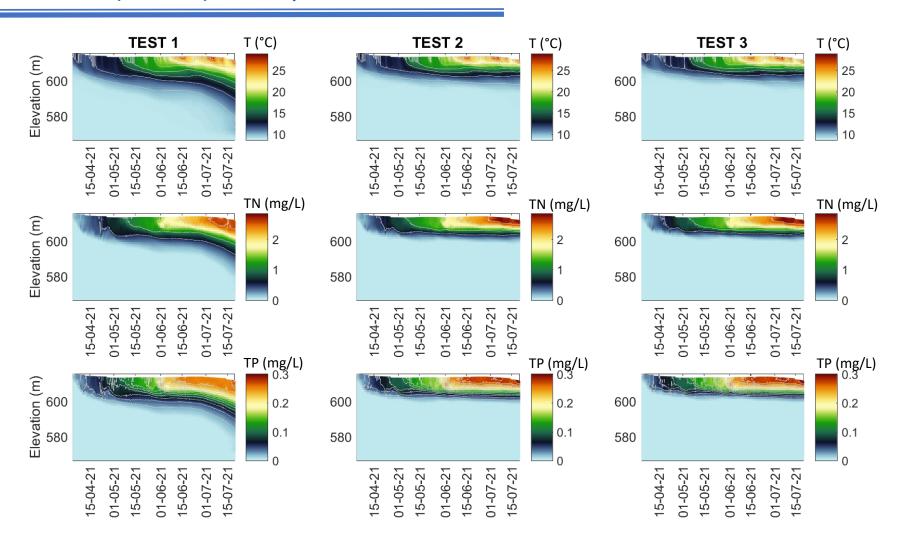
TEST 3

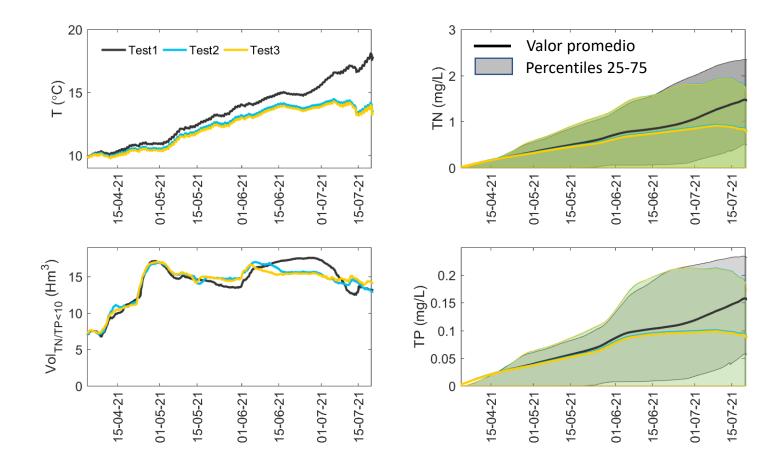
Toma superficial Desagüe superficial





Promedio lateral (horizontal) embalse: perfiles 1D





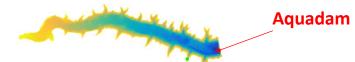
2020

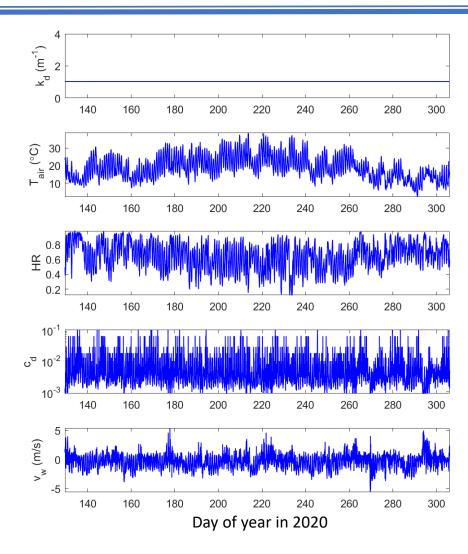
TEST 1

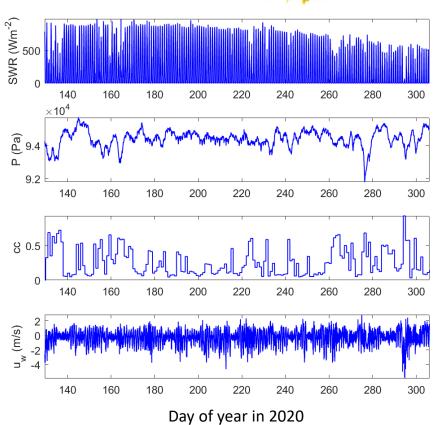
Origen agua salida tomas ~ 571 m Origen agua salida desagüe ~ 571 m

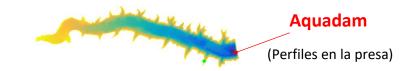
1. **VERANO 2020**

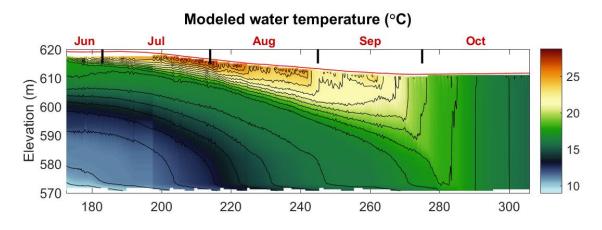
Forzamiento meteorológico

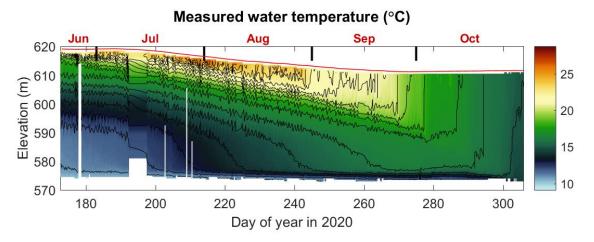


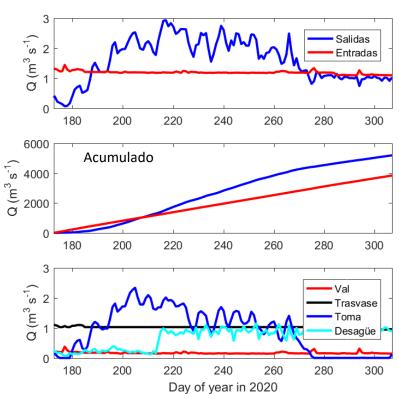




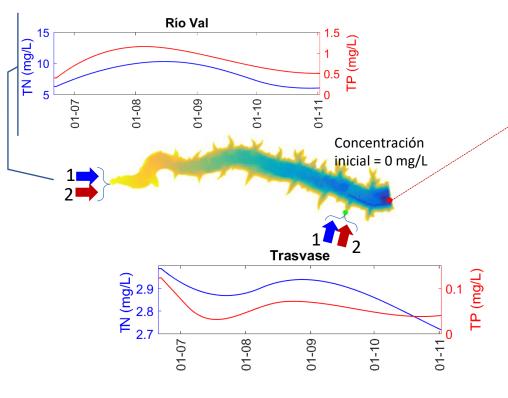


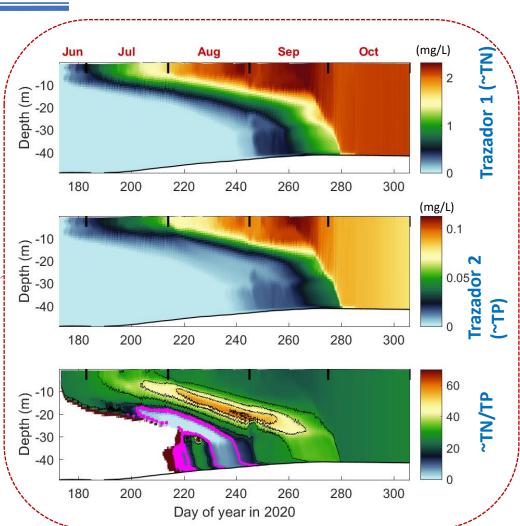




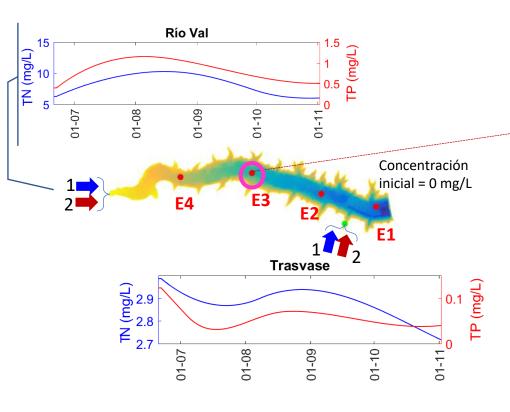


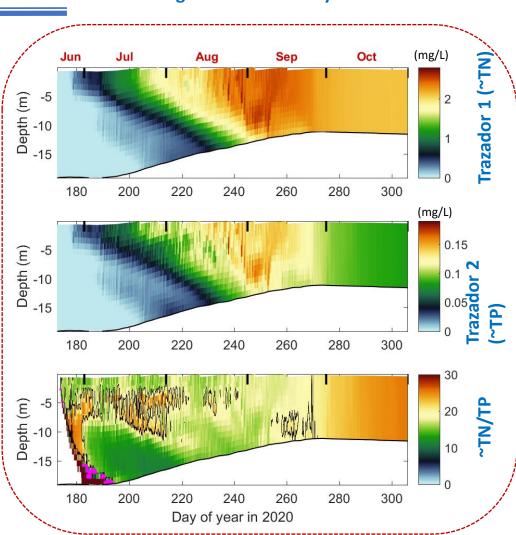
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





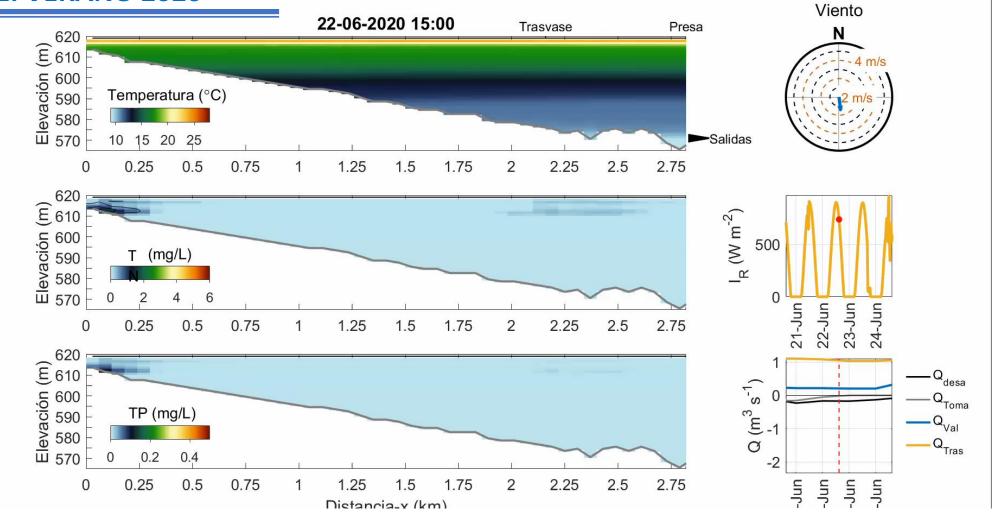
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





Promedios laterales

1. VERANO 2020

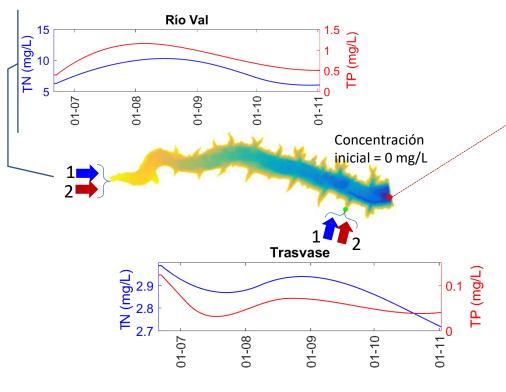


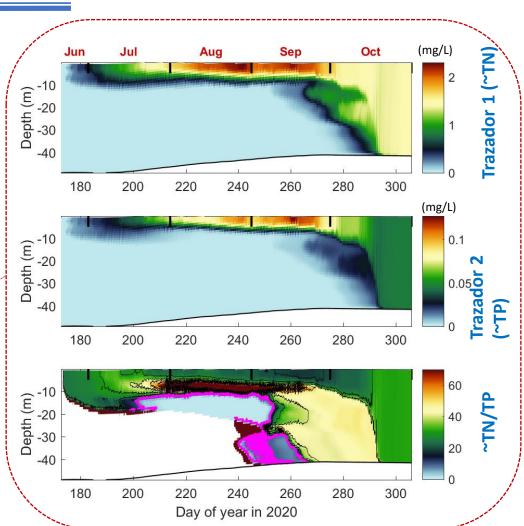
2020

TEST 2

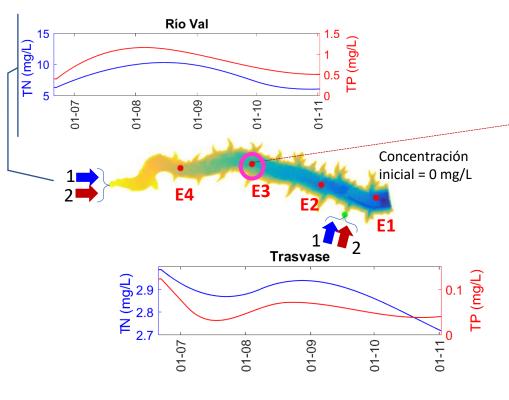
Origen agua salida tomas superficial Origen agua salida desagüe ~ 571 m

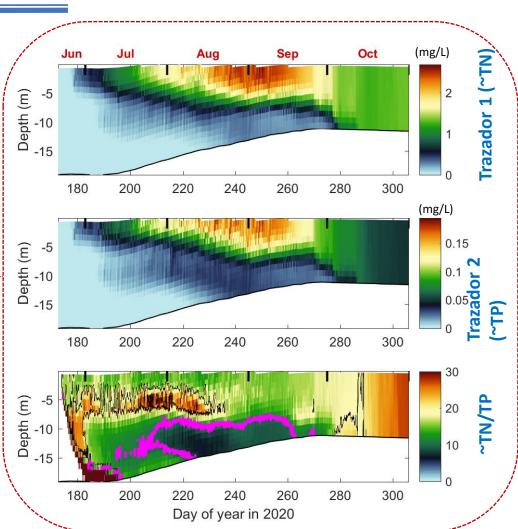
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





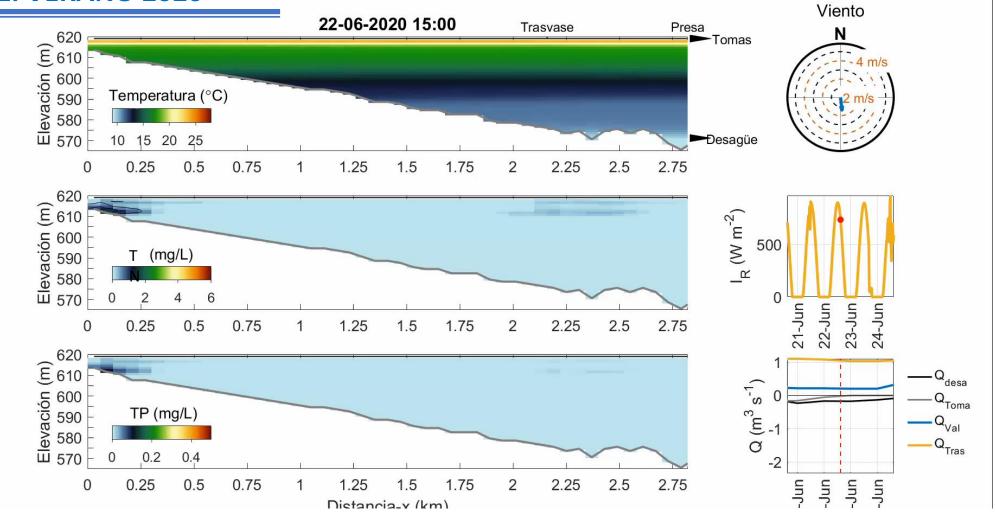
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





Promedios laterales

2. VERANO 2020

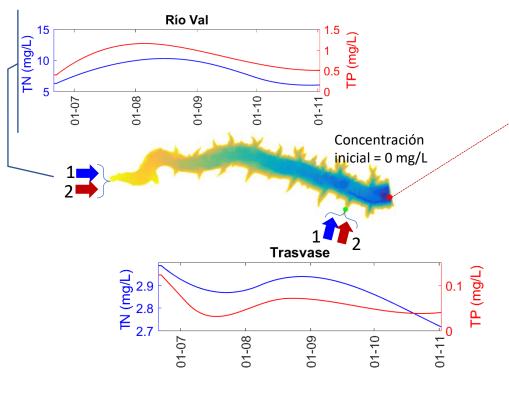


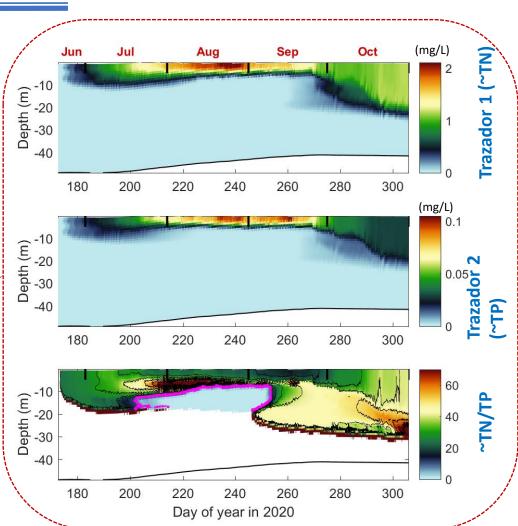
2020

TEST 3

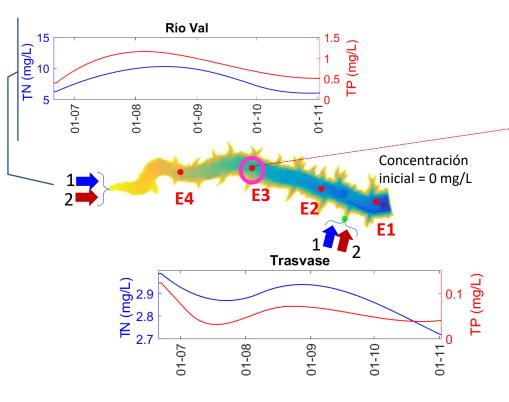
Origen agua salida tomas superficial Origen agua salida desagüe superficial

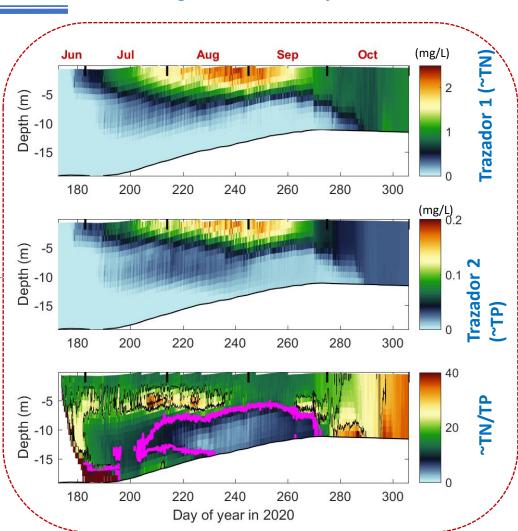
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





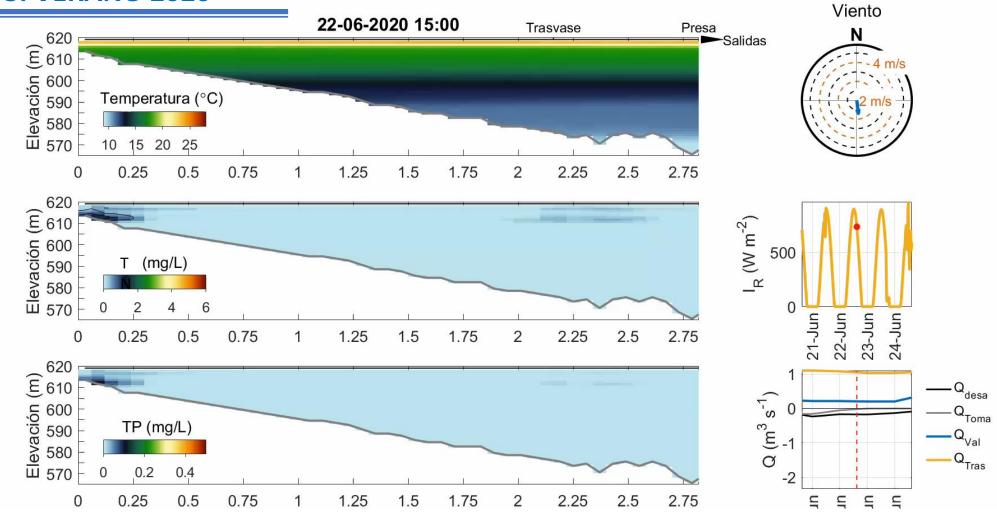
- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)





Promedios laterales

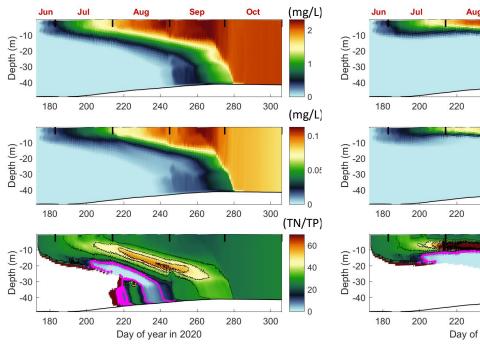
3. **VERANO 2020**



COMPARACIÓN ESCENARIOS

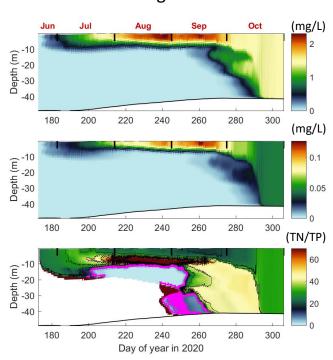
TEST 1

Toma 571 m Desagüe 571 m



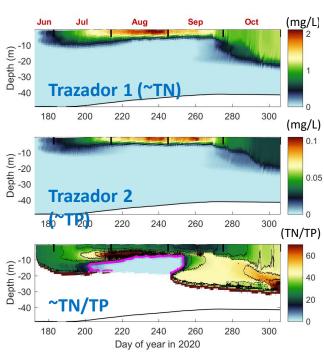
TEST 2

Toma superficial Desagüe 571 m



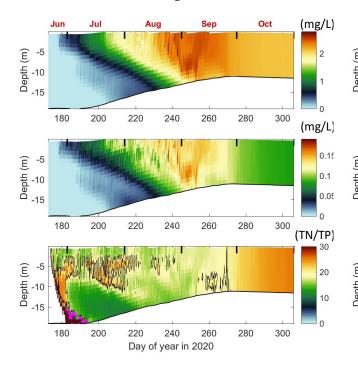
TEST 3

Toma superficial Desagüe superficial



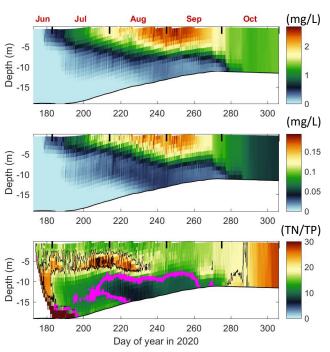
TEST 1

Toma 571 m Desagüe 571 m



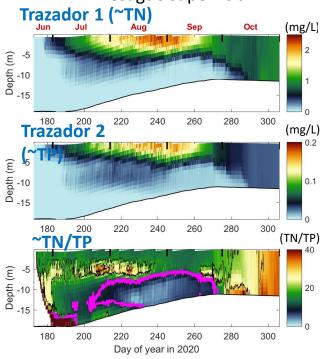
TEST 2

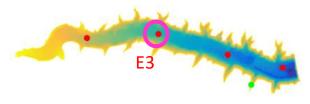
Toma superficial Desagüe 571 m



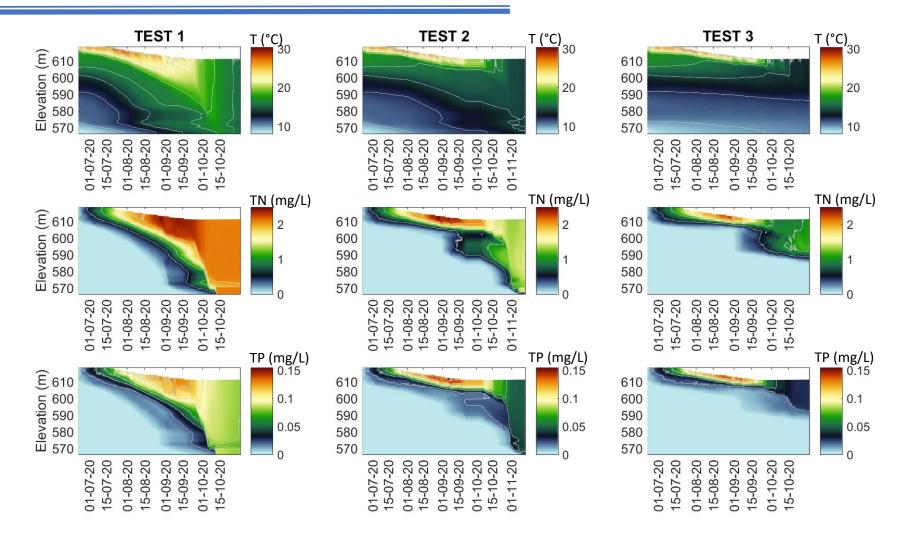
TEST 3

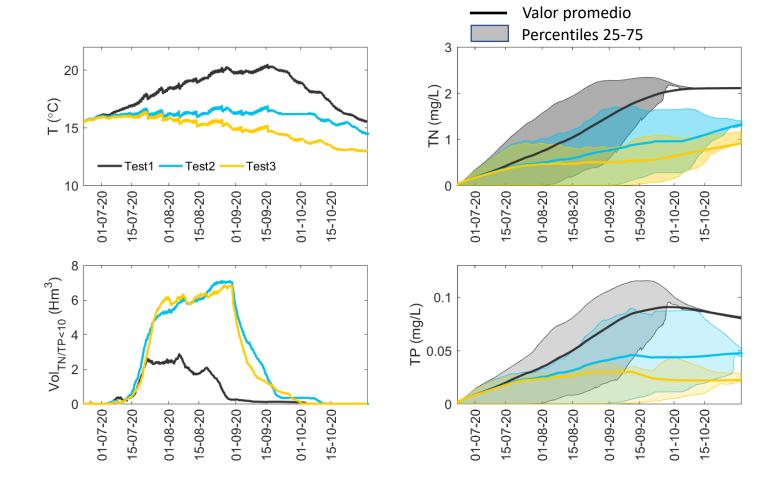
Toma superficial Desagüe superficial





Promedio lateral embalse: perfil 1D



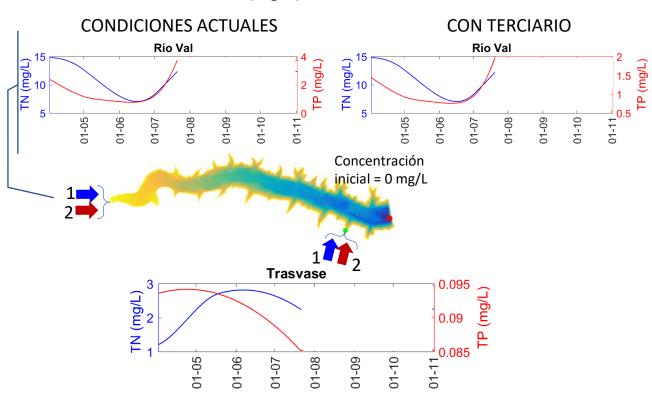


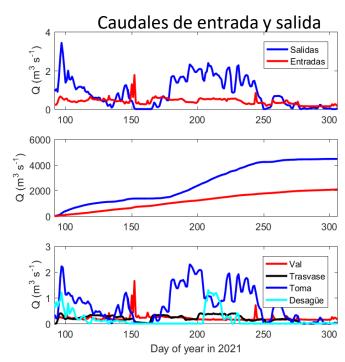
ESCENARIOS EDAR

Nuevos datos de TP y TN en el río Val y

escenario con TP<2mg/l (Origen agua salida tomas y desagüe ~ 571 m)

- Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L)
- Trazador 2: Fósforo total (mg/L)

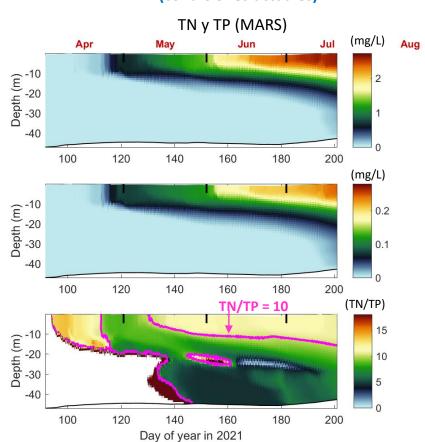


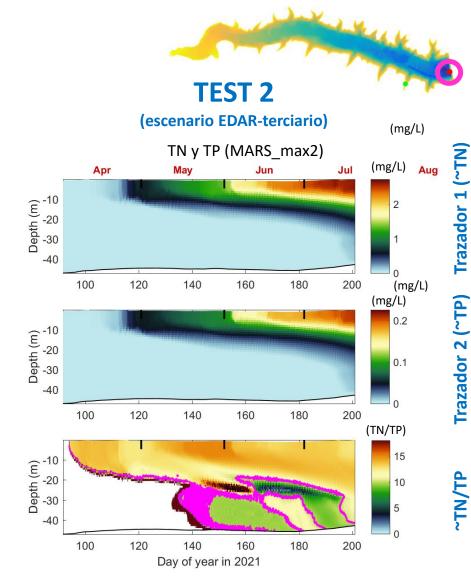


1. VERANO 2021



(condiciones actuales)

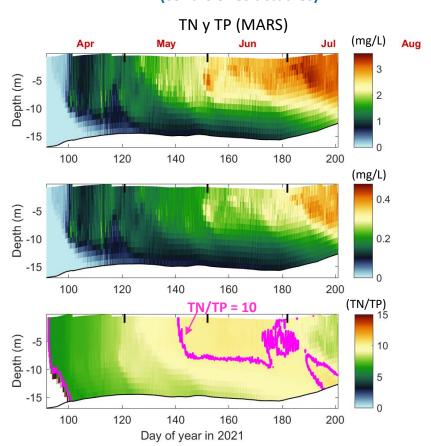


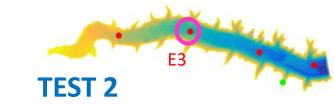


1. VERANO 2021

TEST 1

(condiciones actuales)

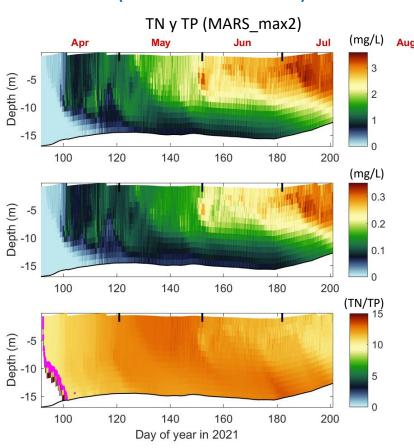




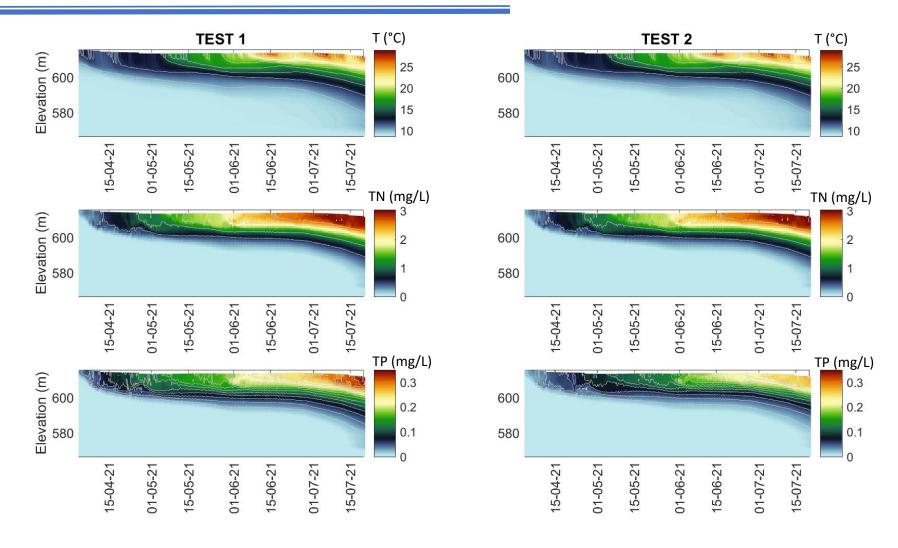
Trazador 1 (

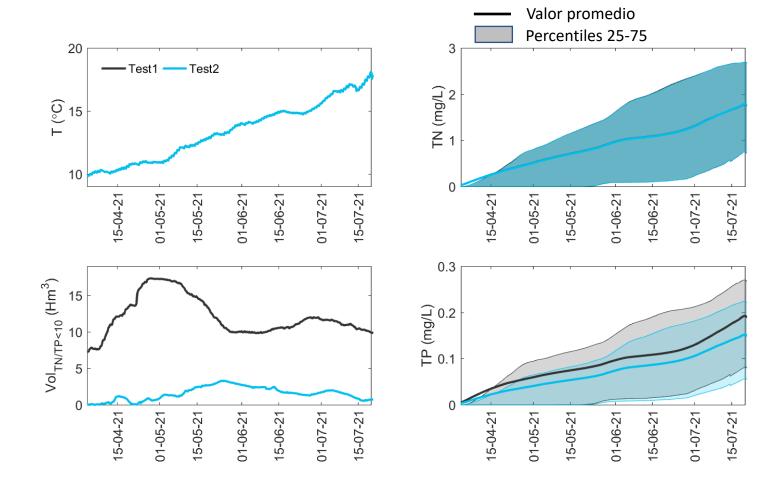
Trazador 2 (~TP)

(escenario EDAR-terciario)

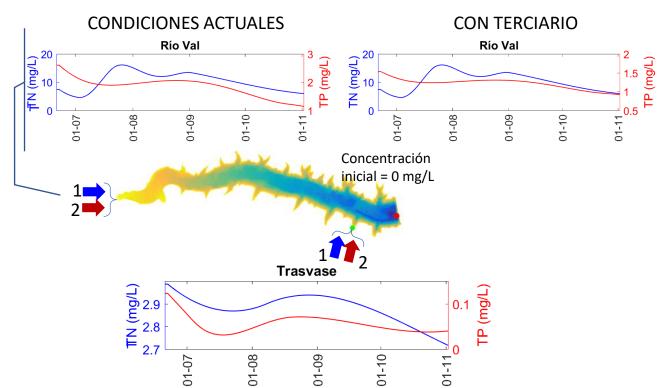


Promedio lateral embalse: perfil 1D

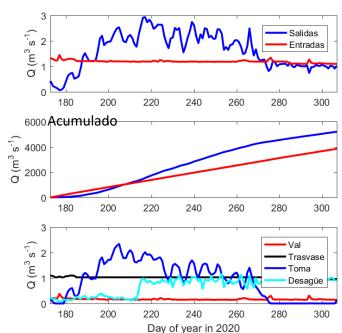




Trazador 1: Nitrógeno total (mg/L); **Trazador 2**: Fósforo total (mg/L)



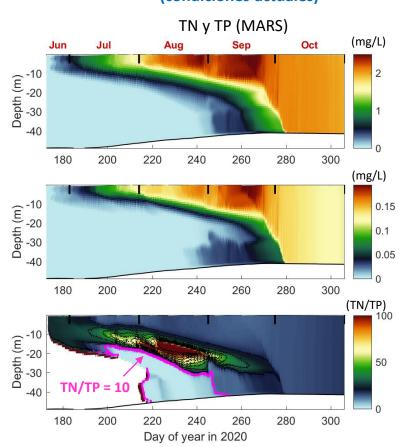
Caudales de entrada y salida



2. VERANO 2020

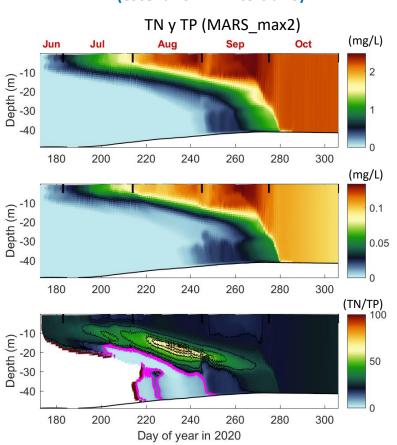
TEST 1

(condiciones actuales)





(escenario EDAR-terciario)



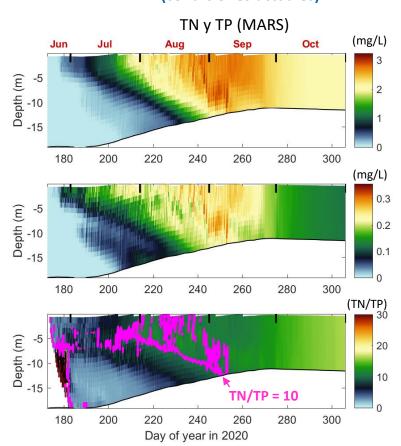
Trazador 1 (~TN)

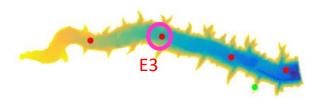
Trazador 2 (~TP)

TN/TP

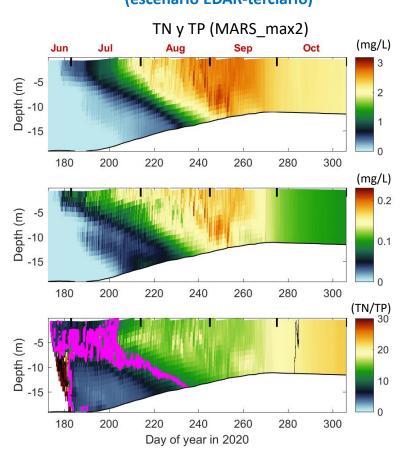
TEST 1

(condiciones actuales)

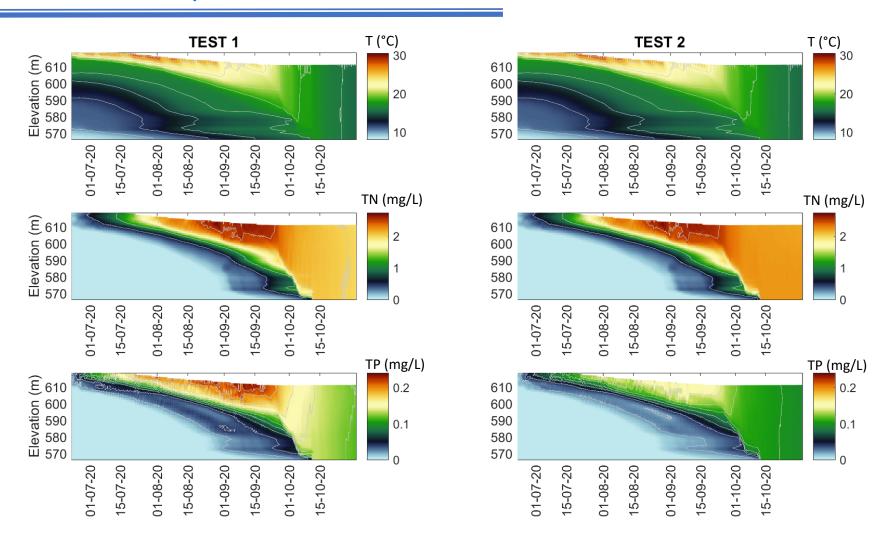


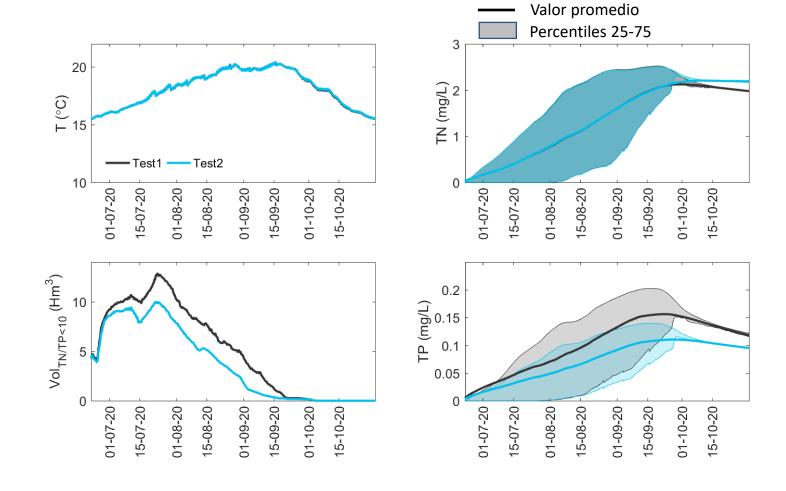


TEST 2
(escenario EDAR-terciario)



Promedio lateral embalse: perfil 1D









APÉNDICE XIII. DESCRIPCIÓN DE PROPUESTA DE TRATAMIENTO MEDIANTE HUMEDALES ARTIFICIALE



DESPLIEGUE Y CALIBRADO DE UNA INFRAESTRUCTURA VIRTUAL PARA LA REVERSIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN DEL EMBALSE DE EL VAL (ZARAGOZA)

APÉNDICE XIII

DESCRIPCIÓN DE PROPUESTA DE TRATAMIENTO MEDIANTE HUMEDALES ARTIFICIALES



PREPARADO POR:



Julio 2022 I Apéndice XIII

ÍNDICE DE CONTENIDOS

NTRODUCCIÓN	1
OPCIONES	1
REFERENCIAS	

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. POSIBLES UBICACIONES DE SISTEMAS DE HUMEDAL ARTIFICIAL PARA EL TRATAMIENTO TERCIARIO DE NUTRIENTES Y AMORTIGUACIÓN DE PICOS EN EL RÍO VAL (EXPLICACIÓN EN EL TEXTO). 4





1 Introducción

Un humedal construido es un sistema de tratamiento de aguas residuales que se diseña para emular los procesos de purificación físicos y biológicos de un humedal natural. Pueden reducir a niveles muy bajos la concentración de sólidos en suspensión, demanda biológica de oxígeno, nutrientes, metales y patógenos. Se han demostrado útiles para tratar aguas de escorrentía y residuales de origen urbano, minero, industrial y agrícola, especialmente en zonas rurales con disponibilidad de suelo a bajo coste.

Una de sus grandes ventajas en su capacidad de amortiguación de picos de aportaciones y su bajo coste de inversión y operación, en comparación con las estaciones depuradoras. Tienen además valores añadidos importantes en cuanto a biodiversidad, paisaje y reciclaje de nutrientes en la cuenca.

En este proyecto se propone un dimensionamiento previo de un humedal controlado, como posible tratamiento complementario de las aguas residuales de la EDAR de Ágreda, que funcionaría como un tratamiento terciario. El humedal constituirá además una posible alternativa para desarrollar actividades de enseñanza, divulgación e investigación.

2 OPCIONES

Se han propuesto diversos diseños de humedales artificiales a lo largo de su desarrollo tecnológico.

Las variables de diferenciación pueden hacer referencia al sistema de flujo del agua residual, sustrato o lecho utilizado, vegetación y sucesión de unidades de tratamiento. En cuanto a la dirección del movimiento del agua a través del humedal, se consideran los siguientes tipos: horizontal, vertical, flujo superficial y flujo subsuperficial.

En cuanto al sustrato, hay sistemas que llevan por debajo del manto de agua una capa de suelo o tierra vegetal para enraizar la vegetación, otros que en perfil emplean exclusivamente un lecho de grava y arena, y otros sistemas únicamente tienen agua. Con respecto a la vegetación, hay sistemas que contemplan el uso de plantas acuáticas flotantes, macrófitas acuáticas emergentes, sistemas mixtos de sucesión de vegetación, y sistemas de uso de macrófitas acuáticas emergentes en flotación. Por último, hay que indicar con respecto a la sucesión de unidades de tratamiento que hay una amplia gama de diseños en función de las características de cada uno de los sub-humedales (flujo, sustrato, profundidad, pendiente, vegetación), y de cómo se configuran entre sí (serie, paralelo, recirculación).

En esencia, hay tres tipologías principales de humedales artificiales, cuyo modo de actuación, aun basándose en los mismos principios biológicos, es diferente. Se trata de los denominados humedales de flujo superficial (Surface Flow Wetlands o Free Water Surface wetlands, FWS) los humedales de flujo sub-superficial (Sub-surface Flow Wetlands o Vegetated Submerged Bed, VSB o también Subsurface Flow, SsF) y los humedales flotantes.

El coste del tratamiento de aguas residuales es mediante este tipo de sistemas es muy inferior al de los tratamientos convencionales, tanto en inversión inicial como, sobre todo, en el posterior mantenimiento. Sirva de ejemplo las cifras que ofrece el resultado de una revisión amplia de casos (Hunter et al., 2019):

Tratamiento secundario: 1,27 €/L
 Tratamiento terciario: 1.69 €/L

Tratamiento humedal: 0.15 €/L -> 10 veces más económico

Además, a medida que los costes energéticos se incrementen en las próximas décadas, cabe esperar que esa diferencia en costes respecto a los tratamientos convencionales se vaya incrementando.

En este caso se ha optado por un sistema de humedal de flujo horizontal, como la opción más adecuada para complementar el sistema de depuración de la EDAR de Ágreda. Los sistemas de flujo horizontal constituyen la primera tipología de humedales de flujo subsuperficial que se desarrolló a escala real. Por tanto, los métodos de





dimensionamiento disponibles han sido contrastados y consensuados en múltiples experiencias.

En una prospección previa, se han identificado dos zonas anexas al río Val, que muy bien podrían ser candidatas a la instalación de un sistema de humedales controlados para el tratamiento de las aguas del río (Figura 1). La primera de ellas es una terraza de suficiente amplitud justo a la salida de la EDAR de Ágreda y la segunda está en el entorno de la estación de muestreo R1, unos metros aguas arriba del ingreso del río Val en el embalse.

El dimensionamiento del humedal se ha realizado asumiendo que los humedales se comportan como reactores de flujo ideal en pistón en los cuales los contaminantes se degradan siguiendo modelos cinéticos de primer orden (Brix, 1994). Por tanto, el balance de masa para un contaminante es simplemente:

$$\frac{dC}{dt} = -k_V C$$

Siendo C la concentración del contaminante (mg/l), t el tiempo (d), kv la constante de cinética de primer orden (d-1). Integrando esta ecuación para un tiempo equivalente al tiempo medio de retención hidráulica, definiendo una nueva constante cinética de primer orden (kA, en m/d), y despejando, se obtiene la ecuación de diseño para la superficie de humedales de flujo horizontal (S) a partir del caudal medio (m³/d) y concentraciones del influente (Ci) y del efluente (Ce):

$$S = \frac{Q}{k_A} \ln \frac{C_i}{C_e}$$

Esta es la ecuación de diseño recomendada para dimensionar la superficie de humedales de flujo horizontal. Los valores de Q y Ci se determinan a partir de los estudios de caracterización del vertido de la EDAR y de las series de medidas en el río Val, y el de Ce se define como el objetivo de concentración para el caso particular, en este caso el estimado para lograr una reducción de al menos el 30% en la concentración de fósforo total.

El valor de K_A lógicamente variará según el contaminante. En este caso particular, el objetivo principal sería la eliminación de fósforo, por tanto, se ha empleado la siguiente constante específica: K_{PT}: 0,027 (García et al., 2004).

VALLE RÍO VAL AGUAS ABAJO EDAR ÁGREDA





Figura 1. Posibles ubicaciones de sistemas de humedal artificial para el tratamiento terciario de nutrientes y amortiguación de picos en el río Val (explicación en el texto).





Con estos valores se han planteado dos humedales en las dos ubicaciones señaladas, de modo que el río Val en R5 se reemplazaaría con la salida del humedal de la primera etapa (superior) y tras aplicar el proceso de autodepuración en el trayecto, constituiría la entrada al humedal inferior. El efluente de este último representa la entrada del río Val al embalse.

Los parámetros de entrada y dimensiones resultantes de dichos cálculos y simulaciones son:

Humedal superior (Etapa a): La concentración media de TP en la entrada, según los datos del presente Estudio, es de 0,63 mg/L y se aplica un rendimiento del 30%, con lo que se obtiene una superficie cercana a las 3 ha.

Humedal inferior (Etapa b): El anterior efluente tendría una concentración media de TP estimada de 0,44 mg/L), y llegaría al punto R1 con 0,29 mg/L después del proceso de autodepuración en el tramo fluvial. Dado que cuanto más baja es la concentración del influente más cuesta bajarla en el tratamiento, un humedal de otras 3 ha solamente conseguiría bajar la concentración media de TP a 0,2 mg/L. No obstante, podría tener todavía interés mantener una zona de amortiguación de eventuales puntas de vertido y de caudal cerca del embalse, y también como protección frente a disfunciones del primer humedal.

3 REFERENCIAS

Brix, H. (1994). The Role of Wetlands for the Control of Pollution in Rural Areas. Design and Use of Constructed Wetlands. Curso CIHEAM-IAWQ. Zaragoza.

Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B. y Shutes, R.B.E. (1996). Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. WRc Swindon, UK. 184 pp.

García J., Aguirre P., Mujeriego R., Huang Y., Ortiz L. y Bayona, J. M. (2004). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. Wat. Res., 38, 1669-1678.

Hunter, R. G., Day, J. W., Wiegman, A. R., & Lane, R. R. (2019). Municipal wastewater treatment costs with an emphasis on assimilation wetlands in the Louisiana coastal zone. *Ecological Engineering*, 137, 21–25. https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2018.09.020

Kadlec, R.H. y Knight, R.L. (1996). Treatment Wetlands. CRC Press Boca Raton, 893 pp.

Reed, S.C., Crites, R.W. y Middlebrooks, E.J. (1995). Natural Systems for Waste Management and Treatment. Second edition. McGraw Hill. 433 pp.