



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Dpto. de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Análisis del comportamiento del nitrógeno en los
humedales artificiales del tancat de la Pipa en la Albufera
de Valencia

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

AUTOR/A: Veloz Romero, Diana Paulina

Tutor/a: Hernández Crespo, Carmen

Cotutor/a: Martín Monerris, Miguel

CURSO ACADÉMICO: 2023/2024

Trabajo fin de Máster “Análisis del rendimiento de los procesos de eliminación del nitrato en los humedales artificiales en la Albufera de Valencia, España.”

INTENSIFICACIÓN: **TRATAMIENTO DE AGUAS**

Autor:

DIANA PAULINA VELOZ ROMERO

Tutor:

Dra. CARMEN HERNÁNDEZ CRESPO

Co-Tutor:

Dr. MIGUEL MARTÍN MONERRIS

Septiembre, 2024



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería
hidráulica y medio ambiente
mihma

Contenido

RESUMEN	7
SUMMARY	8
RESUM	9
1. Introducción.....	10
2. Objetivos.....	13
2.1 Objetivo general.....	13
2.2 Objetivos específicos	13
3. Introducción.....	14
3.1 Humedales. Generalidades.....	14
3.1.1 Tipos de humedales	14
3.1.2 Humedales artificiales	15
3.1.3 Humedales y remoción de contaminantes	19
3.2 Eliminación biológica de nitrógeno	19
3.2.1 Ciclo del nitrógeno y sus características.....	19
3.2.2 Transformaciones del nitrógeno por procesos diferentes al de nitrificación y des nitrificación convencional	22
3.2.3 Absorción de plantas	24
3.2.4 Procesos fisicoquímicos	25
3.2.5 Adsorción de amoníaco	25
3.2.6 Sedimentación	26
3.2.7 Factores ambientales que afectan al nitrógeno eficiencia de eliminación	26
3.2.8 Tipos de vegetación.....	27
3.2.9 Otros factores.....	28
3.3 Ubicación y referencias.....	28
3.3.1 L'Albufera de Valencia en la actualidad.....	30
3.4 Normativa española	31
3.5 Descripción del área de estudio: Calidad del agua de los humedales artificiales construidos en el Tancat de la Pipa (Valencia).....	34
3.5.1 Resumen del seguimiento y monitoreo de calidad del agua.....	35
4. Materiales y métodos.....	39
4.1 Descripción del área.....	39
4.2 Resumen del seguimiento	40
5. Resultados y discusión.....	42
5.1 Red de Estaciones Meteorológicas Picassent	42
5.2 Datos climáticos.....	43

5.3	Efectos de las precipitaciones en las concentraciones de nitrógeno en humedales	45
5.4	Oxígeno Disuelto (OD).....	46
	Diferencia en la concentración inicial de oxígeno disuelto:	47
	Variación en la concentración de oxígeno disuelto:	47
	Cálculo del incremento de oxígeno:	47
5.5	Nitratos.....	58
	Estaciones con Mayor Eficiencia (primavera y verano):.....	64
	Estaciones con Eficiencia Moderada (otoño):	65
	Estaciones con Eficiencia Menor (invierno):	65
5.6	Características, caudal y cargas de ingreso de las dos líneas de tratamiento (L ₁ , L ₂). 70	
5.7	Características de evapotranspiración en las dos líneas de tratamiento (L ₁ , L ₂). 72	
5.8	Concentración y porcentajes de remoción de nitratos.	73
5.9	Relaciones entre el porcentaje de remoción y la concentración de nitratos, oxígeno disuelto (OD) y la temperatura en la entrada de las dos líneas de tratamiento (L ₁ , L ₂).	75
	5.9.1 Relación entre el porcentaje de eliminación de nitratos y la concentración de nitratos a la entrada de las líneas L ₁ y L ₂	75
	5.9.2 Relación de porcentaje de eliminación de nitratos y temperatura a la entrada de las líneas L ₁ y L ₂	76
	5.9.3 Relación entre porcentaje de eliminación de nitratos y concentración de OD a la entrada de las líneas L ₁ y L ₂	78
6.	Conclusiones.....	83
7.	Recomendaciones	85
	ANEXOS	87
	BIBLIOGRAFÍA	98

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Lagos: Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado.	32
Tabla 2. Requisitos para aguas del lago Albufera o afluentes.	33
Tabla 3. Resumen de parámetros para evaluación de calidad de agua.	37
Tabla 4. Tratamiento estadístico de datos.	42
Tabla 5. Resumen de datos meteorológicos.	44
Tabla 6. Promedios y desviación estándar de OD. Línea 1.	47
Tabla 7. Promedios y desviación estándar de OD. Línea 2.	51
Tabla 8. Tabla de interpretación de análisis estadísticos OD.	55
Tabla 9. Concentración de oxígeno disuelto en todos los años considerados. L ₁	56
Tabla 10. Concentración de oxígeno disuelto en todos los años considerados. L ₂	57
Tabla 11. Concentraciones promedio y desviación estándar de nitratos mg N/L en L ₁	59
Tabla 12. Concentraciones promedio de nitratos mg N/L en L ₂	63
Tabla 13. Tabla de interpretación de análisis estadísticos Concentración de nitratos... ..	69
Tabla 14. Características del caudal medio de entrada de las dos líneas de tratamiento. P1 y P2: Entrada del humedal. P3 y P4: Salida del humedal y entrada a la laguna respectivamente. P5 y P6: Salida del humedal.	71
Tabla 15. Características de la precipitación y evapotranspiración de las dos líneas de tratamiento.	73
Tabla 16. Promedios de porcentaje de remoción de nitratos en L ₁ . Sección humedales.	73
Tabla 17. Promedios de porcentaje de remoción de nitratos en L ₁ . Sección lagunas....	74
Tabla 18. Promedios de porcentaje de remoción de nitratos en L ₂ . Sección lagunas....	74
Tabla 19. Promedios de porcentaje de remoción de nitratos en L ₂ . Sección humedales.	75
Tabla 20. Tabla de resumen. Principales resultados obtenidos referentes a calidad de agua.....	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de humedales.....	14
Figura 2. El Tancat de la Pipa. Ilustración.	16
Figura 3. Sección transversal y longitudinal de un Humedal Artificial.	17
Figura 4. Clasificación de los humedales artificiales	17
Figura 5. Cortes longitudinales de Humedales Artificiales de Flujo Sub superficial Horizontal y Vertical.	18
Figura 6. Ciclo biológico del nitrógeno.....	20
Figura 7. Nitrificación y des nitrificación	21
Figura 8. Esquema de nitrificación/ desnitrificación.....	22
Figura 9. Esquema teórico de la nitrificación y des nitrificación simultánea en una bio película aireada	23
Figura 10. Formas de desnitrificación	24
Figura 11. Absorción de nitrógeno por las plantas.....	25
Figura 12. Ilustración de vegetación en humedales.....	28
Figura 13. Ubicación de humedales Tancat de la Pipa.....	29
Figura 14. Mapa de sitio Tancat de la Pipa.	30
Figura 15. Esquema del funcionamiento de los humedales artificiales del Tancat de la Pipa.	35
Figura 16. Cargas externas e internas de nutrientes en el lago.....	36
Figura 17. Esquema – Líneas de tratamiento con puntos de referencia de ingreso a humedales y lagunas.....	36
Figura 18. Descripción del Tancat de la Pipa.	39
Figura 19. Red de estaciones meteorológicas de la ciudad de Picassent.....	43
Figura 20. Climogramas con la temperatura media y precipitación total por estación. AÑO 2017.....	45
Figura 21. Climograma con la temperatura media y precipitación total por estación. AÑO 2018.....	45
Figura 22. Climograma con la temperatura media y precipitación total por estación. AÑO 2019.....	45
Figura 23. Climograma con la temperatura media y precipitación total por estación. AÑO 2020.....	45
Figura 24. Climograma con la temperatura media y precipitación total por estación. AÑO 2021.....	45
Figura 25. Concentraciones de OD. L ₁ AÑO 2017.	48
Figura 26. Concentraciones de OD. L ₁ AÑO 2018.	49
Figura 27. Concentraciones de OD. L ₁ AÑO 2019.	49
Figura 28. Concentraciones de OD. L ₁ AÑO 2020.	49
Figura 29. Concentraciones de OD. L ₁ AÑO 2021.	50
Figura 30. Concentraciones de OD L ₂ . AÑO 2017.	52
Figura 31. Concentraciones de OD L ₂ . AÑO 2018.	52
Figura 32. Concentraciones de OD L ₂ . AÑO 2019.	52
Figura 33. Concentraciones de OD L ₂ . AÑO 2020.	53
Figura 34. Concentraciones de OD L ₂ . AÑO 2021.	53
Figura 35. Concentraciones de OD L ₁ . AÑO 2017-2021.....	54
Figura 36. Concentraciones de OD L ₂ . AÑO 2017-2021.....	54
Figura 37. Concentraciones de NITRATOS L ₁ . AÑO 2017.	62
Figura 38. Concentraciones de NITRATOS L ₁ . AÑO 2018.	62
Figura 39. Concentraciones de NITRATOS L ₁ . AÑO 2019.	62

Figura 40. Concentraciones de NITRATOS L ₁ . AÑO 2020.	63
Figura 41. Concentraciones de NITRATOS L ₁ . AÑO 2021.	63
Figura 42. Concentraciones de NITRATOS L ₂ . AÑO 2017.	66
Figura 43. Concentraciones de NITRATOS L ₂ . AÑO 2018.	67
Figura 44. Concentraciones de NITRATOS L ₂ . AÑO 2019.	67
Figura 45. Concentraciones de NITRATOS L ₂ . AÑO 2020.	67
Figura 46. Concentraciones de NITRATOS L ₂ . AÑO 2021.	68
Figura 47. Concentraciones de NITRATOS L ₁ . AÑO 2017-2021.	68
Figura 48. Concentraciones de NITRATOS L ₂ . AÑO 2017-2021.	68
Figura 49. Gráfica de líneas de porcentaje de remoción de nitratos en L ₁	74
Figura 50. Gráfica de líneas de porcentaje de remoción de nitratos en L ₂	75
Figura 51. Gráfica de correlación entre concentración de nitratos (mgN/L) y porcentajes de remoción (%). ENTRADA L ₁	76
Figura 52. Gráfica de correlación entre concentración de nitratos (mgN/L) y porcentajes de remoción (%). ENTRADA L ₂	76
Figura 53. Relación lineal entre temperatura y porcentaje de eliminación de nitratos LAGUNAS de la L ₁	77
Figura 54. Relación lineal entre temperatura y porcentaje de eliminación de nitratos. HUMEDALES de L ₁	77
Figura 55. Relación lineal entre temperatura y porcentaje de eliminación de nitratos. HUMEDALES de L ₂	77
Figura 56. Relación lineal entre temperatura y porcentaje de eliminación de nitratos. LAGUNAS de L ₂	77
Figura 57. Correlación lineal entre OD y concentración de nitratos en la entrada de la L ₁	78
Figura 58. Correlación lineal entre OD y concentración de nitratos en la entrada de la L ₂	79
Figura 59. Interpretación de % OD. sat para L ₁ y L ₂	80

RESUMEN

Este estudio se centra en el análisis del rendimiento de los procesos de eliminación del nitrato en los humedales artificiales de la Albufera desde marzo 2017 a marzo 2022, siendo este vital en la región de Valencia-España, un sistema que prevé utilizar la capacidad depurativa del Tancat de la Pipa para atenuar el estado de eutrofización del lago de la Albufera.

El objetivo principal de la investigación es comprender cómo los humedales artificiales, implementados como medidas de gestión ambiental, afectan las concentraciones y transformaciones del nitrógeno en el agua. Se examinan estos procesos en correlación con la temperatura, oxígeno disuelto y se evalúa la eficiencia de estos humedales en la reducción de nitratos en el sistema acuático por estación. Para llevar a cabo el análisis, se recopilaron muestras de agua de diferentes puntos dentro de los humedales artificiales, líneas L_1 y L_2 , así como de entradas, puntos medios y salidas de agua. Además, de realizarse análisis de caudales y precipitaciones dentro del balance hídrico.

Los resultados del estudio indican que los humedales artificiales desempeñan un papel crucial en la mitigación de la contaminación por nitrógeno. Se observa un caudal de ingreso de agua promedio de 37.26 L/s (L_1) y 32.53 L/s (L_2) un aumento de ingreso de caudal respecto a años anteriores de 14.97% (L_1) y 29.21% (L_2), con una significativa reducción en las concentraciones de nitratos en las épocas de otoño y primavera a temperaturas entre los 15-22°C, atribuida principalmente a porcentajes altos de remoción de nitratos del 41.02% (L_1) y 39.21% (L_2). La eficiencia de estos procesos varía en función de factores como la temperatura, refiriendo que si bien en los meses que abarcan las estaciones de primavera-verano las concentraciones de nitratos fueron menores lo son porque la eficiencia de remoción es más alta y no por cuanto se tienen concentraciones de entrada inferiores.

Al analizar la calidad de agua en términos de OD por ejemplo se observa que conforme el caudal de agua avanza en su curso a través de las líneas desde el ingreso a la salida del agua se llegan a incrementar desde 1.2 a 1.6 mg/L por cada línea.

Se concluye que, aunque los humedales artificiales son efectivos en la reducción de nitratos en la Albufera, la optimización de su diseño y gestión podría mejorar aún más su rendimiento. Estrategias como la diversificación de la vegetación y el control de las cargas de nutrientes son de utilidad para maximizar los beneficios ambientales de estos sistemas.

PALABRAS CLAVE: HUMEDALES, NITRATOS, ANÁLISIS.

SUMMARY

This study focuses on the analysis of the performance of the nitrate removal processes in the artificial wetlands of the Albufera from March 2017 to March 2022, this being vital in the region of Valencia-Spain, a system that plans to use the purification capacity of the Tancat de la Pipa to mitigate the state of eutrophication of Lake Albufera.

The main objective of the research is to understand how constructed wetlands, implemented as environmental management measures, affect nitrogen concentrations and transformations in water. These processes are examined in correlation with temperature, dissolved oxygen and the efficiency of these wetlands in reducing nitrates in the aquatic system by season is evaluated. To carry out the analysis, water samples were collected from different points within the constructed wetlands, lines L1 and L2, as well as from water inlets, midpoints and outlets. In addition, analysis of flows and precipitation within the water balance is carried out.

The study results indicate that constructed wetlands play a crucial role in mitigating nitrogen pollution. An average water inflow flow of 37.26 L/s (L1) and 32.53 L/s (L2) is observed, an increase in flow inflow compared to previous years of 14.97% (L1) and 29.21% (L2), with a significant reduction in nitrate concentrations in the fall and spring seasons at temperatures between 15-22°C, mainly attributed to high nitrate removal percentages of 41.02% (L1) and 39.21% (L2). The efficiency of these processes varies depending on factors such as temperature, stating that although in the months that cover the spring-summer seasons the concentrations of nitrates were lower, they are because the removal efficiency is higher and not because of how much have lower input concentrations.

When analyzing water quality in terms of DO, for example, it is observed that as the water flow progresses along its course through the lines from the inlet to the outlet of the water, it increases from 1.2 to 1.6 mg/L per each line.

It is concluded that, although artificial wetlands are effective in reducing nitrates in the Albufera, optimizing their design and management could further improve their performance. Strategies such as vegetation diversification and control of nutrient loads are useful to maximize the environmental benefits of these systems.

KEYWORDS: WETLANDS, NITRATES, ANALYSIS.

RESUM

Este estudi se centra en l'anàlisi del rendiment dels processos d'eliminació del nitrat en els aiguamolls artificials de l'Albufera des de març 2017 a març 2022, sent este vital a la regió de València-Espanya, un sistema que preveu utilitzar la capacitat depurativa del Tancat de la Pipa per a atenuar l'estat d'eutrofització del llac de l'Albufera.

L'objectiu principal de la investigació és comprendre com els aiguamolls artificials, implementats com a mesures de gestió ambiental, afecten les concentracions i transformacions del nitrogen en l'aigua. S'examinen estos processos en correlació amb la temperatura, oxigen dissolt i s'avalua l'eficiència d'estos aiguamolls en la reducció de nitrats en el sistema aquàtic per estació. Per a dur a terme l'anàlisi, es van recopilar mostres d'aigua de diferents punts dins dels aiguamolls artificials, línies L1 i L2, així com d'entrades, punts mitjans i eixides d'aigua. A més, de realitzar-se anàlisi de cabals i precipitacions dins del balanç hídric.

Els resultats de l'estudi indiquen que els aiguamolls artificials exercixen un paper crucial en la mitigació de la contaminació per nitrogen. S'observa un cabal d'ingrés d'aigua mitjana de 37.26 L/s (L1) i 32.53 L/s (L2) un augment d'ingrés de cabal respecte a anys anteriors de 14.97% (L1) i 29.21% (L2), amb una significativa reducció en les concentracions de nitrats en les èpoques de tardor i primavera a temperatures entre els 15-22 °C, atribuïda principalment a percentatges alts de remoció de nitrats del 41.02% (L1) i 39.21% (L2). L'eficiència d'estos processos varia en funció de factors com la temperatura, referint que si bé en els mesos que abasten les estacions de primavera-estiu les concentracions de nitrats van ser menors ho són perquè l'eficiència de remoció és més alta i no puix que es tenen concentracions d'entrada inferiors.

En analitzar la qualitat d'aigua en termes de *OD per exemple s'observa que conforme el cabal d'aigua avança en el seu curs a través de les línies des de l'ingrés a l'eixida de l'aigua s'arriben a incrementar des d'1.2 *a 1.6 mg/L per cada línia.

Es conclou que, encara que els aiguamolls artificials són efectius en la reducció de nitrats en l'Albufera, l'optimització del seu disseny i gestió podria millorar encara més el seu rendiment. Estratègies com la diversificació de la vegetació i el control de les càrregues de nutrients són d'utilitat per a maximitzar els beneficis ambientals d'estos sistemes.

PARAULES CLAU: AIGUAMOLLS, NITRATS, ANÀLISIS.

1. Introducción

Los humedales son considerados áreas de gran valor ecológico como antrópico, al ser naturalmente zonas de transición entre los sistemas terrestres y acuáticos sus superficies permanecen inundadas de forma continua y están propensas a convertirse en suelos saturados o alterar sus propiedades debido a los cambios químicos, físicos y biológicos que ocurren durante las inundaciones.

Las características de estas zonas dependerán de las condiciones de sus aguas y su entorno geográfico, cabe mencionar que muchos procesos de descarga de aguas residuales han tenido lugar en estos sitios de forma tradicional, adicionalmente desde años atrás ha proliferado la construcción humedales artificiales con fines de tratamiento de aguas residuales en diferentes zonas siendo calificados como ecológicos, sostenibles y sobre todo eficientes en el tratamiento del agua, con características eco sistémicas adicionales como su capacidad de albergar una gran biodiversidad de especies de animales, así como vegetales de desarrollo hidrófilo, dependientes del agua (Carvalho et al., 2017). Respecto a su valor antrópico, sirven en múltiples ocasiones como áreas destinadas a la producción de alimentos, así como pueden ser empleados para la obtención de otros tipos de materias primas (Vymazal, 2020).

Gracias a la dinámica de su formación y composición, estas zonas tienen propiedades únicas entre los principales grupos de ecosistemas de la Tierra que los convierten en flexibles para su aprovechamiento en el tratamiento de aguas residuales. El diseño de humedales debe estar acorde a las dinámicas del tejido urbano y el ecosistema, conjuntamente con facilitar servicios de depuración de agua sus ventajas adicionales pueden incluir: almacenamiento de agua para procesos de evapotranspiración con el fin de aminorar inundaciones, siendo además un tratamiento apto para lodos que contribuiría a la reducción del efecto del calentamiento urbano (Hallack et al., 2014) producción de biomasa (Insignares & Castillo, 2013), recuperación de nutrientes, creación de ambientes paisajísticos (Martínez et al., 2014) y el fomento de la biodiversidad directamente o por medio de la creación de nuevos hábitats (Bernúes et al., 2017).

La potenciación de humedales busca la implementación de técnicas de depuración natural y la creación de hábitats diversos que resaltan su valor como modelo de manejo ambiental y puede ser replicado en otras áreas con desafíos similares. A sabiendas que, las aguas vertidas en humedales pueden contener residuales provenientes de actividades industriales, agrícolas, aguas servidas o lixiviados de vertederos que contienen compuestos nitrogenados y han generado varios fenómenos negativos en los ambientes acuáticos entre ellos afectaciones a la fauna al considerarse un elemento tóxico para la misma y la disminución de la cantidad de oxígeno disuelto (Langergraber et al., 2013).

Para los tratamientos de aguas la eficiencia de la remoción de materia orgánica generalmente se llega a cumplir de manera exitosa pero la eficiencia respecto a la remoción del nitrógeno suele ser menor. En muchos sistemas europeos se reportan

porcentajes de remoción promedio de nitrógeno amoniacal en operaciones a largo plazo de solamente el 35% y es superior al 50% después de realizar modificaciones específicas. De forma similar los humedales de aguas pluviales típicamente logran remover solamente alrededor del 45% del nitrógeno total, del cual la mayoría es el correspondiente a partículas de nitrógeno orgánico. En definitiva, los humedales diseñados con criterios tradicionales no suelen ser concretamente eficientes para la eliminación de este tipo de nutriente (Vymazal, 2017).

Gracias a la necesidad de aprovechamiento de los humedales y su manejo para la mejora de la calidad del agua han surgido iniciativas como la de “El Tancat de la Pipa”, una reserva dentro del Parque Natural de la Albufera en el municipio de Valencia donde gracias a un proceso de restauración ecológica, se han recreado ambientes de agua dulce propios del humedal, con el objetivo de recuperar el aspecto del mismo mitigando la contaminación y degradación que ha sufrido en los últimos años. Mediante el proceso de restauración ecológica hectáreas de arrozal fueron transformadas en un conjunto de hábitats de agua dulce que funcionan como reserva de biodiversidad gracias al proceso de mejoramiento de la calidad del agua que se desarrolla en sus filtros verdes y lagunas, cabe mencionar que el agua se recoge de los canales del Albufera para, al hacerla pasar a través de los humedales, reducir las concentraciones de contaminantes antes de ser devuelta al lago.

La calidad del agua de la zona debe controlarse permanentemente y dentro de los parámetros para la evaluación de la misma se incluyen las características físicas, los sólidos (sedimentables, totales, suspendidos y/o disueltos), la turbidez, color, olor, sabor y la temperatura. Mientras que para las características químicas generalmente se analiza materia orgánica, nutrientes (nitrógeno y fósforo), pH, alcalinidad, aceites y grasas. Para finalmente, considerar las características biológicas establecidas por los microorganismos (helmintos, virus, protozoos, hongos, algas y bacterias) (Langergraber et al., 2013).

El presente estudio está enfocado en la remoción de nitrógeno, la misma que se puede lograr mediante dos procesos principales, fisicoquímicos y técnicas de tratamiento biológico. La eliminación tradicional biológica de nitrógeno de aguas residuales, es un proceso basado principalmente en la combinación de nitrificación aeróbica y la desnitrificación anaeróbica. Sin embargo, son muchas las cuestiones a analizar alrededor de estos procesos, por ejemplo, la necesidad de una fuente adicional de carbono en aguas residuales con bajas relaciones de tipo C/N, un requisito para grandes áreas de tratamiento que genera altos costos de mantenimiento o, por otro lado, el uso de procesos de asimilación por plantas o ayudados por el aprovechamiento de biomasa (Tournebize, 2017).

El aporte de los procesos fisicoquímicos a la remoción del nitrógeno total es generalmente alto en los humedales artificiales, pero se ha estudiado que disminuye con el tiempo (Lee et al., 2009). Aunque muchos procesos fisicoquímicos pueden tomar lugar en los

humedales construidos, los principales mecanismos para la eliminación del nitrógeno son la adsorción de amoníaco y la sedimentación (Abdel-Sabour, 2014).

Numerosos factores ambientales pueden influir en la eliminación de nitrógeno. Dentro de los principales están la temperatura, la TRH (tiempo de retención hidráulico) y densidad de vegetación, las características de las comunidades microbianas, el clima, la distribución de aguas residuales entre otras. Estos factores a menudo están íntimamente relacionados y un cambio en un factor puede producir alteraciones en los otros. Por tal razón se abre el campo de estudio al enfoque no sólo de la nitrificación y des nitrificación como procesos de eliminación de nutrientes tradicionales, sino también al uso de nuevas tecnologías para lograr procesos sostenibles.

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

El objetivo de este trabajo es analizar el rendimiento de los procesos de eliminación del nitrato en las aguas de los humedales artificiales en la Albufera de Valencia, España e identificar las variables con las cuales estos procesos pueden estar relacionados.

2.2 Objetivos específicos

- Estudiar la variación de las concentraciones de nitratos a lo largo del recorrido del agua a través del Tancat de la Pipa entre 2017 - 2021 y la variabilidad en los datos recogidos.
- Evaluar el impacto de las variables químicas y ambientales en los mecanismos de eliminación de nitratos.
- Valorar las condiciones del agua a la salida del sistema para verificar el cumplimiento de los límites establecidos de vertido.

3. Introducción

3.1 Humedales. Generalidades.

Los humedales son áreas de transición entre ecosistemas terrestres y acuáticos, caracterizadas por su poca profundidad. Comúnmente se encuentran en llanuras inundadas cercanas a ríos o lagos. Sin embargo, algunos humedales pueden estar aislados y alejados de cuerpos de agua superficiales, en cuyo caso son las aguas subterráneas las que los alimentan. El ecosistema de los humedales, incluyendo su flora y fauna, depende principalmente del agua. Por ello, el suelo debe ser capaz de retener agua estancada o en movimiento durante un periodo prolongado, evitando que el humedal se seque a lo largo del año. Durante este tiempo, el agua crea las condiciones necesarias para el crecimiento de especies vegetales y proporciona un hábitat adecuado para la fauna (Bernúes et al., 2017).

3.1.1 Tipos de humedales

Las características de los humedales definen su tipo y varían según las características del terreno, el clima, el relieve y la vegetación de cada región.

Según la Convención de RAMSAR (Aquae Foundation, 2015) existen seis tipos de humedales:

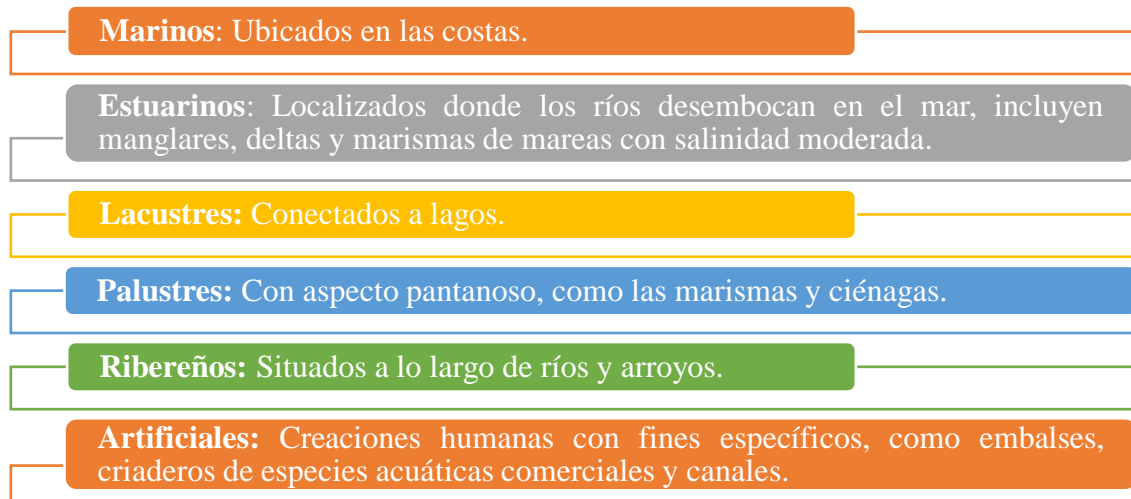


Figura 1. Tipos de humedales.

Estos sistemas utilizan la capacidad natural de los humedales para filtrar y purificar el agua, gracias a la acción conjunta de plantas, microorganismos y el suelo. Los humedales pueden tratar varios tipos de aguas, incluyendo:

Aguas residuales urbanas: Procedentes de áreas residenciales y comerciales, incluyendo aguas grises y negras.

Aguas industriales: Efluentes de ciertas industrias que pueden ser tratados mediante humedales construidos.

Aguas agrícolas: Incluyendo el drenaje de campos de cultivo que contiene pesticidas y fertilizantes.

Aguas pluviales: Aguas de lluvia recogidas en áreas urbanas que pueden contener contaminantes de superficies impermeables.

Aguas de lixiviados: Procedentes de vertederos de residuos sólidos que contienen altas concentraciones de contaminantes.

Dentro de las ventajas del uso de humedales para el tratamiento de aguas están la selección flexible del sitio, su facilidad de operación y mantenimiento dentro de un hábitat de vida silvestre y el respeto a la integridad de sus alrededores, así como una alta estabilidad bajo condiciones ambientales cambiantes. Los humedales construidos artificialmente son considerados grandes sistemas pasivos con largos tiempos de residencia. Por el contrario, las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales se basan en un funcionamiento intensivo con tiempos de residencia cortos (Álvarez-Rogel et al., 2020). Además, los sistemas de tratamiento habituales de concreto tienen como desventaja el exceso de producción de lodos, alta demanda de energía y alto costo para operación y mantenimiento. Definitivamente un plus a la conservación de la biodiversidad y la investigación ambiental.

La importancia de los humedales sigue siendo un asunto pendiente para gobiernos e instituciones. Desde 1700, se ha perdido hasta un 87% de los humedales a nivel mundial. Según RAMSAR (Aquae Foundation, 2015), esto significa que estamos perdiendo estos ecosistemas tres veces más rápido que los bosques naturales. Las especies que dependen de los humedales están en grave declive. Desde 1970, las poblaciones de especies de humedales continentales han disminuido en un 81%, y las especies costeras y marinas en un 36%.

En resumen, los humedales son uno de los principales componentes del patrimonio natural de la Tierra. Esto resalta la importancia de los humedales para la supervivencia humana. Por lo tanto, debemos proteger estos ecosistemas para evitar su desaparición. Incluso las acciones más pequeñas pueden ayudar a cuidar estos entornos naturales. Es crucial desarrollar hábitos respetuosos con el medio ambiente para asegurar la supervivencia de estos valiosos ecosistemas. Celebraciones como el Día Mundial de los Humedales ayudan a concienciar a la sociedad sobre la importancia de estos entornos naturales y a fomentar su protección.

3.1.2 Humedales artificiales

El Tancat de la Pipa en la Albufera de Valencia es un ejemplo de humedal artificial. Este tipo de humedal ha sido creado y gestionado con el objetivo de restaurar y mejorar los ecosistemas acuáticos naturales.

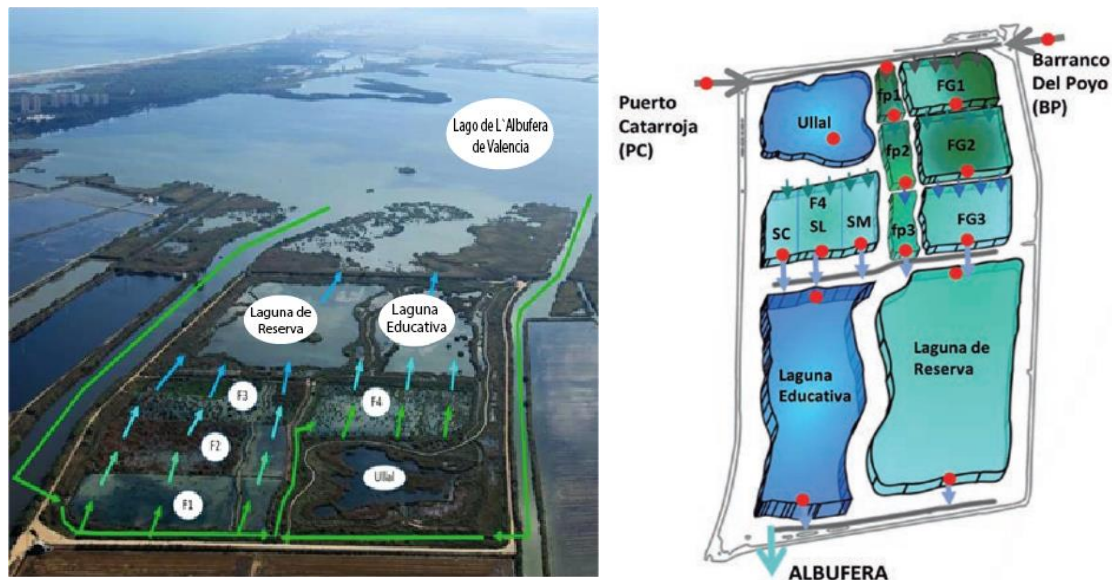


Figura 2. El Tancat de la Pipa. Ilustración.

Fuente de ilustración: Obtenido de: Confederación Hidrográfica del Júcar. <https://www.chj.es/es-es/ciudadano/salaprensa/Paginas/Rehabilitaci%C3%B3nTancatDeLaPipa.aspx>

En los humedales crecen y se desarrollan diferentes tipos de especies vegetales, animales y microorganismos que se adaptan a las condiciones de inundación temporales o permanentes. En este tipo de ecosistema tienen lugar procesos físicos y químicos que pueden depurar el agua al eliminar grandes cantidades de materia orgánica, sólidos en suspensión, nitrógeno, fósforo e incluso productos tóxicos (Langergraber et al., 2013). Los componentes principales de los HA (humedales artificiales) son:

- **Sustrato o material granular:** Soporte de la vegetación que admite la fijación de una bio película bacteriana que se emplea en la mayoría de los procesos de eliminación de contaminantes presentes en las aguas a tratar.
- **Vegetación:** Referente a las macrófitas emergentes que contribuyen a la oxigenación del sustrato a nivel de la rizosfera, a la expulsión de nutrientes por procesos de absorción/extracción y al desarrollo de la bio película bacteriana.
- **Agua a tratar o influente:** Que pasa a través del sustrato y la vegetación.

A continuación, se muestra una ilustración de los principales componentes de los HA:

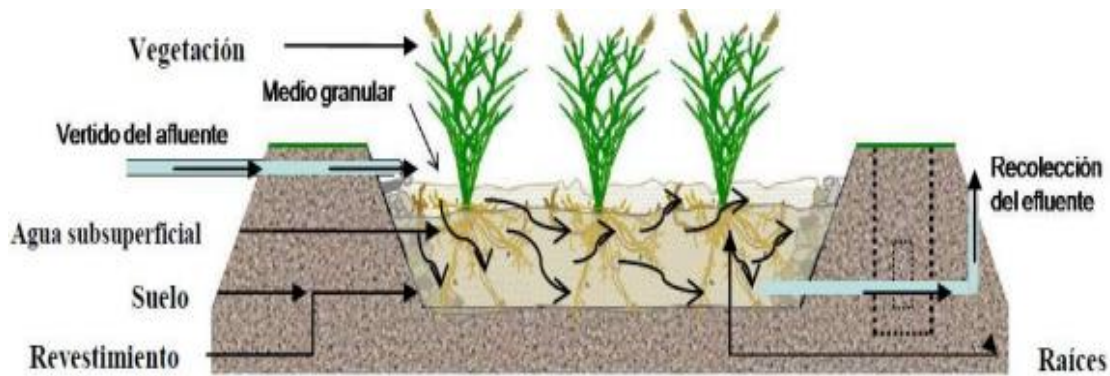


Figura 3. Sección transversal y longitudinal de un Humedal Artificial.

Fuente de ilustración: (adaptado de García Serrano & Corzo Hernández, 2008)

Los mecanismos por los que este tipo de sistemas son capaces de depurar las aguas residuales se basan en (Carvalho et al., 2017)

- Eliminación de sólidos en suspensión mediante procesos de filtración entre el sustrato y las raíces.
- Eliminación de materia orgánica por la acción de los microorganismos principalmente bacterias aerobios (con O_2) o anaerobios (sin O_2).
- Eliminación de nitrógeno por acción de las plantas, o por procesos de nitrificación-des nitrificación que tienen lugar en los microorganismos.
- Eliminación de fósforo a través de fenómenos de adsorción sobre los componentes del sustrato.
- Eliminación de patógenos con la adsorción sobre partículas del sustrato, los fenómenos de toxicidad producida por las raíces de las plantas y las operaciones depredadoras de bacteriófagos y protozoos.

De acuerdo al sentido de circulación del flujo de agua, se pueden clasificar los diferentes tipos de humedales artificiales, así como en base a los subsistemas y clases resultantes de la aplicación de variables relacionadas como el tipo de vegetación, sustrato y condición hídrica (Fennessy, 1997), en la figura se resume brevemente dicha clasificación:



Figura 4. Clasificación de los humedales artificiales

Fuente de ilustración: Adaptado de: (V. Luna & Aburto, 2014)

3.1.2.1 Humedales artificiales de flujo sub superficial horizontal y vertical.

En los humedales artificiales, se llevan a cabo una serie de procesos biológicos, físicos y químicos entre ellos: adsorción, precipitación, filtración, nitrificación, depredación, descomposición. Donde el proceso considerado de mayor importancia es la filtración biológica, que se ejecuta con películas de tipo bio film conformadas de bacterias aerobias y facultativas (Hallack et al., 2014).

Para tal propósito están conformados por un sustrato (arena, gravilla, grava), que sirve de base para la vegetación y fija la población microbiana. Conjuntamente, se emplean con la vegetación acuática, especies que proporcionan una superficie adecuada para la formación de películas bacterianas que contribuyen a la oxigenación del sustrato y la eliminación de nutrientes. Los humedales artificiales de flujo sub superficial, están diseñados para mantener el nivel de agua totalmente por debajo de la superficie del lecho filtrante, logrando con esto evadir los problemas de proliferación de insectos (Hoffmann et al., 2011).

Según la dirección de circulación del agua, pueden clasificarse en humedales de flujo sub superficiales en horizontales (HFH) y verticales (HFV):

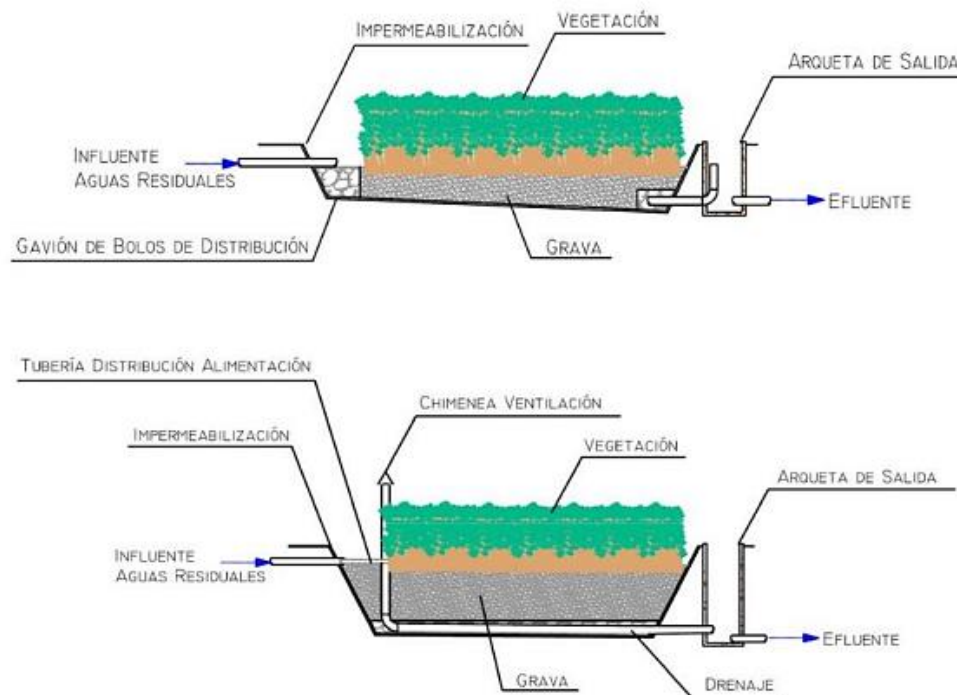


Figura 5. Cortes longitudinales de Humedales Artificiales de Flujo Sub superficial Horizontal y Vertical.

Fuente de ilustración: Adaptado de: (V. Luna & Aburto, 2014). Obtenido de:

<https://www.iagua.es/blogs/juan-jose-salas/introduccion-humedales-artificiales-como-tratamiento-aguas-residuales>

3.1.3 Humedales y remoción de contaminantes

El agua purificada que se produce en los humedales artificiales es apta para reutilizar, la reutilización del riego se practica en alrededor del 30% de los humedales artificiales de Australia (Merz, 2020). Brindando oportunidades de educación ambiental, recreación y actividades al aire libre, al tiempo que actúan como un tampón hidrológico de tipo reservorio y eliminan organismos patógenos (Salguero, 2021).

En un tratamiento típico de aguas residuales con sistemas de plantas de acero y hormigón las características de eliminación de contaminantes reportadas son generalmente 80-95% para demanda biológica de oxígeno (DBO), 70- 80% para sólidos suspendidos (SS), 20-30% para nitrógeno total (NT), y menos de 20% para fósforo total (PT). Mientras que para humedales se reportan datos de 80–90% para (DBO), 80–90% para (SS), 40–50% para (NT) y entre 50–60% para (PT), donde los rendimientos son notoriamente superiores (Lee et al., 2009).

Como se ha mencionado previamente la concentración de nitrógeno suele ser motivo de preocupación debido a su potencial de causar efectos adversos en las fuentes de agua. Entre las especies de nitrógeno inorgánico disuelto se encuentran el nitrato (NO_3), nitrito (NO_2), y amoníaco (NH_3) o amonio (NH_4^+) que tiene un alto impacto en los ecosistemas acuáticos al estar disponible con facilidad para su absorción por microorganismos. Refiriendo que los tipos de formas de nitrógeno detallados previamente en humedales artificiales puede eliminarse a través de procesos de tratamiento específicos y como combinaciones de nitrificación - desnitrificación y sedimentación, particularmente en la interfase sedimento-agua y agua-planta (Lee et al., 2009)(Abdel-Sabour, 2014).

Se considera que es menester generar un proceso más detallado en lo que respecta a la transformación del nitrógeno y sus mecanismos de eliminación. Con la exploración de mecanismos explícitos de transformación de nitrógeno basado en la consideración de la cinética y las interacciones entre las comunidades microbianas y las plantas emergentes (Akratos & Tsihrintzis, 2007).

3.2 Eliminación biológica de nitrógeno

3.2.1 Ciclo del nitrógeno y sus características.

La siguiente figura presenta un esquema del ciclo biológico del nitrógeno que involucra cinco procesos principales: la asimilación, la mineralización (amonificación), la nitrificación, la desnitrificación y la fijación.

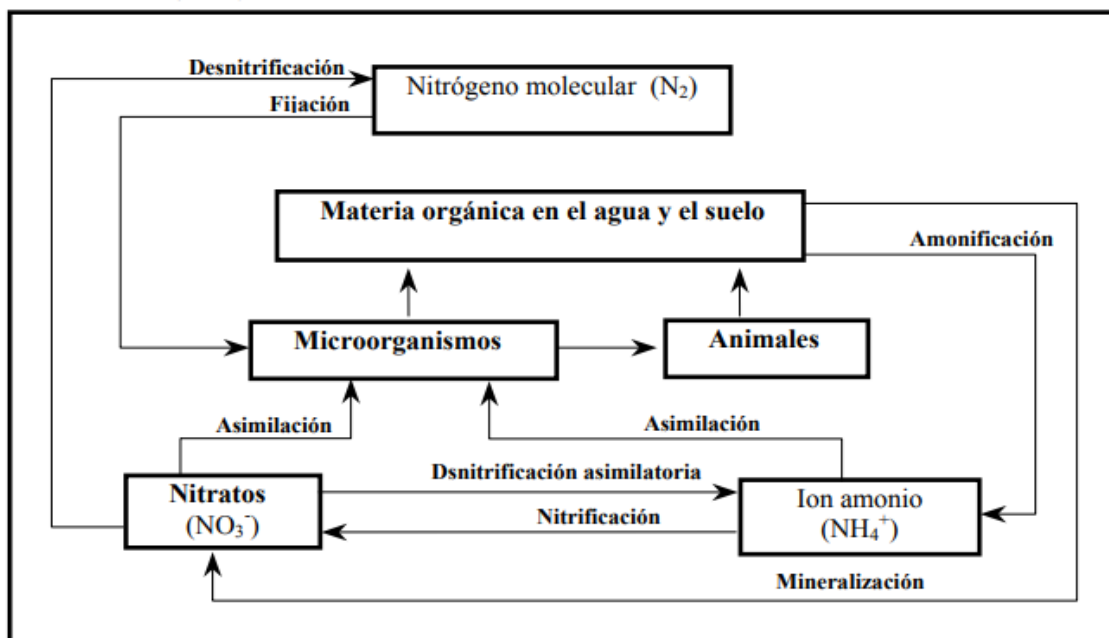


Figura 6. Ciclo biológico del nitrógeno

Fuente de ilustración: Esquema adaptado de (Ralph, 1974).

3.2.1.1 La asimilación

La asimilación es el proceso de manejo de las formas inorgánicas del nitrógeno para el crecimiento de microorganismos. La principal forma asimilable del nitrógeno es el NH_4^+ , pero ciertos microorganismos son capaces de asimilar los iones de óxido de nitrógeno (NO_3^-) (Fennessy, 1997).

3.2.1.2 La mineralización

A través de la mineralización se pretende generar las formas inorgánicas del nitrógeno a partir de la degradación de compuestos orgánicos entre ellos urea, proteínas y aminoácidos. Las formas inorgánicas pueden ser más fácilmente asimiladas. Cuando el producto final de la mineralización es el ion NH_4^+ , el proceso es conocido como amonificación (Akratos & Tsihrintzis, 2007).

3.2.1.3 La fijación

Mediante la fijación se busca promover la transformación del nitrógeno molecular (N_2) del aire en NH_4^+ , para su asimilación y fijación a la biomasa. Este procedimiento se restringe a ciertos grupos de microorganismos:

1. Bacterias fijadoras de nitrógeno, entre las cuales los géneros más importantes son *Azotobacter* y *Clostridium*.
2. Algas verde azules o cyanobacterias cuyos géneros principales son *Annabaena* et *Nosto*.

3. Bacterias simbióticas del género *Rhizobium* que viven en simbiosis con las plantas, como son ciertas leguminosas.

3.2.1.4 La nitrificación

Proceso biológico de uso y transformación de NH_4^+ en NO_3^- por la acción de microorganismos aerobios que emplean el oxígeno disuelto en el agua para oxidar al ión amonio. El proceso se da en dos etapas. De principio las bacterias nitrosas (del género *Nitrosomonas*) utilizan y transforman el ion amonio (NH_4^+) en nitritos (nitritación). Posteriormente, las bacterias nítricas utilizan y transforman los nitritos en nitratos (nitratación).

Se conoce que la nitratación es catalizada por microorganismos del género *Nitrobacter*, algunos autores (Fennessy, 1997) han reportado que en varios sistemas de tratamiento de aguas residuales la nitratación también se efectuaría por el género *Nitrospira*. Independientemente del hecho de tener bacterias autótrofas o heterótrofas, en su totalidad tienen un metabolismo aerobio estricto. En general su requerimiento en oxígeno ha sido calculado en 4.57 mg de O_2 por mg de NH_4^+ oxidado y transformado en NO_x .

3.2.1.5 La desnitrificación

Este proceso es calificado como la reducción no asimilatoria de las formas oxidadas de nitrógeno (NO_2^- y NO_3^-) en nitrógeno molecular. Lo ejecutan bacterias aerobias facultativas que utilizan el oxígeno molecular como aceptor final de electrones (Vymazal, 2020). En ausencia de O_2 y en presencia de nitratos o de nitritos en un medio carente de oxígeno estos organismos tienen la capacidad de modificar su metabolismo y manejar los óxidos de nitrógeno como aceptores de electrones (Knowles, 1982).

Se lleva a cabo por diversos grupos de bacterias, pero comúnmente son microorganismos heterótrofos y menos frecuentemente de organismos autótrofos (entre ellos *Thiobacillus denitrificans* y *Mocrococcus denitrificans*), entre los cuales la cinética de desnitrificación es más lenta.

Posteriormente se requiere de una fuente de carbono fácilmente asimilable en ausencia de oxígeno para llevar a cabo la desnitrificación heterótrofa.

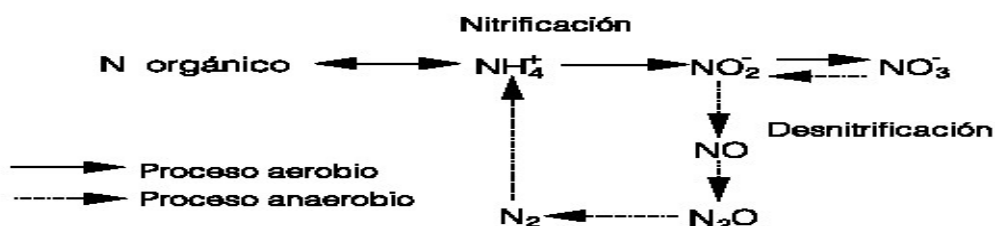


Figura 7. Nitrificación y desnitrificación

Fuente de ilustración: Tomado de: (Jarpa, 2007). Obtenido de:
http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442007001000008

De los procesos descritos previamente, la nitrificación y la desnitrificación son consideradas las vías más importantes de eliminación de nitrógeno en suelos y en sistemas de tratamiento de aguas residuales.

3.2.2 Transformaciones del nitrógeno por procesos diferentes al de nitrificación y desnitrificación convencional

Los cambios físicos, químicos y biológicos del nitrógeno, han sido ampliamente estudiados tanto para suelos como en procesos de tratamiento de aguas residuales. Como consecuencia de la preocupación mundial por conservar la productividad de los suelos de cultivo y forestales para evitar la erosión, se han llevado a cabo múltiples estudios en los que se ha especificado que en gran parte esto se debe a la pérdida de nitrógeno del suelo.

Posteriormente fue posible comprobar que una fracción del nitrógeno de los suelos es eliminada hacia la atmósfera a través de series de reacciones biológicas diferentes de la des nitrificación (Fennessy, 1997). Las investigaciones que fueron llevadas a cabo a partir de dichas observaciones demuestran que existe un grupo de microorganismos nitrificantes que transforman los NO_x en N_2O y posteriormente hasta N_2 (Smith y Zimmerman, 1981). Un proceso de similares características tiene lugar en los sistemas de tratamiento de aguas residuales. El análisis de las transformaciones del nitrógeno dentro de estos sistemas depurativos es reciente e involucra a la eliminación del nitrógeno y del fósforo de las aguas residuales como un tratamiento terciario de purificación.

Para la eliminación del nitrógeno de las aguas residuales se emplean técnicas de nitrificación autótrofa y a continuación una desnitrificación heterótrofa en ausencia de oxígeno, que se llevan a cabo en dos reactores separados (aerobio/anaerobio) controlados con la aireación.

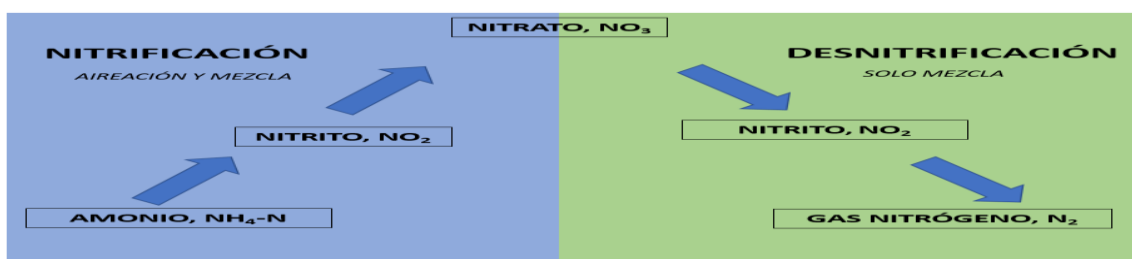


Figura 8. Esquema de nitrificación/ desnitrificación

Fuente de ilustración: Adaptado de (Lee et al., 2009)

Estas observaciones hicieron posible entender que: una fracción del nitrógeno se pierde bajo condiciones aerobias durante la etapa de nitrificación. Los procesos descubiertos incluyen la nitrificación y desnitrificación simultanea (NDS), la desnitrificación por microorganismos nitrificantes (autótrofos y heterótrofos) y el fenómeno de co-respiración de NO_x y de oxígeno disuelto que se presenta entre las bacterias desnitrificantes (Vymazal, 2017).

3.2.2.1 Nitrificación y desnitrificación simultánea

Dentro de los procesos de transformación del nitrógeno en forma gaseosa, el más conocido y estudiado corresponde a la nitrificación y desnitrificación simultánea (NDS). En este proceso las condiciones aerobias y de anoxia para activar el metabolismo de nitrificación y de desnitrificación no están dadas por rectores diferentes, ni por una aireación secuencial dentro del mismo reactor, sino más bien, por la formación de micro zonas sin oxígeno en el interior de los consorcios bacterianos presentes en un reactor en aireación. En dichas micro zonas, el oxígeno no es capaz de penetrar, pero los NOx generados por las bacterias nitrificantes si (Masuda et al., 1991).

La nitrificación y desnitrificación simultánea puede presentarse en sistemas con biomasa fija (Masuda et al., 1991), sistemas con biomasa suspendida o al interior de los flóculos biológicos. Se reportan además comportamientos similares para los flocos de lodos activados en plantas de tratamiento poco aireadas que contienen concentraciones muy bajas de oxígeno disuelto. En este caso, coexisten en el interior de los flóculos una zona aerobia (exterior) para la nitrificación y una zona anaerobia (específicamente anóxica) que se encuentra en el interior del flóculo en donde ocurre la desnitrificación. Este sistema de tratamiento es reconocido como: “The SymBio process”.

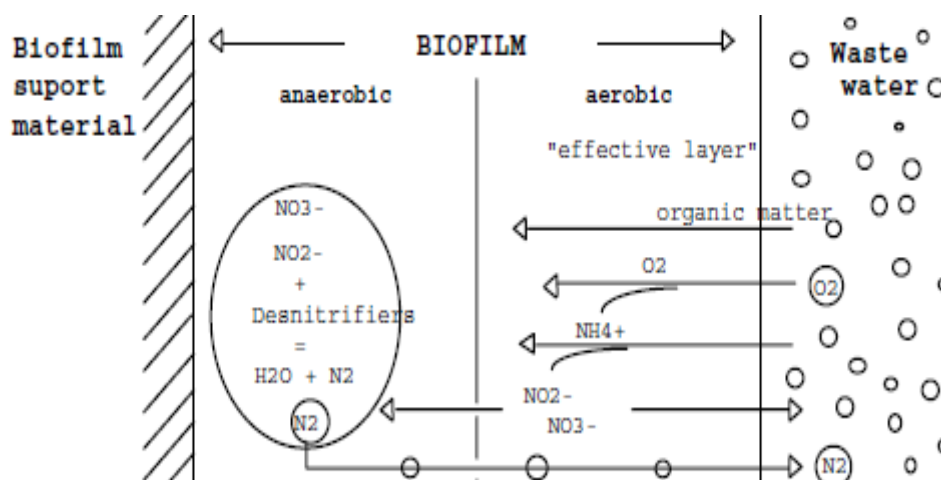


Figura 9. Esquema teórico de la nitrificación y des nitrificación simultánea en una bio película aireada
Fuente de ilustración: Tomado de (Fennessy, 1997).

La existencia de un proceso de NDS es generalmente difícil de demostrar debido a:

1. La dificultad para medir las emisiones gaseosas (N_2O y N_2)
2. La complejidad para medir los procesos físicos y químicos al interior de los consorcios bacterianos.
3. El trabajo que implica la identificación de los microorganismos participantes
4. En el caso de las biopelículas, la dificultad de manejo del material de soporte.

3.2.2.2 La quimio-desnitrificación

Se trata de una serie de reacciones de óxido-reducción que llevan a la formación de HNO_2 , NO y N_2O . La reacción más importante es la destrucción de nitritos, catalizada por valores de pH bajos. Hasta ahora este proceso de quimio-desnitrificación no había sido reportado para los sistemas de tratamiento de aguas residuales, pero recientemente (Fennessy, 1997) han encontrado que las condiciones ambientales que hacen posible la quimio-desnitrificación en suelos (acidez, humedad, buena aireación y alto contenido de materia orgánica) se encuentran también presentes en los sistemas de biofiltración sobre medio orgánico utilizados en la actualidad para tratar diferentes efluentes de aguas residuales. Los procesos físicos, químicos y biológicos de eliminación de nitrógeno (descritos anteriormente), están de acuerdo en afirmar la participación relativa de dichos procesos en la eliminación del nitrógeno en el suelo es mínima comparada con la eliminación por nitrificación y desnitrificación convencional. Sin embargo, estas vías metabólicas pueden convertirse en la vía principal de eliminación de nitrógeno cuando las condiciones particulares que las favorecen se encuentran presentes en un sistema de tratamiento de aguas residuales (Fennessy, 1997).

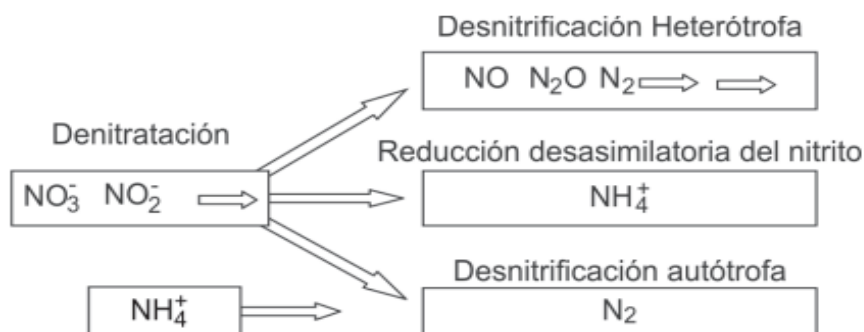


Figura 10. Formas de desnitrificación
Fuente de ilustración: (Sanabria, 2009)

3.2.3 Absorción de plantas

La absorción de amoníaco y nitrato por macrófitos convierte nitrógeno inorgánico en compuestos orgánicos. La capacidad de las plantas enraizadas de usar nutrientes de sedimentos explica en parte su rendimiento extensivo en comparación con las algas planctónicas en muchos sistemas. Varias especies de plantas difieren en sus formas preferidas de nitrógeno absorbido, dependiendo de las formas disponibles en el humedal. Siendo el NH_4^+ el más común en los macrófitos que viven en ambientes con nitrificación limitada, donde el ión es abundante. La tasa de absorción y almacenamiento de nutrientes por parte de las plantas depende de la concentración de nutrientes de sus tejidos (Lee et al., 2009).

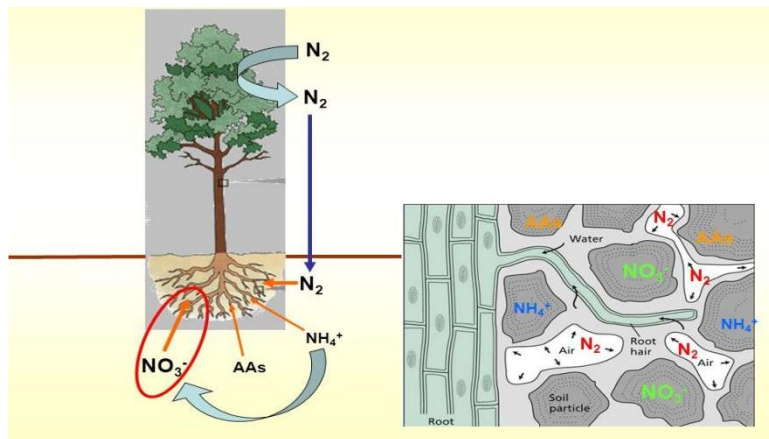


Figura 11. Absorción de nitrógeno por las plantas

Fuente de ilustración: Fuente de ilustración: (Sanabria, 2009).

Se ha demostrado la eficiencia en la reducción de nitratos, según las siguientes referencias (Salguero, 2021)):

Humedales con Carrizo: Se ha observado que los humedales con carrizo pueden reducir las concentraciones de nitratos en el agua de entrada en un 40-60%.

Humedales con Lirios: Los lirios también son efectivos, y estudios han mostrado reducciones de nitratos de alrededor del 30-50%.

3.2.4 Procesos fisicoquímicos

La contribución de los procesos fisicoquímicos a la remoción del nitrógeno total es generalmente alta en los humedales artificiales, pero disminuye con el tiempo. Aunque muchos procesos fisicoquímicos pueden tomar lugar en los humedales construidos, los principales mecanismos para la eliminación del nitrógeno son la adsorción de amoníaco y la sedimentación.

3.2.5 Adsorción de amoníaco

En los humedales construidos, el amoníaco adsorbido se une débilmente a los sustratos y se puede liberar fácilmente cuando en el agua cambian las condiciones químicas. Cuando la concentración de amoníaco en la columna de agua se reduce como resultado de la nitrificación, se adsorberá algo de amoníaco para recuperar el equilibrio con la nueva concentración. Si la concentración de amoníaco en el agua aumenta la columna, el amoníaco adsorbido también aumentará. Si los sustratos de los humedales están expuestos al oxígeno, se adsorbe el amonio y se puede oxidar a nitrato por drenaje periódico. El ión amonio generalmente se adsorbe como un ión intercambiable en arcillas y puede ser adsorbido por sustancias húmicas (humus). Se ha reportado que la velocidad y el alcance de estas reacciones son influenciadas por varios factores como el tipo y la cantidad de arcilla, patrones alternantes de inmersión y secado, características de la materia orgánica del suelo, el período de inmersión y la presencia de vegetación (Gersberg et al., 1983).

3.2.6 Sedimentación

La mayoría de las partículas de nitrógeno orgánico en los humedales construidos se elimina por sedimentación. Las partículas pueden depositarse en el suelo del humedal o pueden adherirse a los tallos de las plantas, los materiales descompuestos de bajo peso molecular son utilizados por microorganismos y la vegetación. Para la remoción de nitrógeno en humedales, la combinación de procesos físicos y químicos se pueden emplear en varios procesos, un método de sedimentación mejorada utiliza fosfato de magnesio y amonio (MAP), como reactivo de precipitación.

3.2.7 Factores ambientales que afectan al nitrógeno eficiencia de eliminación

Considerando que los contaminantes son removidos por una variedad de procesos fisicoquímicos y biológicos en construcciones de humedales, numerosos factores ambientales pueden influir en la eliminación de nitrógeno. Los factores principales incluyen temperatura, TRH, el clima y la distribución de aguas residuales. Siendo los factores más significativos la temperatura y TRH.

3.2.7.1 Temperatura

La temperatura, como factor ambiental clave, es importante en relación con las actividades de las bacterias nitrificantes y la potencial desnitrificación en humedales de tratamiento biológico, se ha reportado que una remoción de nitrógeno es más eficiente a 20 - 25°C y las temperaturas afectan tanto la actividad microbiana como las tasas de difusión de oxígeno.

Las actividades microbianas relacionadas a la nitrificación y des nitrificación puede disminuir considerablemente en temperaturas del agua por debajo de 15 °C o por encima de 30°C (Prado et al., 2017). Varios estudios han demostrado que la actividad desnitrificante de bacterias en sedimentos de humedales construidos es generalmente más robusta en primavera y verano que en otoño e invierno y la tasa general de eliminación de nitrato es mayor en verano que en invierno. Mientras que la desnitrificación comúnmente cesa a temperaturas por debajo de 5 °C. El rango de temperatura para la nitrificación es 30-40°C en suelos y la temperatura óptima de amonificación es 40 - 60°C, mientras que el pH óptimo está entre 6.5 y 8.5. A bajas temperaturas, la nitrificación puede ser insuficiente para evitar un aumento neto de concentración de amoníaco debido a la amonificación (Lee et al., 2009).

3.2.7.2 Tiempo de residencia hidráulico

El TRH juega un papel crítico en la eficiencia de eliminación de nitrógeno (Huang et al., 2000) describieron que las concentraciones de amonio y TKN (nitrógeno total Kjeldahl) en el efluente tratado disminuyen dramáticamente con el aumento de tiempo de residencia de las aguas residuales. En la mayoría de los sistemas de humedales, la eliminación del

nitrógeno requiere un TRH más prolongado en comparación con la requerida para la eliminación de DBO y DQO.

En consecuencia, la eficiencia respecto a la eliminación de nitrógeno varía mucho con las condiciones de flujo y la residencia tiempo. (Akratos & Tsihrintzis, 2007) informaron que en un humedal de tipo superficiales se requiere un TRH de 8 días por encima de 15°C, siendo de 14- 20 los días recomendados como óptimos.

3.2.8 Tipos de vegetación

Las raíces de los macrófitos proporcionan áreas de superficie para el desarrollo de microbios. En las zonas aeróbicas de crecimiento de humedales la rizosfera es la zona de reacción más energética en un edificio humedal, mientras que la zona de la raíz facilita varios cambios físicos y procesos bioquímicos causados por la relación de las plantas, comunidades microbianas, suelo y contaminantes.

Para mejorar el rendimiento del tratamiento y optimizar el diseño de diversas especies de plantas, se deben considerar las particularidades de los grupos de microorganismos y las relaciones entre las materias biogénicas y componentes particulares de los contaminantes. Las especies halófitas tienen un papel principal en los sistemas de tratamiento de aguas residuales debido a su fisiología de crecimiento, lo que asegura su viabilidad incluso bajo ambientes severos. Hay tres grupos centrales definidos dentro de estos sistemas: un sistema de acuicultura, un sistema hidro botánico y un sistema de suelo. En los sistemas de flujo vertical, el oxígeno en su mayoría entra al filtro del suelo por succión de agua, mientras que en flujo horizontal los sistemas de oxígeno ingresan principalmente al suelo por medio de halófitos.

Los macrófitos, que están adaptados a las rizosferas anóxicas, pueden sobrevivir debido a la capacidad de suministrar a sus raíces oxígeno de la atmósfera. En consecuencia, la relación entre las diferentes condiciones ambientales en la rizosfera y la bioquímica puede conducir a alteraciones anatómicas en las plantas. Muchas investigaciones han demostrado que el potencial redox de la rizosfera tiene un impacto clave en las tasas de liberación de oxígeno a través de las raíces de las halófitas.

La remoción de nutrientes por parte de las plantas emergentes se logra mediante dos procesos: absorción de la propia planta y la actividad del microorganismo alrededor del rizoma. Es importante considerar que la materia muerta acumulada en los suelos puede causar eutrofización, aumentando la DBO de agua dulce en humedales construidos durante mucho tiempo, por lo cual, la cosecha de plantas debe controlarse en un momento adecuado. Dada la comparativamente baja concentración de nutrientes, la biomasa vegetal comúnmente no se cosecha en Europa. Los resultados experimentales de la cosecha de plantas han mostrado resultados muy diferentes, caso por caso. Por lo tanto, se requiere una investigación más profunda sobre la cantidad óptima y el momento de la cosecha de la planta para mejorar el rendimiento del tratamiento.



Figura 12. Ilustración de vegetación en humedales

Fuente de ilustración: Obtenido de: Tancat de la Pipa. Sitio Oficial. <https://www.tancatdelapipa.net/que-es>

3.2.9 Otros factores

Otro elemento regulador importante de la desnitrificación es el transporte difusivo desde el agua aeróbica y el sustrato hasta las capas de sustrato anaeróbico. Como tal, la batimetría de humedales, varía en función de la profundidad del agua y el tipo de sedimento.

Las tasas de nitrificación y desnitrificación dependen del pH del agua, la presencia o el agotamiento del oxígeno disuelto (OD), tasa de carga hidráulica y el período del humedal.

El biofilm puede mejorar las tasas de desnitrificación porque las algas perifitas proporcionan una fuente de carbono deseable para los desnitrificadores. Bajo condiciones ricas en nutrientes las biopelículas muestran altas tasas de desnitrificación. De este modo, los profesionales de los humedales construidos deben considerar la interacción entre niveles de nutrientes, condiciones hidráulicas, disueltas concentraciones de oxígeno, y la cantidad y función de los perifiton (complejo conjunto de organismos de bacterias, hongos, algas y protozoos). Es necesario proporcionar ambientes bióticos adecuados para las comunidades microbianas. En consecuencia, para mantener y mejorar la eliminación de nitrógeno y la calidad del agua en humedales construidos, se debe prestar atención a los factores que promuevan las tasas de crecimiento de macrófitos y bacterias, como profundidad de siembra, cosecha de la flora hidrófita, optimización de temperatura, pH, concentración de oxígeno disuelto y TRH.

3.3 Ubicación y referencias

El Tancat de la Pipa es un área de reserva abierta al público, está ubicado en el Parque Natural de L'Albufera de Valencia, en la orilla norte de la laguna entre el final del canal del Port de Catarroja y la desembocadura del barranco del Poyo, en el municipio de Valencia. Es el resultado de un proceso de restauración ecológica llevado a cabo en el año 2007 por la Confederación Hidrográfica del Júcar, la conforman 40 Hectáreas de arrozal que fueron transformadas en un conjunto de hábitats de agua dulce que ahora actúan como reserva de biodiversidad gracias al proceso de mejora de la calidad del agua que se dan gracias a sus filtros verdes y lagunas.

- Coordenadas: 39.36810546612228, -0.3460951872281685.
- Dirección: Carretera del Palmar, S/N Rd,46012, 46470, Catarroja, Valencia, España

El actual Parque Natural de L'Albufera tiene su origen miles de años atrás, cuando un golfo marino que se extendía entre las desembocaduras de los ríos Túria y Júcar quedó, primero, aislado del mar Mediterráneo y, poco a poco, parcialmente rellenado con los aportes sedimentarios de los dos ríos. Pese a que su origen es marino el agua de la Albufera es dulce y originariamente su extensión era mayor que los actuales lindes del Parque Natural.

El Parque Natural de la Albufera, donde se encuentra el Tancat de la Pipa, está protegido por la normativa autonómica de la Comunidad Valenciana. Según la Ley 11/1994, de 27 de diciembre de Espacios Naturales Protegidos de la Comunidad Valenciana que regula la protección y gestión de los espacios naturales protegidos. Un ejemplo destacado de restauración ecológica y gestión sostenible de humedales que contribuye significativamente a la conservación de la biodiversidad, la mejora de la calidad del agua y la educación ambiental en la región de Valencia. La implementación de técnicas de depuración natural y la creación de hábitats diversos resaltan su valor como modelo de manejo ambiental que puede ser replicado en otras áreas con desafíos similares.

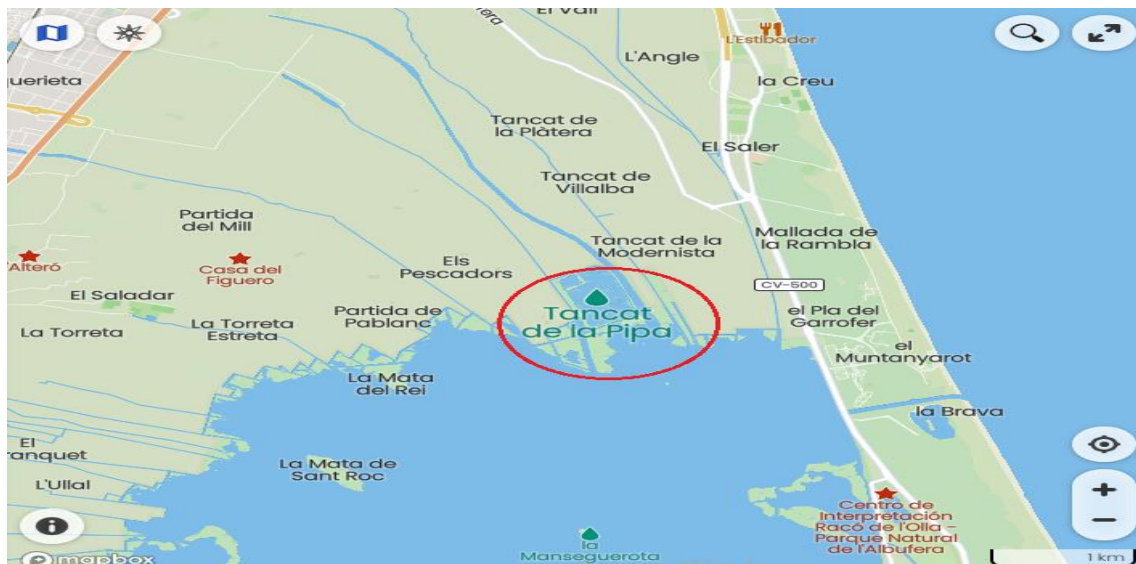


Figura 13. Ubicación de humedales Tancat de la Pipa.

Fuente de ilustración: Obtenido de: Tancat de la Pipa. Sitio Oficial. <https://www.tancatdelapipa.net/que-es>

Cuenta con una senda peatonal auto guiada de 1200 m de longitud, donde se pueden observar los manantiales de agua subterránea que se distribuyen por el parque natural. Se trata de una zona de aguas profundas y de buena calidad donde encuentran refugio especies sensibles a estas condiciones: algas carófitas o invertebrados acuáticos como los camarones.

Sus filtros verdes son las depuradoras naturales donde en 10 hectáreas de parcelas inundadas reciben agua de la Albufera cargada de nutrientes y sólidos en suspensión que son eliminados por la densa vegetación palustre-eneas, lirios carrizos y juncos que las cubren.

Las lagunas reciben el agua transparente de mayor calidad procedente de los filtros verdes y gracias a ello crecen pequeñas praderas de vegetación sumergida, una abundante franja de vegetación palustre y diversidad de invertebrados acuáticos. Son el hábitat apropiado para aves acuáticas como el pato colorado y la focha común.

En la actualidad, la Albufera está en un período de colmatación, debido a los numerosos aportes que recibe de los barrancos de su parte oeste. Su profundidad media es de menos de un metro, aunque en algunos puntos se pueden alcanzar los 130 centímetros.



Figura 14. Mapa de sitio Tancat de la Pipa.

Fuente de ilustración: Obtenido de: Tancat de la Pipa. Sitio Oficial. <https://www.tancatdelapipa.net/queshttps://www.tancatdelapipa.net/como-llegar>

3.3.1 L'Albufera de Valencia en la actualidad.

L'Albufera de Valencia ha sido un humedal continuamente transformado y controlado por generaciones de habitantes ribereños que explotaban los recursos naturales de la zona, como sal y leña, además de actividades de caza y pesca. En el siglo XVIII, pasó de ser una marisma salobre a un sistema de agua dulce totalmente transformado para priorizar el cultivo del arroz, manteniendo un equilibrio ecológico estable. El agua de los ríos Júcar y Turia entraba en gran cantidad y con buena calidad a través de acequias, llenando de vida el lago y su entorno (Giménez Ripoll et al., 2019)

Sin embargo, el gran crecimiento urbano, agrícola e industrial de Valencia y las poblaciones aledañas a principios de la década de 1970 incentivó una fuerte degradación de la calidad del agua debido a los continuos y crecientes vertidos de aguas residuales

urbanas e industriales sin tratar y a las escorrentías de los campos de cultivo con residuos de productos agroquímicos.

Las aguas transparentes, ricas en vegetación acuática y fauna asociada, comenzaron a enturbiarse. Las concentraciones de nutrientes disueltos, principalmente nitrógeno y fósforo, aumentaron drásticamente, favoreciendo el crecimiento excesivo del fitoplancton. Teniendo como consecuencia la hipereutrofización de las aguas, el colapso del sistema y la desaparición completa de la vegetación sumergida de L'Albufera.

A partir de entonces, los esfuerzos e inversiones se dirigieron a buscar la recuperación de las aguas del lago, mejorar la calidad del agua y recuperar la biodiversidad en el Parque Natural de L'Albufera.

3.4 Normativa española

Normativa para analizar el buen estado de los lagos superficiales en España.

Para analizar el buen estado de los lagos superficiales en España, se debe seguir la normativa establecida por la Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea, transpuesta al ordenamiento jurídico español (Calleja Arriero et al., 2021).

El estado de una masa de agua se define como el grado de alteración en relación con sus condiciones naturales y se determina por el peor valor entre su estado químico y ecológico. Evaluar este estado es un proceso complejo que requiere una serie de tareas interrelacionadas que culminan en un diagnóstico sobre la condición de la masa de agua.

El estado químico refleja la calidad de las aguas superficiales, mostrando el grado de cumplimiento de las normas de calidad ambiental para sustancias prioritarias y otros contaminantes. El estado ecológico, por su parte, expresa la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales en comparación con las condiciones de referencia.

Parámetros de Evaluación

Para evaluar el buen estado de los lagos superficiales, se consideran varios indicadores y parámetros (Real Decreto 817/2015, 2015):

- *Parámetros Biológicos:* Índices de fitoplancton, macrófitos, fitobentos, macroinvertebrados y peces.
- *Parámetros Físicoquímicos Generales:* Oxígeno disuelto, temperatura, pH, conductividad, nutrientes (nitratos, fosfatos).
- *Parámetros Hidro morfológicos:* Régimen hidrológico, continuidad de los flujos, morfología del lecho y las riberas.
- *Parámetros Químicos:* Presencia de sustancias prioritarias y contaminantes específicos.

El Lago de la Albufera de Valencia corresponde más estrechamente al tipo L-T24 (Interior en cuenca de sedimentación, de origen fluvial, tipo llanura de inundación,

mineralización baja o media). Esta clasificación refleja adecuadamente sus características hidrológicas, su origen y su nivel de mineralización. En la Tabla 1 se presentan los requisitos generales y condiciones de referencia, el máximo potencial ecológico y los límites de clases de estado de cada uno de los indicadores de los elementos de calidad que permiten evaluar el estado o potencial ecológico de las masas de agua se detallan en los apartados siguientes.

Tabla 1. Lagos: Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado.

Indicador	Unidad	Condición de referencia	LÍMITES DE CAMBIO DE CLASE DE ESTADO			
			Indicadores biológicos: RCE Indicadores químicos: MEDIDA			
			Muy bueno/ bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente / malo
IBCAEL	----	6.19	0.78	0.59	0.39	0.2
Riqueza macrófitos	No. de especies	15		0.6	0.34	0.21
Cobertura macrófitos eutrófitas	%	0	0.99	0.9	0.5	0.3
Cobertura macrófitos exóticas	%	0	1	0.95	0.75	0.5
Cobertura helófitos	%	100	0.9	0.75	0.3	0.1
Cobertura hidrófitos	%	80	0.94	0.62	0.31	0.01
Clorofila a	mg/m ³	4.9	0.63	0.46	0.26	0.12
pH	---			7-9.5	≤7.5 o ≥ 10	
Fósforo total	mg P/m ³		30	80		

Fuente: 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. Obtenido de: <https://www.boe.es/eli/es/rd/2015/09/11/817>

Mientras que en la Tabla 2 se indican los requisitos de calidad del agua que ha sido evaluada en diferentes puntos del Tancat de la Pipa según el informe 2009-2019* (Giménez Ripoll et al., 2019), incluyendo entradas, puntos intermedios y salida global del sistema, sabiendo que los puntos intermedios han ido modificándose a lo largo de los 10 años dependiendo de las prioridades fijadas en cada etapa de estudio en concordancia con 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 normas de calidad ambiental (Calleja Arriero et al., 2021). Los requisitos que se especifican son procedentes las instalaciones clasificadas como zonas protegidas cuyas aguas sean eutróficas o tengan tendencia a serlo en un futuro próximo. Según la situación local, se podrá aplicar los parámetros de interés como valor de concentración o el porcentaje de reducción.

Tabla 2. Requisitos para aguas del lago Albufera o afluentes.

Parámetros	Concentración	Referencias de históricos en sitio	Observaciones de históricos en sitio
Conductividad (a 25°C)	Se ha de considerar de buena calidad el orden de 1000 µS/cm.	Años secos, valor medio anual: 1900 y 2000 µS/cm Años húmedos, valor medio anual: 1500 y 1700 µS/cm.	Año 1995, el más seco de los últimos 20 años, el valor medio anual llegó a casi 3500 µS/cm.
pH	Rango apto 6 - 9.	6.5 - 8.5	Rango que favorece la biodiversidad y procesos de depuración natural.
Oxígeno disuelto	Concentración de saturación asociada a la mejor calidad de aguas: A 20°C es 9 mg/l	Valores muy por debajo de ese máximo indican presencia de sustancias (materia orgánica biodegradable, nitrógeno oxidable) y de procesos (respiración de algas y/o plantas) que consumen oxígeno, mientras que valores diurnos muy por encima de ese valor, en ausencia de vegetación sumergida, indican elevada eutrofización (producción fotosintética de las microalgas).	
Fósforo y nitrógeno	FÓSFORO > 0,100 mg P/L indican elevada probabilidad de estado hipereutrófico	Valores de L'Albufera: 0,250 mg P/L Valores en cuenca del río Júcar < 0,070 mg P/L.	Determinación de estado hipereutrófico, lagos muy ricos en nutrientes con frecuentes y graves proliferaciones de algas y poca transparencia.
	*Para el fósforo total se ha reducido en un 42,9%, desde 0,34 hasta 0,20 mg P/l ⁽¹⁾ .		
	NITRÓGENO Concentraciones muy elevadas de nitrógeno oxidable (orgánico más amoniacal) incrementarían el consumo de oxígeno disuelto	Cuenca del Júcar < 1,5 mg N/L. Valores de L'Albufera: 5 mg N/L.	Nitratos su principal componente.
	*Para el nitrógeno total se ha conseguido reducir la concentración en un 51,4%, desde un valor medio de entrada de 4,25 hasta 2,07 mg N/l a la salida del Tancat ⁽¹⁾ .		
DQO (Demanda Química de Oxígeno):	< 25 mg/L: Este valor es típicamente considerado adecuado para reflejar una buena calidad del agua en humedales y sistemas de tratamiento de aguas.	Valores habituales indicativos de excelente calidad en L'Albufera:	En sistemas acuáticos altamente eutrofizados se pueden alcanzar valores entre 50 y 100 mg/l, asociados a la materia orgánica fito planctónica abundante.
	< 50 mg/L: En algunos contextos, especialmente donde hay entrada de aguas ligeramente más contaminadas, valores por debajo de 50 mg/L pueden ser aceptables, siempre y cuando no comprometan la salud ecológica del sistema.	< 10 mg/l.	

Sólidos en suspensión	Valores típicos en aguas de buena calidad <10 mg/l	En L'Albufera llegan a superar los 100 mg/l .	Están asociados a la presencia de microalgas.
Clorofila	Concentraciones de clorofila superiores > 25 µg/l indican estado hiper eutrófico (OCDE, 1982).	En L'Albufera media anual, en últimos 10 años: 95 µg/l .	Instrumento importante en la vigilancia de los procesos de eutrofización

Nota: Los análisis de vertidos procedentes de sistemas de depuración por lagunaje se llevarán a cabo sobre muestras filtradas; no obstante, la concentración de sólidos totales en suspensión en las muestras de aguas sin filtrar no deberá superar los 150 mg/l.

(1) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.

Fuente: Referencias de Informe de Gestión 10 años de Tancat de la Pipa. Obtenido de: <https://www.chj.es/es-es/medioambiente/albufera/Documents/10%20a%C3%B1os%20de%20gesti%C3%B3n.pdf>

3.5 Descripción del área de estudio: Calidad del agua de los humedales artificiales construidos en el Tancat de la Pipa (Valencia).

El funcionamiento de los humedales artificiales construidos en el Tancat de la Pipa se resume brevemente en la Figura 15. Se destaca la importancia de la vegetación emergente o helófitas con la que se pretende limitar el crecimiento de las microalgas o fitoplancton presentes en abundancia en el agua del lago, que impiden el crecimiento de la vegetación sumergida. Esto ocurre porque las microalgas generan una alta turbidez, impidiendo que la luz alcance el fondo y, por lo tanto, reduciendo drásticamente la fotosíntesis de la vegetación sumergida, lo que resulta en un crecimiento casi nulo de la misma.

En los humedales artificiales, la vegetación helófitas crea una sombra significativa sobre la superficie del agua, dificultando el crecimiento del fitoplancton y promoviendo su desaparición. Además, las condiciones dentro de los humedales artificiales favorecen el crecimiento de organismos filtradores que forman parte del zooplancton, lo que produce un efluente más transparente y con menor concentración de nutrientes, para motivar el crecimiento de la vegetación sumergida en el medio receptor, que en el caso del Tancat de la Pipa son dos lagunas someras, donde el zooplancton puede crecer aún más, al igual que la vegetación subacuática.

Durante los 10 años de operación del Tancat de la Pipa, se ha llevado a cabo un monitoreo continuo de la calidad del agua en diferentes puntos del sistema. Este seguimiento ha permitido obtener un registro histórico de la evolución de la calidad del agua en el lago de L'Albufera, así como de las eficiencias y velocidades de eliminación de contaminantes del sistema bajo diferentes condiciones de operación y ambientales a lo largo de este tiempo. En esta sección se detallará en retrospectiva los resultados obtenidos durante este período, analizando el efecto de los distintos factores de influencia y destacando el papel que las diversas acciones de gestión han tenido sobre la calidad del agua (Giménez Ripoll et al., 2019).

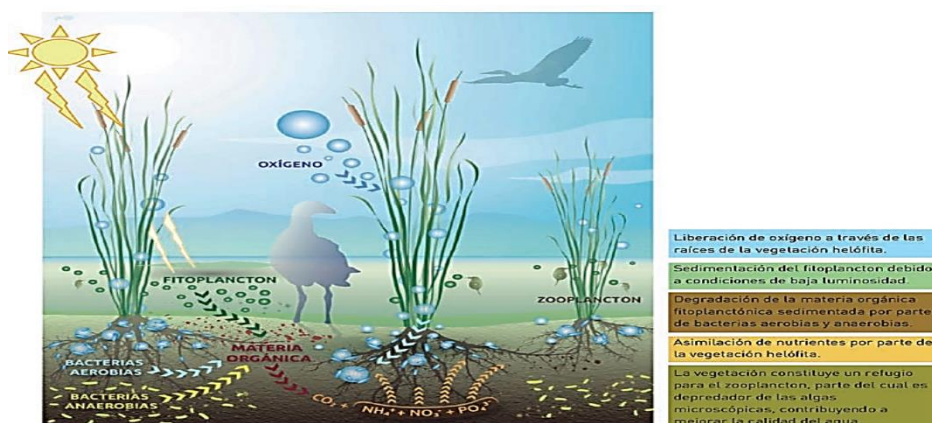


Figura 15. Esquema del funcionamiento de los humedales artificiales del Tancat de la Pipa.

Fuente de ilustración: Pere de la Parada. Obtenido de: <https://www.chj.es/es-es/medioambiente/albufera/Documents/10%20a%C3%B1os%20de%20gesti%C3%B3n.pdf>

3.5.1 Resumen del seguimiento y monitoreo de calidad del agua.

La calidad del agua ha sido evaluada en varios puntos del Tancat de la Pipa, incluyendo entradas, puntos intermedios y la salida general del sistema. Los puntos intermedios se han ajustado a lo largo de los 10 años según las prioridades de cada etapa de estudio. Durante los primeros años, también se monitoreó la zona receptora del efluente del Tancat, que corresponde a uno de los canales perimetrales del lago de L'Albufera. La frecuencia de muestreo ha variado entre quincenal y mensual.

Las variables de calidad del agua analizadas en este capítulo son de tipo fisicoquímico y biológico. Las variables fisicoquímicas incluyen la demanda química de oxígeno (DQO), que calcula la concentración de materia orgánica en el agua, los sólidos en suspensión y su fracción volátil, la turbidez, y dentro de los nutrientes: nitrógeno y fósforo, que fueron analizados en su contenido total y en sus diversas fracciones inorgánicas: amonio, nitritos y nitratos para el nitrógeno, y ortofosfatos para el fósforo. La sílice fue analizada únicamente en su forma inorgánica. Las variables biológicas analizadas incluyen la concentración de clorofila α , un pigmento responsable de la fotosíntesis en plantas, macroalgas y microalgas, utilizado como una medida referencial de la cantidad de fitoplancton en el agua, y la ficocianina, un pigmento accesorio en la fotosíntesis de cianobacterias (algas verdeazuladas), indicador de la presencia de estos organismos. Además, se han medido variables básicas como la conductividad eléctrica, referente del nivel de salinidad del agua, el pH y el oxígeno disuelto.

Todas estas variables son fundamentales para conocer la evolución de la calidad del agua tanto a lo largo del tiempo como a través del sistema. A continuación, se detallan las características de cada una de estas variables que las convierten en buenos indicadores de la calidad del agua (Giménez Ripoll et al., 2019)

Actualmente, el lago L'Albufera es un sistema hipereutrófico como consecuencia de la excesiva entrada de materia orgánica y nutrientes inorgánicos, especialmente compuestos de nitrógeno (N) y fósforo (P) (Life Albufera, 2012), que han persistido desde la década de 1960 hasta hoy. La continua presencia de estos aportes impide la recuperación del lago. En la Figura 16 se muestran las principales fuentes de nutrientes y materia orgánica que ingresan al lago (Oliver Rajadel, 2017).



Figura 16. Cargas externas e internas de nutrientes en el lago.

Fuente de ilustración: Obtenido de: <https://www.aguasresiduales.info/idi/tesis-doctorales/estudio-de-los-humedales-artificiales-de-flujo-superficial-del-tancat-de-la-pipa-en-lalbufera-de-valencia>

Respecto al nitrógeno, la relevancia ambiental del nitrógeno total depende de su forma. Concentraciones muy altas de nitrógeno oxidable, que incluye el nitrógeno orgánico y el amoniacal, causa el consumo de oxígeno disuelto, lo que, sumado a otros factores, puede causar problemas de anoxia en el agua (falta de oxígeno). Las aguas de calidad excelente en la cuenca del río Júcar tienen valores de nitrógeno total inferiores a 1,5 mg N/L, siendo los nitratos su principal componente. En el caso de L'Albufera, los valores se encuentran alrededor de los 5 mg N/L.

En la Tabla 3 se presenta el resumen de los principales resultados relacionados con el papel del Tancat de la Pipa en lo referente a la mejora de la calidad del agua procedente del lago de L'Albufera de acuerdo a las variables e indicadores. Mientras que en la Figura 17 se presenta un esquema actual de los puntos de referencia de ingreso a humedales y lagunas.

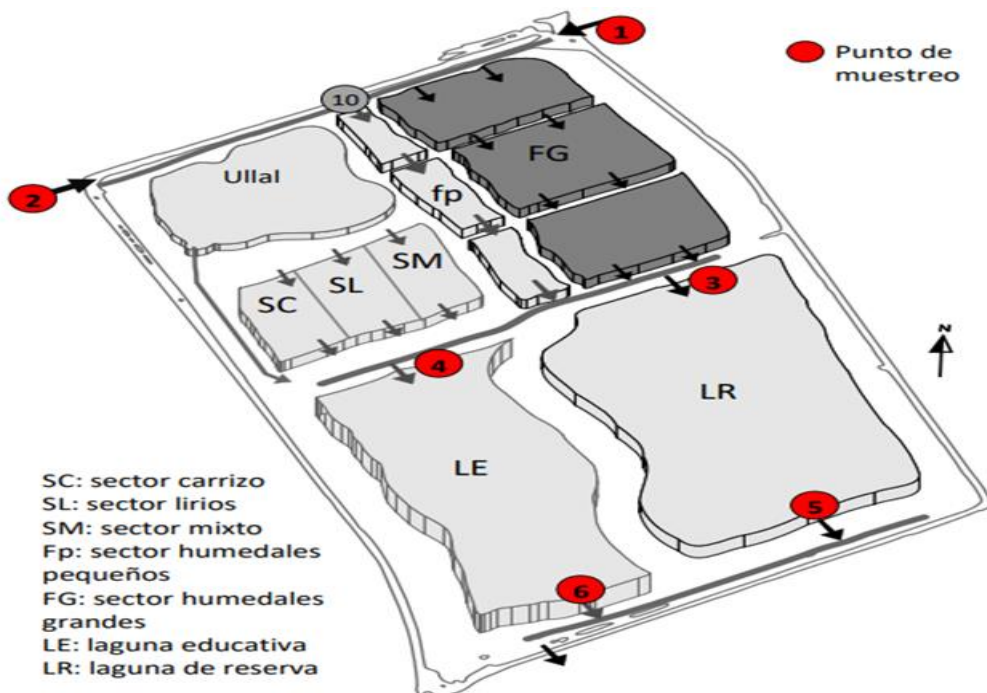


Figura 17. Esquema – Líneas de tratamiento con puntos de referencia de ingreso a humedales y lagunas.

Tabla 3. Resumen de parámetros para evaluación de calidad de agua.

PARÁMETRO	DESCRIPCIÓN	REFERENCIA	OBSERVACIONES
Conductividad eléctrica	Indicador de la concentración de sales disueltas en el agua.	En el lago varía según la época del año (condiciones climáticas) y los recursos hídricos disponibles. Años secos: Valor medio anual oscila entre 1900 y 2000 $\mu\text{S/cm}$. Años húmedos: 1500 y 1700 $\mu\text{S/cm}$. En el año 1995, el más seco de los últimos 20 años, el valor medio anual alcanzó casi los 3500 $\mu\text{S/cm}$.	En condiciones normales, la conductividad eléctrica del agua de buena calidad en la cuenca es alrededor de 1000 $\mu\text{S/cm}$ a 25°C.
pH	Indicador de la acidez del agua. Rango óptimo: Entre 6 y 9.	Valores > 9 pueden referir que el nitrógeno amoniacal se encuentre en forma de amoníaco, que es altamente tóxico.	Grandes fluctuaciones en este parámetro indican niveles elevados de eutrofización.
Concentración de oxígeno disuelto	Indicador crucial de calidad del agua en un ecosistema acuático.	Valores significativamente inferiores a este máximo indican la presencia de sustancias (como materia orgánica biodegradable y nitrógeno oxidable) y procesos (como la respiración de algas y/o plantas) que consumen oxígeno. Valores diurnos muy por encima de este máximo, en ausencia de vegetación sumergida, señalan una alta eutrofización, debido a la producción fotosintética de las microalgas.	Cuanto más se acerque a su valor máximo (la concentración de saturación, por ejemplo, 9 mg/l a 20°C), mejor será la calidad de esas aguas.
Fósforo y nitrógeno	Nutrientes esenciales cuyo exceso contribuye a la eutrofización.	En aguas continentales, el fósforo suele ser el nutriente limitante al que se debe prestar especial atención. Valores de fósforo total que superan los 0,100 mg P/L indican una alta probabilidad de que el lago esté en un estado hipereutrófico.	En el caso de L'Albufera, los valores se encuentran alrededor de los 0,250 mg P/L (estado hipereutrófico). Los valores normales en la cuenca del río Júcar son inferiores a 0,070 mg P/L.
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Indicador de la cantidad de materia orgánica presente en el agua, mide cantidad de materia orgánica que puede ser químicamente oxidada.	En aguas con un alto contenido de algas, la respiración de las algas puede distorsionar la medición de la materia orgánica. Principalmente debido a la presencia abundante de materia orgánica fitoplanctónica en este tipo de aguas.	En cursos de agua de excelente calidad en la cuenca de L'Albufera (debajo de 10 mg/l). En sistemas acuáticos altamente eutrofizados como L'Albufera, los valores pueden alcanzar entre 50 y 100 mg/l.
Sólidos en Suspensión	Variable crucial para evaluar la transparencia del agua, fundamental en el desarrollo de la vegetación sumergida.	Dependiendo de sus características, esta variable puede ser un indicador de la contaminación asociada a la materia orgánica o también puede señalar la posible presencia de otros contaminantes como microorganismos patógenos, metales pesados y fósforo inorgánico	de L'Albufera, están estrechamente relacionados con la presencia de microalgas, alcanzando valores que, en algunos momentos, superan los 100 mg/l.



Clorofila	La medición de la clorofila es un componente crucial en la supervisión de los procesos de eutrofización.	Según los estándares de la OCDE (1982), concentraciones de clorofila que superan los 25 $\mu\text{g/l}$ indican un estado hipereutrófico del agua.	En L'Albufera, durante los últimos 10 años, se ha registrado un promedio anual de 95 $\mu\text{g/l}$.
------------------	--	--	--

4. Materiales y métodos

4.1 Descripción del área

Los humedales artificiales del Tancat de la Pipa (HAFSTP) son parte de un grupo de humedales de flujo superficial con macrófitas enraizadas, típicos de la Albufera de Valencia. Estos HAFSTP ocupan alrededor del 25% del área total del Tancat, que comprende unas 40 hectáreas. La elección de este tipo de humedales fue determinada por diversos factores, entre los cuales destacan los costos de mantenimiento, tanto técnicos como económicos, y su integración en el entorno natural del Parque Natural de la Albufera de Valencia (PNAV).

La ubicación de estos humedales dentro de un parque natural influyó en su diseño, que buscó integrarse de manera armoniosa con el entorno, creando un hábitat adecuado para el desarrollo de comunidades biológicas clave y la recuperación de especies raras y amenazadas típicas de la zona. Por ello, su construcción se adaptó a las características del terreno y del ecosistema preexistente, procurando reducir al mínimo el impacto ambiental. Los HAFSTP cumplen una doble función: depurar el agua del lago de la Albufera y mejorar y ampliar el hábitat para la fauna y flora del PNAV. Esta doble finalidad hace que ciertos aspectos del diseño, como la profundidad del agua, la cobertura vegetal y la impermeabilización del sustrato, no solo se enfoquen en optimizar la eliminación de contaminantes, sino también en ofrecer un hábitat propicio para la vida silvestre.



Figura 18. Descripción del Tancat de la Pipa.

Tomado de: <https://www.tancatdelapipa.net/que-es>

4.2 Resumen del seguimiento

Una vez caracterizado el humedal que incluye áreas con distintas profundidades, vegetación emergente (como juncos y carrizos), lagunas abiertas y áreas de sedimentación.

Se seleccionan de los puntos de muestreo a lo largo del humedal, desde las entradas de agua, la zona central y las salidas (para evaluar la efectividad de la remoción de nitrógeno o cambios a lo largo de las líneas). Se identifican dos líneas de referencia etiquetadas como L_1 y L_2 .

Se realizaron muestreos periódicos cada 4 semanas durante los meses comprendidos entre marzo 2017 a marzo 2022 para capturar la variabilidad estacional. Se tomaron datos de diversas variables de calidad del agua (DQO, formas de nitrógeno, fósforo, conductividad...) pero en este estudio se va a trabajar con la concentración de nitratos, temperatura, OD y %OD en saturación.

Los valores medios, máximos, mínimos y las desviaciones estándar se calcularon para cada punto de muestreo dividiendo al Tancat de la Pipa en dos líneas de ingreso etiquetadas como L_1 y L_2 respectivamente. Siendo L_1 la línea de ingreso a humedales grandes (FG), que continúa con una laguna de reserva (LR), en esta línea se han tomado como referencia tres puntos 1,3,5 que son respectivamente el punto de ingreso a la línea (1), el punto medio de salida del humedal y entrada a la laguna (3) y el punto de salida de la laguna (5).

Para la línea 2 formada por el ullal, que continúa con el sector carrizo, lirios, mixto y la laguna educativa se toman como referencia los puntos 2,4,6 que corresponden al ingreso al ullal (2), punto medio (4) previo a la entrada a la laguna educativa (LE) y punto de salida de la laguna (6). En la Figura 17 (pág. 36) se muestran los puntos indicados.

Los valores medios proporcionan una representación general de las condiciones promedio en cada punto de muestreo. En este caso, los valores medios de nitratos u otros parámetros ayudan a evaluar la efectividad promedio del humedal en la remoción de contaminantes.

Valor Máximo: Indica la concentración más alta de nitratos o el parámetro que se está midiendo. Esto puede señalar momentos en que el humedal no está funcionando de manera óptima o que está recibiendo una carga más alta de contaminantes.

Valor Mínimo: Representa el punto más bajo, lo que puede sugerir momentos de alta eficiencia en la remoción de contaminantes.

La desviación estándar es una medida de la variabilidad o dispersión de los datos alrededor de la media. Una baja desviación estándar indica que los datos están agrupados alrededor del valor medio, lo que sugiere condiciones más estables. Una alta desviación estándar, en cambio, sugiere mayor variabilidad en las concentraciones de nitratos u otros parámetros.

La ratio de concentración de nitratos permite calcular cuánto se reducen los nitratos en el agua a medida que pasan a través del humedal. Esto es clave para evaluar la eficiencia

del sistema. Una ratio baja entre la concentración de salida y la de entrada indica una buena eficiencia en la remoción de nitratos.

Cálculo del rendimiento de remoción de nitratos

Este cálculo mide la eficiencia del sistema en términos de la cantidad de nitratos que se ha eliminado en relación con la cantidad que originalmente ingresó.

$$\text{Rendimiento de Remoción (\%)} = \frac{[Carga]_{entrada} - [Carga]_{salida}}{[Carga]_{entrada}} \cdot 100$$

Se entiende por carga a la cantidad de masa eliminada en kg/d que resulta a partir del producto de la concentración multiplicada por el caudal respectivo.

$$\text{Rendimiento de Remoción (\%)} = \frac{[NO_3^-]_{entrada} * Q - [NO_3^-]_{salida} * Q}{[NO_3^-]_{entrada} * Q} \cdot 100$$

Donde:

- **[NO₃⁻] entrada:** Concentración de nitratos en punto de entrada a punto de referencia (mg/L o equivalente).
- **[NO₃⁻] salida:** Concentración de nitratos en punto de salida a punto de referencia (mg/L o equivalente).
- **Q:** Caudal (m³/día o equivalente).

El caudal puede estimarse a través del balance hídrico del humedal. Esto implica considerar todas las entradas y salidas de agua en el sistema.

$$\Delta S = Q_{entrada} - Q_{salida}$$

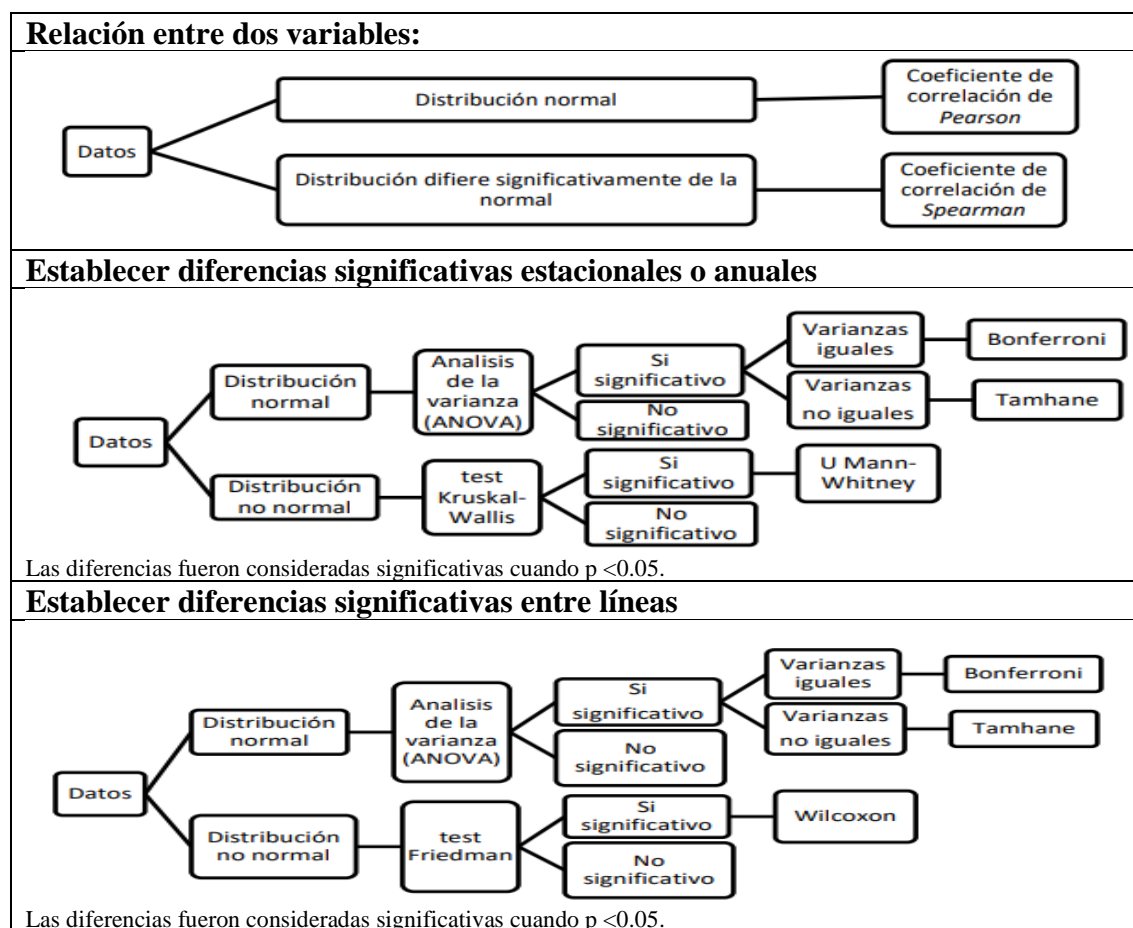
Donde:

- **Q entrada:** es el caudal que entra al humedal (de ríos, arroyos, lluvias).
- **Q salida:** es el caudal que sale del humedal (por drenaje, evaporación, infiltración).
- **ΔS:** es el cambio en el almacenamiento del agua dentro del humedal (volumen).

Este cálculo requiere datos detallados sobre entradas (lluvia, escorrentía) y salidas (evaporación, infiltración, escurrimiento) del sistema.

Los datos experimentales registrados fueron procesados mediante Microsoft Excel Standard 2021 y el paquete estadístico XRealStats. En primer lugar, se comprobó si los datos presentaban una distribución normal mediante el test de Shapiro-Wilk, si el tamaño de la muestra es inferior a 30 casos, o el test de Kolmogorov-Smirnov cuando la muestra fue de mayor tamaño. Una vez comprobada la normalidad o no de datos se procede como se muestra a continuación según el caso:

Tabla 4. Tratamiento estadístico de datos.



Fuente: Tomado de (Oliver Rajadel, 2017)

Para el cálculo de los modelos de regresión se considera un mejor ajuste lineal (positivo y perfecto) cuando se muestren valores de 1 del coeficiente de determinación (R^2). Para valores de 0 no existe correlación y para valores inferiores a 0 la relación es considerada inversa. Este coeficiente se utiliza para comparar la bondad del ajuste de modelos con diferente número de variables explicativas. Para comparar entre las distintas estaciones del año, los meses fueron agrupados de la siguiente manera:

Primavera: Datos recogidos desde el 21 de marzo hasta el 21 de junio

Verano: Desde el 21 de junio hasta el 23 de septiembre.

Otoño: Desde el 24 de septiembre hasta el 21 de diciembre.

Invierno: Desde el 22 de diciembre hasta el 21 de marzo.

5. Resultados y discusión

5.1 Red de Estaciones Meteorológicas Picassent

El Ayuntamiento de Picassent cuenta con una red municipal compuesta por cinco estaciones meteorológicas. Esta red es gestionada y supervisada diariamente por la empresa INFORATGE SL. Los modelos de estaciones utilizadas son Davis Vantage Pro2 y Davis Vantage VUE.

En el contexto de una red de estaciones meteorológicas, la localidad de Picassent podría formar parte de una red más amplia de estaciones en la Comunidad Valenciana o a nivel nacional, contribuyendo al monitoreo y análisis del clima en una región más extensa. Esta red permite la comparación de datos entre diferentes localidades y facilita un seguimiento más preciso de las condiciones meteorológicas y climáticas.

Picassent se encuentra aproximadamente a 17 kilómetros del Tancat de la Pipa, área natural protegida ubicada en el Parque Natural de la Albufera de Valencia. Se eligió esta estación por la proximidad al Tancat y por disponer de una serie de datos bastante larga.

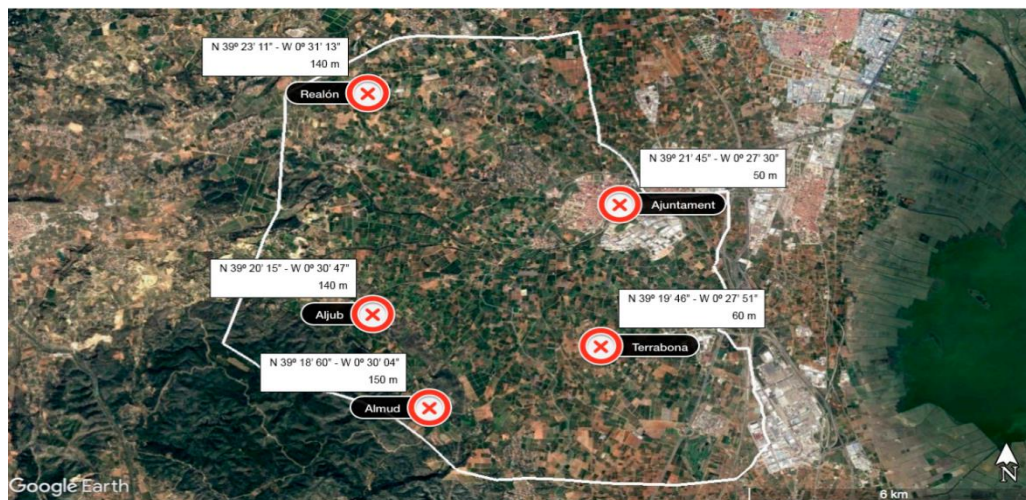


Figura 19. Red de estaciones meteorológicas de la ciudad de Picassent.

Tomado de: <https://inforatge.com/meteo-picassent>

5.2 Datos climáticos

El área de estudio está bajo la influencia del clima Mediterráneo. La precipitación anual media es de 574.96 mm y la temperatura media oscila entre los 11.31 °C (en invierno) y los 24.68 °C (en verano). La evapotranspiración potencial anual es 1108.58 mm y oscila entre mínimos de 1.71 mm/d en invierno y máximos de 4.63 mm/d en verano.

A partir de los datos recogidos en la estación meteorológica del municipio de Picassent, se analizaron las condiciones climatológicas en el área de estudio durante el periodo marzo 2017- marzo 2021. En las Figura 20-24 se muestran los climogramas referenciales.

- En el año 2017 las precipitaciones presentaron un total anual menor a todos los años de estudio, fue de 267.80 mm, con una distribución irregular a lo largo del año. Casi la mitad del volumen anual de precipitación, se registró en los meses de invierno (126.88 mm). Con un pico de precipitación en otoño (81.32 mm), seguido de la primavera (59.60 mm), en verano las precipitaciones alcanzaron a 56.89 mm.
- En el año 2018 la precipitación total anual fue de 679.23 mm donde prevalece una distribución irregular, los meses de otoño representaron casi la mitad del volumen anual de precipitación con 369.04 mm. Con dos picos de precipitación en primavera (169.55 mm) y en verano (128.90 mm). Siendo el volumen inferior en invierno con 11.74 mm.

- En el año 2019 la precipitación total anual fue de 598.47 mm con una distribución más homogénea en las estaciones del año, los meses de invierno fueron los de mayor volumen (199.27 mm), seguidos de los meses de primavera con 183.52 mm), verano (109.83 mm) y en otoño (105.85 mm).
- En el año 2020 la precipitación total anual fue de 587.57 mm donde la distribución es superior en los meses de otoño con 282.20 mm. Con dos picos de precipitación en primavera (154.36 mm) e invierno (123.41 mm). En verano las precipitaciones son escasas (27.60 mm).
- En el año 2021 las precipitaciones presentaron un total de 741.75 mm, con una distribución irregular a lo largo del año. Dos picos en los meses de invierno (260.63 mm) y otoño (218.19 mm) y volúmenes inferiores en primavera (150.07 mm) y verano (150.07 mm).

El promedio y desviación estándar de las temperaturas humedad relativa, precipitación y ETo por estación en el periodo de tiempo analizado se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Resumen de datos meteorológicos.

ESTACIÓN		TEMPERATURA °C	HUMEDAD RELATIVA %	PRECIPITACIÓN (mm)	ETo (mm)
PRIMAVERA	PROMEDIO	17.37	68.84	143.42	354.81
	DESV. ESTÁNDAR	3.80	11.84	72.97	146.26
VERANO	PROMEDIO	24.68	70.31	84.22	435.53
	DESV. ESTÁNDAR	1.96	9.10	52.38	178.01
OTOÑO	PROMEDIO	15.31	69.88	211.32	164.68
	DESV. ESTÁNDAR	4.00	13.85	137.97	69.20
INVIERNO	PROMEDIO	11.31	68.41	144.39	154.16
	DESV. ESTÁNDAR	3.04	14.35	102.21	65.11

Fuente: Estación meteorológica se encuentra en el municipio de Picassent (Valencia, España).

La desviación estándar calculada de los datos meteorológicos proporciona información de la menor variabilidad de temperatura, humedad relativa y precipitación en los meses correspondientes a verano. Mientras que los valores de evapotranspiración de referencia son menos variables en los meses de otoño e invierno durante el periodo de tiempo referido previamente considerando un total de 1827 datos.

Los climogramas por año y por estación se muestran a continuación y combinan datos de precipitación y temperatura promedio.

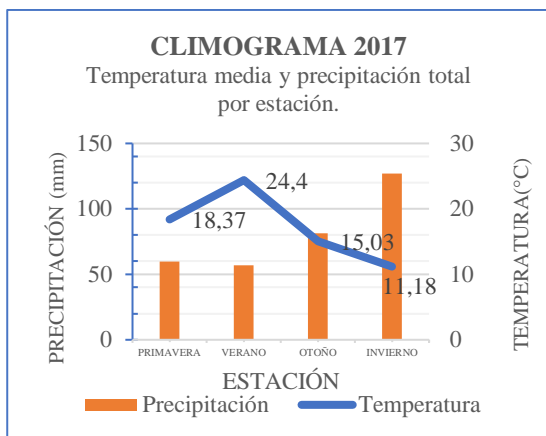


Figura 20. Climogramas con la temperatura media y precipitación total por estación. AÑO 2017.

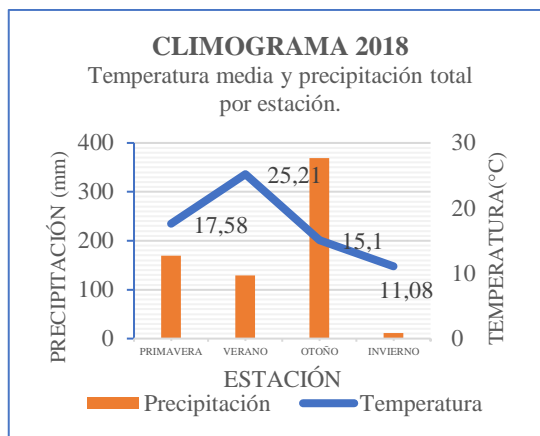


Figura 21. Climograma con la temperatura media y precipitación total por estación. AÑO 2018.

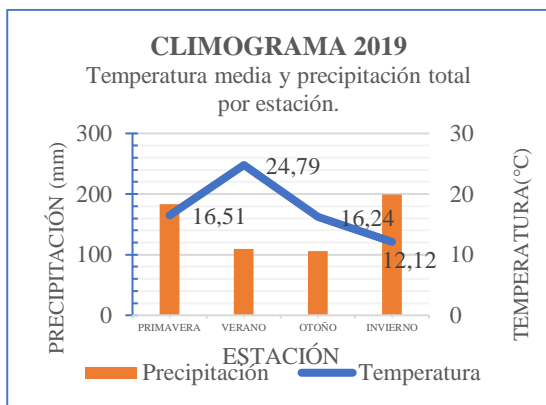


Figura 22. Climograma con la temperatura media y precipitación total por estación. AÑO 2019.

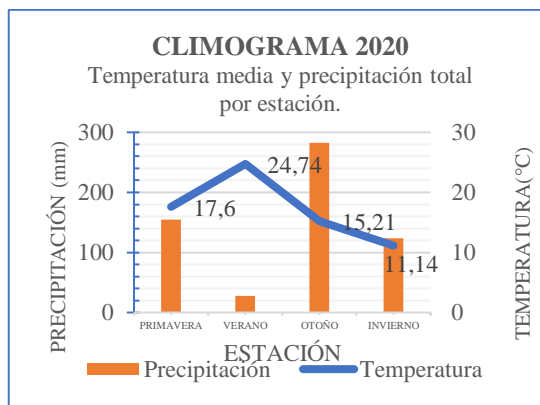


Figura 23. Climograma con la temperatura media y precipitación total por estación. AÑO 2020.

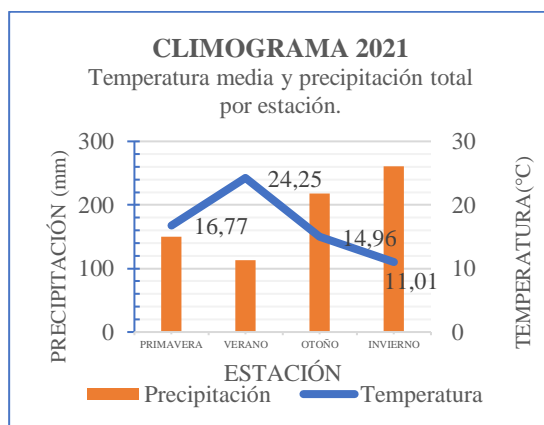


Figura 24. Climograma con la temperatura media y precipitación total por estación. AÑO 2021.

Fuente: Estación meteorológica se encuentra en el municipio de Picassent (Valencia, España).

5.3 Efectos de las precipitaciones en las concentraciones de nitrógeno en humedales

Se ha de considerar que las precipitaciones y las concentraciones de nitrógeno en los humedales es compleja y está influenciada por varios factores. A continuación, se detallan cómo las precipitaciones pueden afectar las concentraciones de nitrógeno en los humedales y los procesos involucrados (Life Albufera, 2012):

- **Dilución**

Aumento del Volumen de Agua: Las precipitaciones aumentan el volumen de agua en los humedales, lo que puede diluir las concentraciones de nitrógeno (nitratos y amonio) en el agua. Esto ocurre especialmente durante lluvias intensas o prolongadas.

Reducción Temporal de Concentraciones: Inmediatamente después de las lluvias, las concentraciones de nitrógeno pueden disminuir debido a la dilución.

- **Aporte de Nutrientes**

Escorrentía Superficial: La lluvia puede arrastrar nutrientes, incluyendo nitrógeno, desde áreas agrícolas, urbanas e industriales hacia los humedales. Esto puede aumentar las concentraciones de nitrógeno en el humedal, especialmente si hay un uso intensivo de fertilizantes en las áreas circundantes.

Contaminación Puntual: Las precipitaciones pueden movilizar fuentes puntuales de contaminación (como vertederos o sitios industriales) hacia los humedales, incrementando las concentraciones de nitrógeno.

- **Procesos Biogeoquímicos**

Desnitrificación: El aumento del agua en el suelo puede crear condiciones anaeróbicas favorables para la desnitrificación, un proceso microbiológico que convierte el nitrato en gas nitrógeno, reduciendo así las concentraciones de nitratos en el agua.

Mineralización y Nitrificación: Las precipitaciones pueden influir en la mineralización de la materia orgánica, aumentando la disponibilidad de amonio, que luego puede ser transformado en nitratos a través del proceso de nitrificación.

Alteración del Hidro período:

Variabilidad del Nivel de Agua: Las fluctuaciones en el nivel de agua debido a las precipitaciones afectan la duración del tiempo de retención hidráulico, influenciando así la eficiencia de los procesos de eliminación de nitrógeno.

Interrupción de los Procesos Biológicos: Cambios bruscos en el nivel de agua pueden afectar las comunidades microbianas y la vegetación acuática, que juegan un papel crucial en la eliminación de nitrógeno.

5.4 Oxígeno Disuelto (OD)

La concentración promedio de OD en la L₁ fue de 6.50 mg/L a la entrada del sistema, con valores de 5.26 mg/L en la sección central y 8.26 mg/L a la salida del sistema, con valores oscilando estacionalmente entre los 0.36-15.33 mg/L.

Mientras que, en la L₂, la concentración promedio de OD fue de 5.68 mg/L a la entrada del sistema, 4.76 mg/L en el punto central y 6.87 mg/L a la salida del sistema con valores oscilando estacionalmente entre los 0.27-15.95 mg/L. Los datos por línea según el año y la estación se muestran en las Tablas 6-7 y Figuras 25-34. Además, no existieron

diferencias significativas entre los promedios ni desviaciones estándar entre las dos líneas de tratamiento ($p > 0.05$).

Las diferencias significativas se encontraron entre estaciones por año ($p < 0.05$), es decir que la concentración promedio de OD y desviaciones estándar sí varían significativamente en función de los cambios estacionales como se detalla en la Tabla 8.

Diferencia en la concentración inicial de oxígeno disuelto:

L₁: 6.50 mg/L y L₂: 5.68 mg/L

Hay una diferencia de aproximadamente 1 mg/L entre ambas líneas. Esta diferencia podría indicar que no es la misma agua o que las características del agua en L₂ son diferentes, posiblemente con una mayor cantidad de materia orgánica biodegradable, lo que consume más oxígeno y resulta en una menor concentración inicial de oxígeno disuelto en L₂.

Variación en la concentración de oxígeno disuelto:

L₁: La concentración disminuye a 4.76 mg/L y luego aumenta a 6.87 mg/L.

L₂: La concentración también presenta variaciones, pero los valores máximos y mínimos son similares a los de L₁. Sin embargo, las medias no son iguales, lo que puede sugerir que L₂ es menos eficiente en la recuperación de oxígeno.

Cálculo del incremento de oxígeno:

L₁: El incremento es de 6.50 mg/L a 8.26 mg/L.

L₂: El incremento es de 5.68 mg/L a 6.87 mg/L.

Comparando estos incrementos, se puede deducir que L₁ experimenta un mayor incremento en la concentración de oxígeno disuelto, lo que podría indicar que L₁ es más eficiente que L₂.

Posibles causas de la diferencia en eficiencia:

Tiempos de retención: Es posible que los tiempos de residencia en L₁ sean mayores, permitiendo una mayor recuperación de oxígeno.

Superficie y volumen: L₁ podría tener una mayor superficie de contacto o un mayor volumen, lo que facilita la transferencia de oxígeno y, por lo tanto, una mayor eficiencia en la recuperación del oxígeno disuelto.

En resumen, L₁ parece ser más eficiente en la recuperación de oxígeno, posiblemente debido a una mayor superficie, volumen y tiempos de residencia. Estas diferencias podrían ser clave para mejorar la eficiencia de L₂ si se optimizan estos factores.

Tabla 6. Promedios y desviación estándar de OD. Línea 1.

LÍNEA 1					
AÑO		ESTACIÓN			
		PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO	INVIERNO
Datos a la entrada de la L ₁					
2017	PROMEDIO	6.87	4.30	7.02	10.18
	DESV. ESTÁNDAR	3.05	0.62	2.98	0.56

2018	PROMEDIO	7.14	4.41	6.34	11.38
	DESV. ESTÁNDAR	2.68	0.61	2.02	2.16
2019	PROMEDIO	7.59	3.55	5.42	9.84
	DESV. ESTÁNDAR	1.46	0.67	0.59	2.13
2020	PROMEDIO	4.08	4.93	7.92	7.13
	DESV. ESTÁNDAR	0.86	0.57	1.65	1.02
2021	PROMEDIO	4.82	3.68	6.02	7.45
	DESV. ESTÁNDAR	0.35	0.29	1.85	0.99
PROMEDIO		6.10	4.17	6.54	9.20
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		1.68	0.55	1.82	1.37
Datos en punto medio de la L₁					
2017	PROMEDIO	4.22	1.86	5.89	8.81
	DESV. ESTÁNDAR	1.63	0.74	2.11	1.17
2018	PROMEDIO	6.28	2.27	5.24	7.30
	DESV. ESTÁNDAR	3.13	0.75	1.34	1.95
2019	PROMEDIO	3.14	3.17	6.04	8.76
	DESV. ESTÁNDAR	0.58	0.85	0.82	0.90
2020	PROMEDIO	5.07	2.76	5.32	7.37
	DESV. ESTÁNDAR	1.07	0.34	0.73	0.94
2021	PROMEDIO	5.11	3.61	5.98	7.09
	DESV. ESTÁNDAR	0.46	0.38	1.49	0.53
PROMEDIO		4.76	2.73	5.69	7.87
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		1.37	0.61	1.30	1.10
Datos a la salida de la L₁					
2017	PROMEDIO	6.39	4.12	7.06	10.41
	DESV. ESTÁNDAR	2.26	1.25	2.43	0.36
2018	PROMEDIO	7.78	5.20	9.41	11.70
	DESV. ESTÁNDAR	2.19	0.49	1.88	0.88
2019	PROMEDIO	6.51	6.20	10.66	9.76
	DESV. ESTÁNDAR	1.73	1.32	1.24	0.72
2020	PROMEDIO	9.10	5.75	8.51	9.80
	DESV. ESTÁNDAR	0.82	0.88	0.90	0.65
2021	PROMEDIO	8.02	6.02	8.28	11.32
	DESV. ESTÁNDAR	0.61	0.50	1.08	1.02
PROMEDIO		7.56	5.46	8.78	10.60
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		1.52	0.89	1.51	0.73

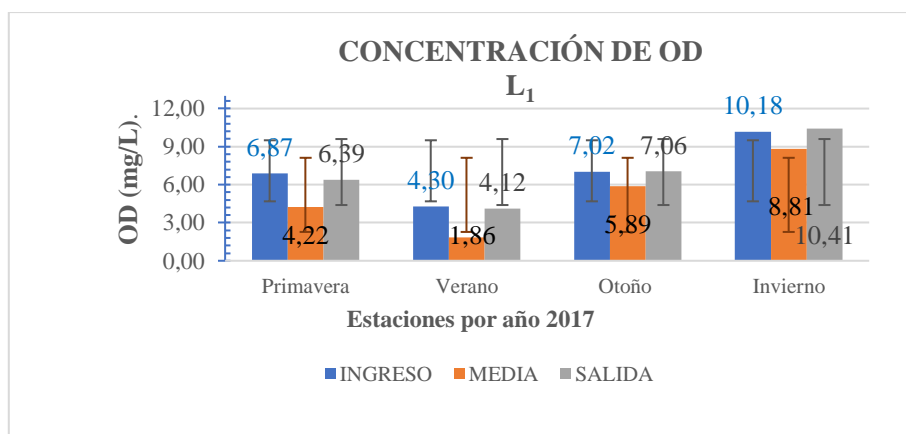


Figura 25. Concentraciones de OD. L₁ AÑO 2017.

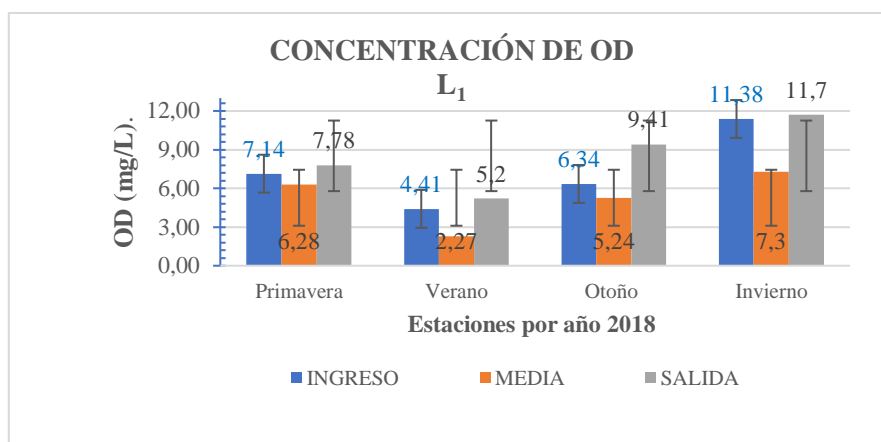


Figura 26. Concentraciones de OD. L₁ AÑO 2018.

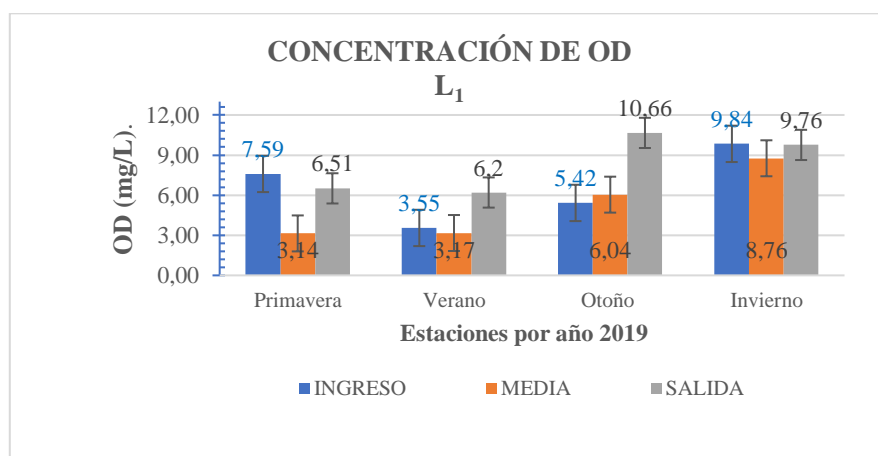


Figura 27. Concentraciones de OD. L₁ AÑO 2019.

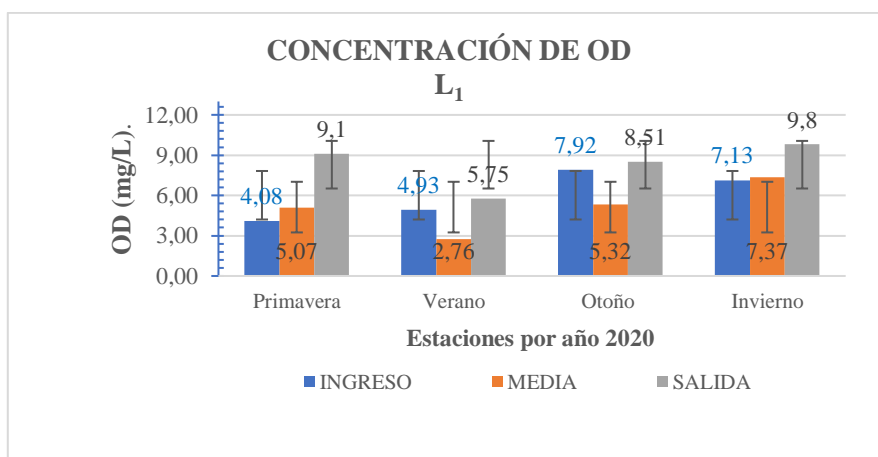


Figura 28. Concentraciones de OD. L₁ AÑO 2020.

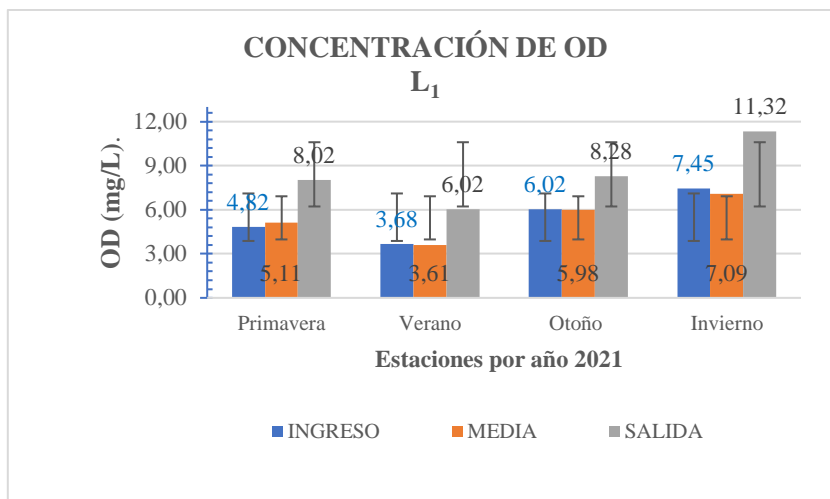


Figura 29. Concentraciones de OD. L₁ AÑO 2021.

Tabla 7. Promedios y desviación estándar de OD. Línea 2.

LÍNEA 2					
AÑO		ESTACIÓN			
		PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO	INVIERNO
Datos a la entrada de la L ₂					
2017	PROMEDIO	4.95	4.31	7.21	8.82
	DESV. ESTÁNDAR	0.66	1.04	2.58	0.51
2018	PROMEDIO	7.28	4.50	5.49	8.68
	DESV. ESTÁNDAR	2.08	0.97	1.71	3.04
2019	PROMEDIO	4.86	4.53	5.11	9.32
	DESV. ESTÁNDAR	0.61	0.85	1.02	1.29
2020	PROMEDIO	4.46	3.16	4.55	7.42
	DESV. ESTÁNDAR	1.22	0.51	0.58	2.12
2021	PROMEDIO	4.35	4.01	5.30	5.28
	DESV. ESTÁNDAR	0.07	0.28	2.42	0.77
PROMEDIO		5.18	4.10	5.53	7.90
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.93	0.73	1.66	1.55
Datos en punto medio de la L ₂					
2017	PROMEDIO	4.67	1.14	5.87	8.41
	DESV. ESTÁNDAR	1.34	0.47	1.76	1.58
2018	PROMEDIO	6.21	2.73	5.21	5.90
	DESV. ESTÁNDAR	3.41	1.26	0.50	1.35
2019	PROMEDIO	2.23	2.68	5.95	7.44
	DESV. ESTÁNDAR	0.57	0.96	0.93	1.28
2020	PROMEDIO	2.71	2.77	4.26	6.73
	DESV. ESTÁNDAR	0.90	0.46	0.72	0.72
2021	PROMEDIO	4.78	3.44	5.82	6.29
	DESV. ESTÁNDAR	0.42	0.36	0.91	0.22
PROMEDIO		4.12	2.55	5.42	6.95
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		1.33	0.70	0.96	1.03
Datos a la salida de la L ₂					
2017	PROMEDIO	3.94	5.32	9.64	9.93
	DESV. ESTÁNDAR	0.38	1.08	1.46	0.60
2018	PROMEDIO	6.65	3.34	7.08	10.80
	DESV. ESTÁNDAR	3.05	0.77	1.43	1.29
2019	PROMEDIO	4.33	3.79	8.63	9.68
	DESV. ESTÁNDAR	1.94	1.43	1.36	0.57
2020	PROMEDIO	7.29	3.91	6.42	8.57
	DESV. ESTÁNDAR	1.15	0.59	1.09	1.30
2021	PROMEDIO	6.52	5.65	7.92	7.87
	DESV. ESTÁNDAR	0.30	0.39	0.65	0.23
PROMEDIO		5.75	4.40	7.94	9.37
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		1.36	0.85	1.20	0.80

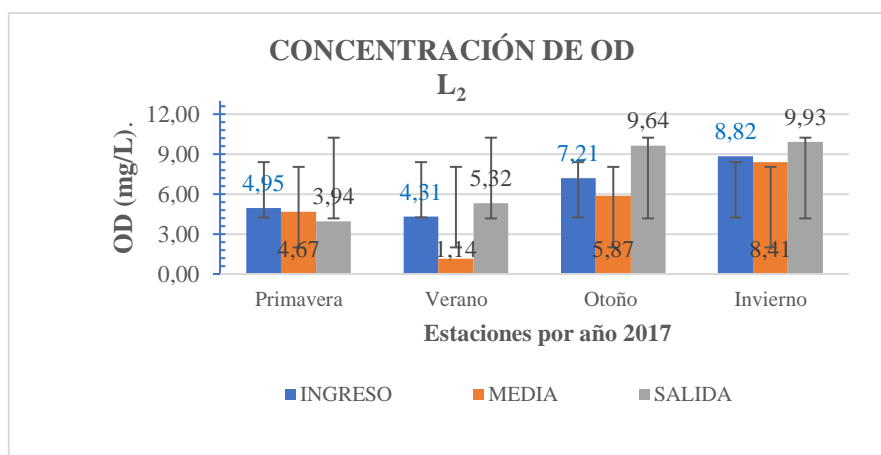


Figura 30. Concentraciones de OD L₂. AÑO 2017.

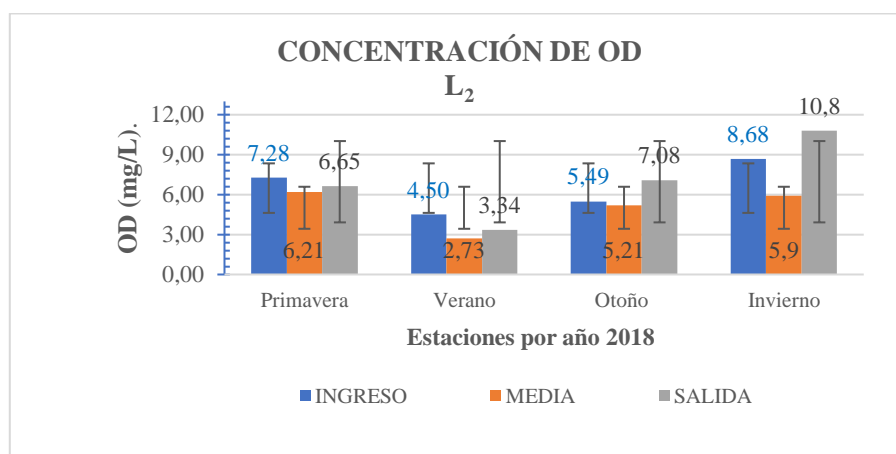


Figura 31. Concentraciones de OD L₂. AÑO 2018.

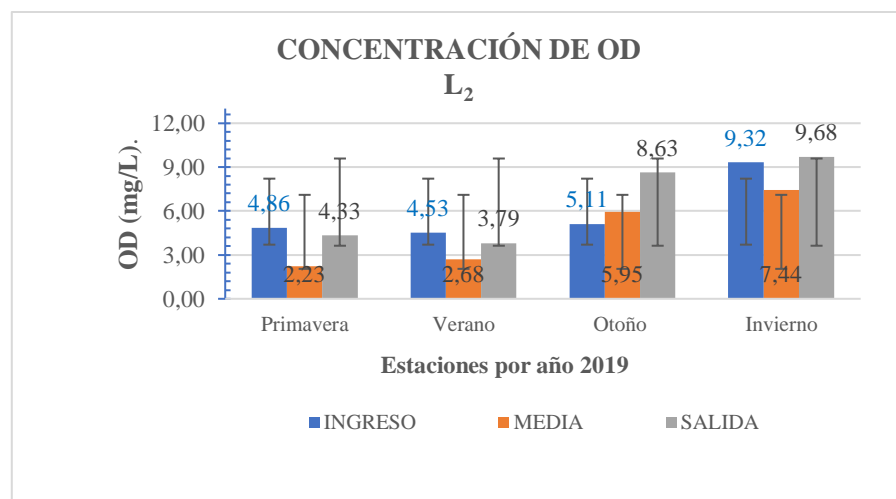


Figura 32. Concentraciones de OD L₂. AÑO 2019.

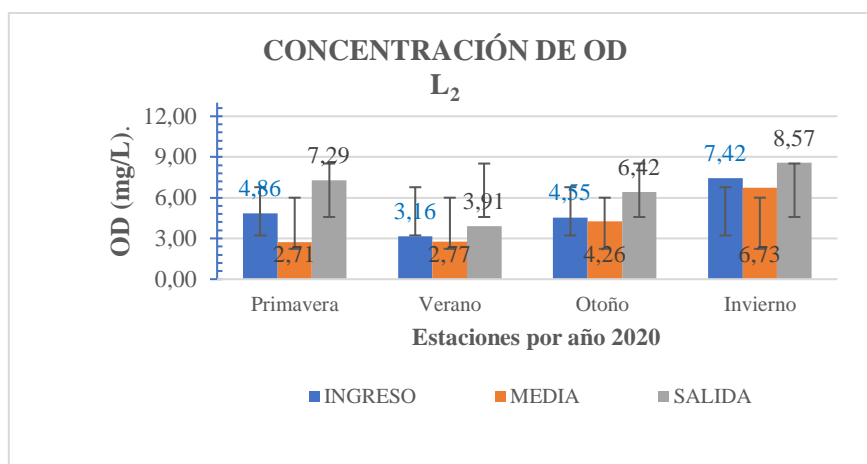


Figura 33. Concentraciones de OD L₂. AÑO 2020.

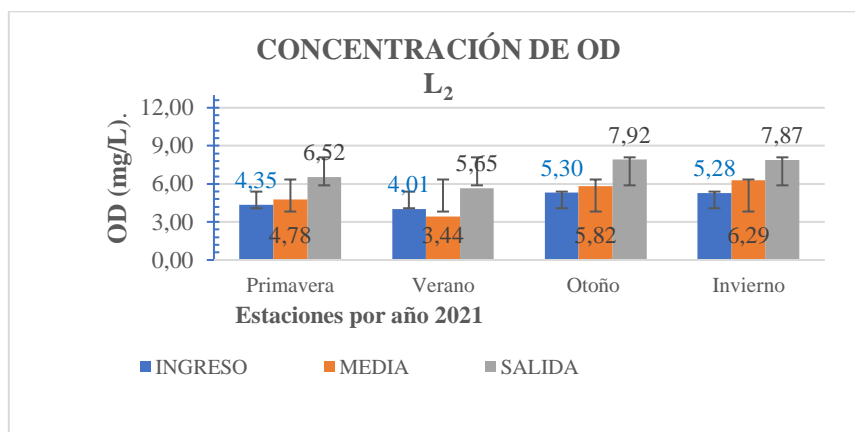


Figura 34. Concentraciones de OD L₂. AÑO 2021.

En las líneas 1 y 2, las concentraciones más altas se observaron, en general, durante los meses más fríos y las más bajas durante los meses más cálidos, llegando a registrarse valores inferiores a 0,5 mg/L en verano. Por lo tanto, las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) variaron inversamente con la temperatura. Esto puede deberse principalmente a dos razones. En primer lugar, la solubilidad del oxígeno en el agua depende de la temperatura, siendo mayor a temperaturas más bajas (Oliver Rajadel, 2017) como resultado, el OD tiende a aumentar en los periodos fríos y a disminuir en los cálidos. En segundo lugar, normalmente hay una mayor demanda biológica de oxígeno (tanto carbonosa como nitrosa) en verano (temperaturas más altas), lo que contribuye a la reducción del OD en el agua durante esta estación.

La disminución de la concentración de oxígeno disuelto a lo largo de los humedales se debe principalmente al consumo de este para los procesos de degradación de la materia orgánica y la nitrificación. Incluida la alta demanda de oxígeno por procesos de actividad microbiana, baja tasa de reaeración y condiciones ambientales que favorecen la creación de zonas anaeróbicas. Estos factores son inherentes al funcionamiento natural de los humedales, pero pueden verse exacerbados por la contaminación y la alteración del ecosistema.

El aumento del oxígeno disuelto hacia el final del proceso puede estar influenciado por varios factores y procesos biológicos y físicos. El agua que entra con altas concentraciones de fitoplancton, puede inicialmente aumentar los niveles de oxígeno mediante la fotosíntesis. Sin embargo, al morir, el fitoplancton se descompone, generando

materia orgánica que las bacterias aeróbicas metabolizan, consumiendo oxígeno y reduciendo su concentración a través del proceso de respiración bacteriana.

A medida que el agua fluye por el sistema, la reaeración en zonas turbulentas y la fotosíntesis residual de cualquier fitoplancton o algas vivas restantes ayudan a aumentar nuevamente los niveles de oxígeno. Al final del proceso, la combinación de una menor carga de materia orgánica biodegradable y la reducción del consumo de oxígeno por las bacterias permite que los niveles de oxígeno se recuperen, resultando en valores superiores de oxígeno disuelto.

A continuación, se observa gráficamente la desviación estándar de las medias de OD. Se puede notar desviaciones más pequeñas en los meses de verano y superiores en otoño en ambas líneas.

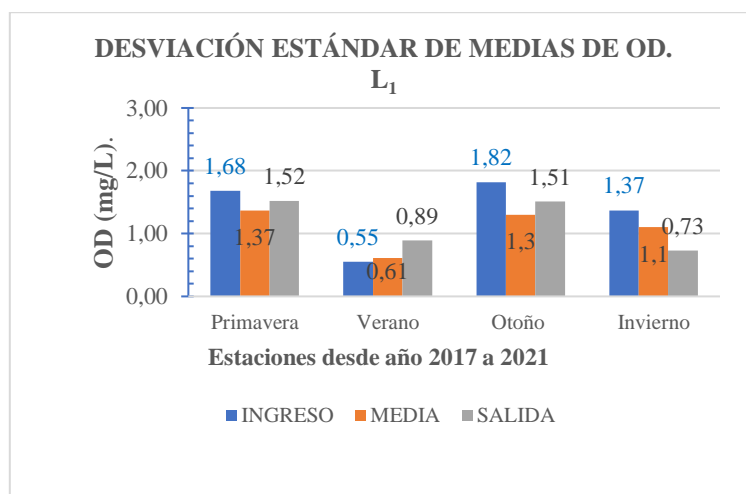


Figura 35. Concentraciones de OD L₁. AÑO 2017-2021.

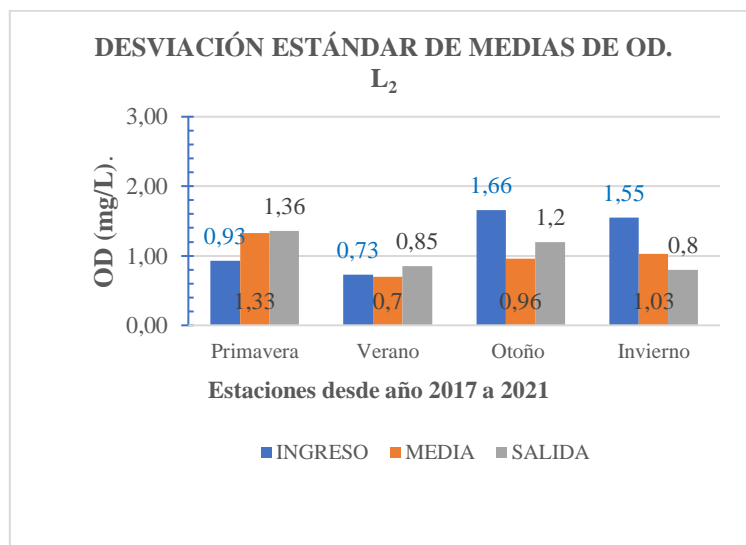


Figura 36. Concentraciones de OD L₂. AÑO 2017-2021.

Tabla 8. Tabla de interpretación de análisis estadísticos OD.

Análisis de diferencias significativas estacionales.				
PRUEBAS DE NORMALIDAD	PROMEDIOS	Estadístico de prueba D es igual a 0,06406, que se encuentra en la región de aceptación del 95 %. El estadístico de prueba K es igual a 0,7018.	Los resultados de la prueba de Lilliefors indicaron que existe una diferencia no significativa con respecto a la distribución normal, (D (120) = .064, p = .264).	DISTRIBUCIÓN NORMAL
	DESV. ESTÁNDAR	Estadístico de prueba D es igual a 0,1313, que no se encuentra en la región de aceptación del 95 %. El estadístico de prueba K es igual a 1,4378.	Los resultados de la prueba de Lilliefors indicaron que existe una diferencia significativa con respecto a la distribución normal, (D (120) = 0.13, p = .0000277).	DISTRIBUCIÓN NO NORMAL
SIGNIFICANCIA	PROMEDIOS	Chi ² =17.84 df=3 p<0.001	Existen diferencias significativas en los promedios de OD, son diferencias estacionales.	ANÁLISIS DE VARIANZA DE ANOVA Y BONFERRONI
	DESV. ESTÁNDAR	Chi ² =14.35 df=3 p=0.02	Existen diferencias significativas en las desviaciones estándar de OD, son diferencias estacionales.	TEST DE KRUSKAL-WALLIS
La prueba de Dunn-Bonferroni reveló que las comparaciones de grupos por pares de primavera - verano y verano - otoño tienen un valor p ajustado menor a 0.05 y, por lo tanto, con base en los datos disponibles, se puede asumir que estos datos son significativamente diferentes entre ellos.				

La mayor variabilidad de datos de concentración de OD por grupos se encuentra en las estaciones de primavera -verano y verano- otoño respectivamente.

A continuación, se presenta un resumen de la relación porcentual entre la desviación estándar y porcentaje de saturación para la media de todos los años. Una para L₁ y otra para L₂:

Tabla 9. Concentración de oxígeno disuelto en todos los años considerados. L₁.

LÍNEA 1 L ₁		Concentración media (mg/l)	Desviación estándar	Relación porcentual entre desviación estándar y media (%)	Porcentaje de saturación (%)
Primavera	Ingreso (n=410)	6,10	1,68	27,54	44,20
	Intermedio (n=410)	4,76	1,37	28,84	33,90
	Salida (n=410)	7,56	1,52	20,13	60,38
Verano	Ingreso (n=468)	4,17	0,55	13,22	36,22
	Intermedio (n=468)	2,73	0,61	22,38	21,22
	Salida (n=468)	5,46	0,89	16,27	45,70
Otoño	Ingreso (n=442)	6,54	1,82	27,78	47,26
	Intermedio (n=442)	5,69	1,30	22,80	43,96
	Salida (n=442)	8,78	1,51	17,14	72,78
Invierno	Ingreso (n=460)	9,20	1,37	14,92	78,24
	Intermedio (n=460)	7,87	1,10	13,96	67,68
	Salida (n=460)	10,60	0,73	6,85	98,72

Se observa un aumento general de las concentraciones de OD en todas las épocas del año. Las concentraciones de saturación están generalmente por debajo de valores preocupantes, excepto en invierno en "Salida", que es de 98.72%. Este valor podría indicar un riesgo de eutrofización si se mantiene consistentemente alto.

En primavera, otoño e invierno, la desviación estándar es mayor en las entradas que en las salidas.

En verano, la desviación estándar es menor en las entradas que en las salidas.

En la mayoría de las épocas del año (primavera, otoño e invierno), la desviación estándar de la media se reduce, solo en verano, la desviación estándar es mayor en las salidas que en las entradas para la L₁.

Tabla 10. Concentración de oxígeno disuelto en todos los años considerados. L₂.

LÍNEA 2 L ₂		Concentración media (mg/l)	Desviación estándar	Relación porcentual entre desviación estándar y media (%)	Porcentaje de saturación (%)
Primavera	Ingreso (n=410)	5,18	0,93	17,92	42,52
	Intermedio (n=410)	4,12	1,33	32,23	27,92
	Salida (n=410)	5,75	1,36	23,74	43,82
Verano	Ingreso (n=468)	4,10	0,73	17,80	33,72
	Intermedio (n=468)	2,55	0,70	27,51	18,50
	Salida (n=468)	4,40	0,85	19,35	35,50
Otoño	Ingreso (n=442)	5,53	1,66	30,04	38,70
	Intermedio (n=442)	5,42	0,96	17,78	44,58
	Salida (n=442)	7,94	1,20	15,09	67,40
Invierno	Ingreso (n=460)	7,90	1,55	19,56	63,58
	Intermedio (n=460)	6,95	1,03	14,81	59,24
	Salida (n=460)	9,37	0,80	8,52	85,72

En el Tancat de la Pipa las concentraciones de oxígeno aumentan entre primavera, verano, otoño e invierno desde el punto de "Ingreso" hasta "Salida", es decir en todas las épocas del año para la L₂.

En general, las concentraciones de OD no están muy por encima de la saturación, lo que es algo positivo; con una excepción potencial en invierno (Salida) que presenta un valor relativamente alto (85.72%) este valor podría indicar un riesgo de eutrofización si se mantiene consistentemente alto.

En cuanto a la desviación estándar no hay una tendencia uniforme de la media en las entradas comparadas con las salidas. En algunas épocas del año, la desviación estándar es mayor en las salidas, mientras que en otras es mayor en las entradas:

En primavera y verano, la desviación estándar es mayor en las salidas que en las entradas. En otoño e invierno, la desviación estándar es menor en las salidas que en las entradas.

5.5 Nitratos

La concentración de nitratos en el agua de humedales puede variar considerablemente dependiendo de varios factores, como la fuente de agua, las condiciones ambientales, el tipo de humedal y las prácticas de manejo. Los humedales son sistemas naturales eficaces para la eliminación de nitratos a través de procesos biológicos como la desnitrificación, en la que los nitratos se convierten en gas nitrógeno y se liberan a la atmósfera.

Factores que Afectan la Concentración de Nitratos en Humedales

Fuente de Agua:

- **Aguas Residuales:** Los humedales que tratan aguas residuales urbanas o agrícolas suelen recibir concentraciones más altas de nitratos.
- **Aguas Superficiales y Subterráneas:** La concentración de nitratos puede variar según la calidad de la fuente de agua, influenciada por la actividad agrícola y urbana en la cuenca.

Diseño y Manejo del Humedal:

- **Tiempo de Retención Hidráulico (TRH):** Un mayor TRH permite más tiempo para que ocurran procesos de desnitrificación, reduciendo así los niveles de nitratos.
- **Vegetación:** Las plantas en el humedal pueden absorber nitratos para su crecimiento, ayudando a reducir su concentración en el agua.
- **Cargas Hidráulicas:** Las altas cargas hidráulicas pueden reducir la eficiencia del humedal en la eliminación de nitratos debido a tiempos de residencia más cortos.

Condiciones Ambientales:

- **Temperatura:** Las temperaturas más altas generalmente favorecen la actividad microbiana, aumentando las tasas de desnitrificación.
- **Concentración de Oxígeno Disuelto:** La desnitrificación es un proceso anaeróbico, por lo que las bajas concentraciones de oxígeno disuelto son favorables.

Rangos Típicos de Nitratos

- **Humedal Natural:** Los humedales naturales suelen tener concentraciones de nitratos que varían desde casi indetectables hasta unos pocos mg/L, dependiendo de las fuentes de agua y las condiciones locales.

Humedales Artificiales (HA): En los humedales artificiales diseñados para tratar aguas residuales o de vertidos, las concentraciones de nitratos pueden variar ampliamente. En general, pueden empezar en niveles elevados (10-50 mg/L) y reducirse significativamente después del tratamiento hasta valores de <1-5 mg/L (después del tratamiento en humedales bien diseñados y manejados)

La importancia de realizar un monitoreo regular de la calidad del agua en los humedales radica en la posibilidad de evaluar la eficiencia del sistema en la eliminación de nitratos y ajustar las prácticas de manejo según sea necesario.

Los datos obtenidos de concentración de nitratos promedio y desviación estándar en los puntos de entrada, medios y salida de cada línea se presentan a continuación:

Tabla 11. Concentraciones promedio y desviación estándar de nitratos mg N/L en L₁.

LÍNEA 1					
AÑO		ESTACIÓN			
		PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO	INVIERNO
Datos a la entrada de la L ₁					
2017	PROMEDIO	1.30	0.57	1.48	2.60
	DESV. ESTÁNDAR	0.55	0.25	0.36	0.58
	RATIO	2.36	2.28	4.11	4.48
2018	PROMEDIO	1.01	1.31	3.05	2.02
	DESV. ESTÁNDAR	0.48	0.24	1.11	0.19
	RATIO	2.10	5.46	2.75	10.63
2019	PROMEDIO	2.56	0.66	4.21	1.95
	DESV. ESTÁNDAR	2.37	0.43	2.56	0.49
	RATIO	1.08	1.53	1.64	3.98
2020	PROMEDIO	1.52	0.72	3.00	3.81
	DESV. ESTÁNDAR	0.58	0.48	1.04	0.49
	RATIO	2.62	1.50	2.88	7.78
2021	PROMEDIO	2.80	1.38	3.38	1.22
	DESV. ESTÁNDAR	0.45	0.40	0.52	0.65
	RATIO	6.22	3.45	6.50	1.88
PROMEDIO		1.84	0.93	3.03	2.32
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.89	0.36	1.12	0.48
Datos en punto medio de la L ₁					
2017	PROMEDIO	0.28	0.37	0.65	0.45
	DESV. ESTÁNDAR	0.14	0.27	0.37	0.34
	RATIO	2.00	1.37	1.76	1.32
2018	PROMEDIO	0.43	0.63	0.83	0.92
	DESV. ESTÁNDAR	0.18	0.35	0.45	0.27
	RATIO	2.39	1.80	1.84	3.41
2019	PROMEDIO	1.48	0.70	1.02	0.95
	DESV. ESTÁNDAR	0.99	0.09	0.09	0.44
	RATIO	1.49	7.78	11.33	2.16
2020	PROMEDIO	0.48	0.39	0.85	1.28
	DESV. ESTÁNDAR	0.25	0.28	0.29	0.58
	RATIO	1.92	1.39	2.93	2.21
2021	PROMEDIO	0.37	0.38	1.78	1.22
	DESV. ESTÁNDAR	0.25	0.14	0.48	0.54
	RATIO	1.48	2.71	3.71	2.26
PROMEDIO		0.61	0.49	1.03	0.96
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.36	0.23	0.34	0.43
Datos a la salida de la L ₁					
2017	PROMEDIO	0.17	0.39	0.50	0.51
	DESV. ESTÁNDAR	0.04	0.20	0.25	0.46
	RATIO	4.25	1.95	2.00	1.11
2018	PROMEDIO	0.50	0.92	0.39	0.28
	DESV. ESTÁNDAR	0.29	0.35	0.16	0.08
	RATIO	1.72	2.63	2.44	3.50

2019	PROMEDIO	0.19	0.48	0.71	1.25
	DESV. ESTÁNDAR	0.09	0.07	0.08	0.89
	RATIO	2.11	6.86	8.88	1.40
2020	PROMEDIO	0.15	0.26	0.36	0.92
	DESV. ESTÁNDAR	0.09	0.07	0.11	0.66
	RATIO	1.67	3.71	3.27	1.39
2021	PROMEDIO	0.37	0.38	0.43	0.31
	DESV. ESTÁNDAR	0.01	0.02	0.24	0.27
	RATIO	37.0	19.0	1.79	1.37
PROMEDIO		0.28	0.49	0.48	0.65
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.10	0.14	0.17	0.47

De la información recopilada se deduce que las concentraciones promedio de nitratos son inferiores al ingreso de la L₁ en verano (0.93 mg N/L). En el punto medio de la línea esta tendencia se mantiene (0.49 mg N/L), mientras que, a la salida de la línea L₁ las concentraciones promedio de nitratos son inferiores en los meses de invierno (0.28 mg N/L).

Observaciones Clave para L₁:

Estaciones con Mayor Eficiencia (primavera y verano):

Primavera:

- **Entrada:** Las ratios en primavera varían significativamente año a año, desde valores más bajos en 2019 (1.08) hasta ratios mucho más altos en 2021 (6.22).
- **Salida:** A la salida, las ratios en primavera tienden a ser consistentemente altos, especialmente en 2021, donde alcanza un valor excepcionalmente alto de 37.0. Esto sugiere que, en primavera, la L₁ es particularmente efectiva en estabilizar las concentraciones de nitratos, posiblemente debido a un incremento en la actividad biológica o a la capacidad del sistema para manejar los aportes de nitratos durante esta temporada.

Verano:

- **Entrada:** Las ratios en verano son generalmente más bajas a la entrada, variando de 1.31 en 2018 a 1.53 en 2019, lo que sugiere cierta variabilidad en la concentración de nitratos durante esta estación.
- **Salida:** A la salida, las ratios son notablemente más altos en varios años, como en 2019 (6.86) y 2021 (19.0), indicando que la L₁ estabiliza significativamente las concentraciones de nitratos durante el verano.

En primavera y verano, la L₁ parece ser especialmente efectiva en estabilizar las concentraciones de nitratos, como lo demuestra el aumento significativo en las ratios a la salida. Esto podría deberse a un incremento en la actividad biológica y procesos de absorción y filtración que son más efectivos durante las estaciones más cálidas.

Estaciones con Eficiencia Moderada (otoño):

Otoño:

- **Entrada:** Las ratios en otoño muestran variabilidad significativa, con valores que van desde 1.48 en 2017 hasta 6.50 en 2021.
- **Salida:** A la salida, las ratios son generalmente más altas, especialmente en años como 2019 (8.88), lo que indica una mayor estabilidad en las concentraciones de nitratos tras el paso por la L₁.

En otoño, la L₁ también mejora la estabilidad de los nitratos, pero con menos variabilidad en las ratios. La reducción en la variabilidad sugiere que la L₁ sigue siendo efectiva, aunque las condiciones cambiantes de la estación pueden influir en su rendimiento.

Estaciones con Eficiencia Menor (invierno):

Invierno:

- **Entrada:** Las ratios en invierno a la entrada son generalmente altos, indicando una estabilidad moderada, con valores como 7.78 en 2020.
- **Salida:** Las ratios a la salida son más bajas en invierno comparados con otras estaciones, como 1.11 en 2017 y 1.37 en 2021, lo que sugiere que la L₁ tiene un impacto estabilizador, pero menos pronunciado en invierno.

En invierno, aunque la L₁ sigue reduciendo la variabilidad de los nitratos, las ratios más bajas a la salida sugieren que el sistema es menos efectivo comparado con las estaciones cálidas. Esto podría estar relacionado con una menor actividad biológica o con las características físicas y químicas del agua en temperaturas más bajas.

En resumen, la L₁ no solo reduce las concentraciones de nitratos, sino que también desempeña un papel crucial en estabilizar esas concentraciones, reduciendo la variabilidad y asegurando que los niveles de nitratos sean más uniformes y menos propensos a fluctuaciones extremas al salir de la L₁. Esto es beneficioso para el ecosistema y la calidad del agua en general, asegurando un entorno más predecible y estable.

En las Figuras 37-41 se presenta un esquema gráfico de concentraciones promedio en cada año por estación en los puntos al ingreso, medios y a la salida de la línea 1 del humedal.

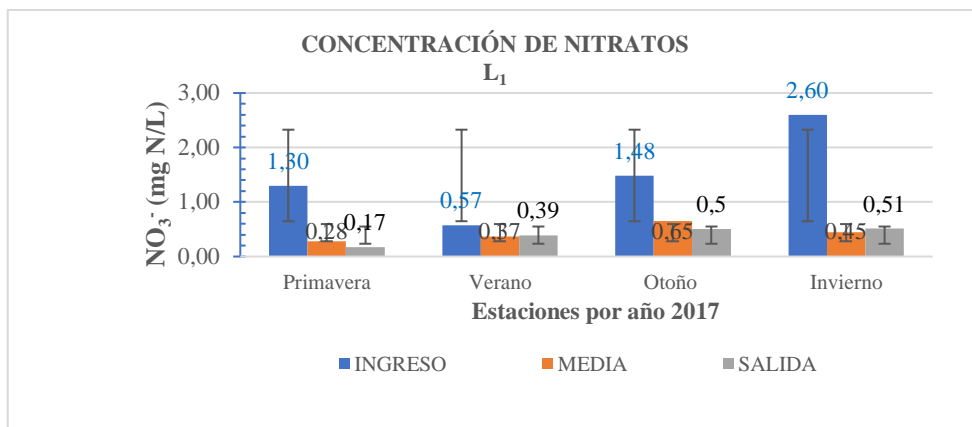


Figura 37. Concentraciones de NITRATOS L₁. AÑO 2017.

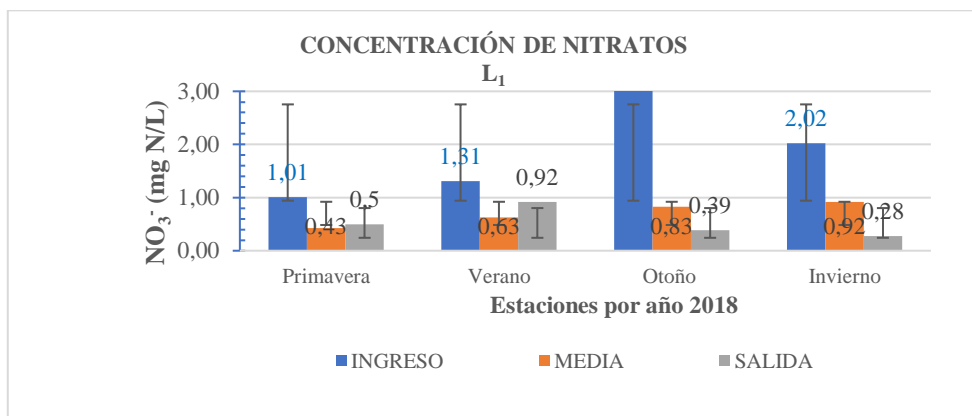


Figura 38. Concentraciones de NITRATOS L₁. AÑO 2018.

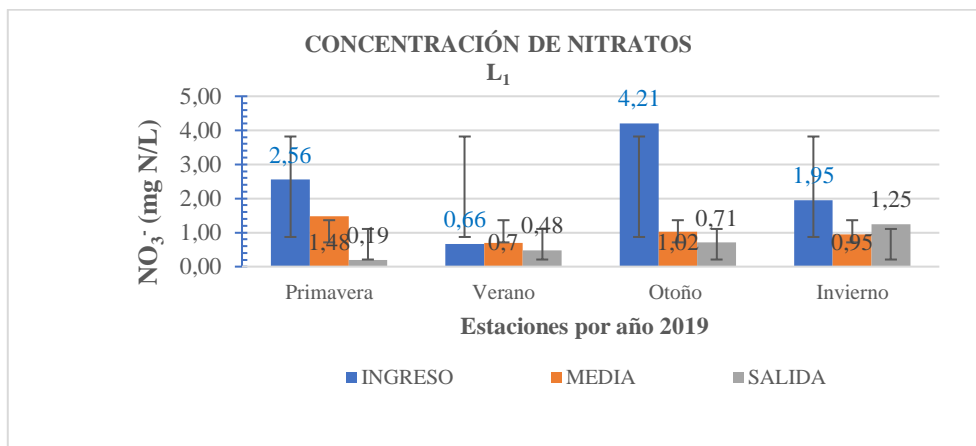


Figura 39. Concentraciones de NITRATOS L₁. AÑO 2019.

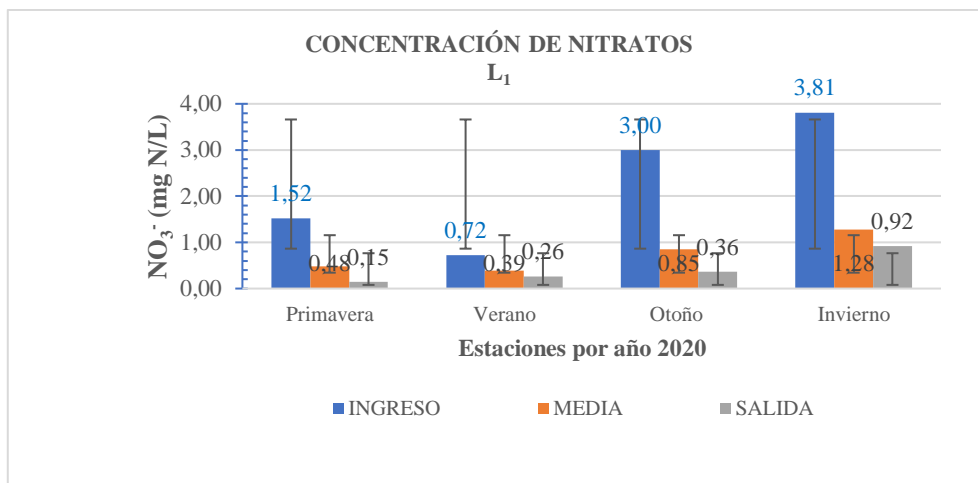


Figura 40. Concentraciones de NITRATOS L₁. AÑO 2020.

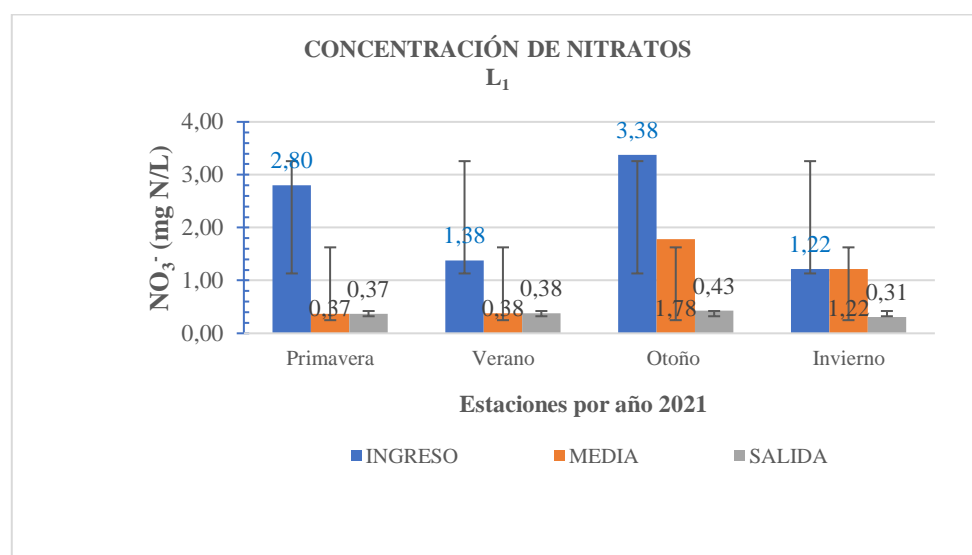


Figura 41. Concentraciones de NITRATOS L₁. AÑO 2021.

Para la línea 2, L₂, se obtienen las siguientes referencias:

Tabla 12. Concentraciones promedio de nitratos mg N/L en L₂.

LÍNEA 2					
AÑO		ESTACIÓN			
		PRIMA VERA	VERANO	OTOÑO	INVIERNO
Datos a la entrada de la L ₂					
2017	PROMEDIO	5.30	0.29	0.78	2.77
	DESV. ESTÁNDAR	3.65	0.09	0.61	1.44
	RATIO	1.45	3.22	1.28	1.92
2018	PROMEDIO	4.21	1.39	0.93	2.93
	DESV. ESTÁNDAR	1.77	0.55	0.41	1.47
	RATIO	2.38	2.53	2.27	1.99
2019	PROMEDIO	4.30	1.76	3.30	4.22
	DESV. ESTÁNDAR	2.13	1.05	0.70	2.34
	RATIO	2.02	1.68	4.71	1.80
2020	PROMEDIO	3.86	0.58	2.69	4.14
	DESV. ESTÁNDAR	2.25	0.53	1.23	2.06

	RATIO	1.72	1.09	2.19	2.01
2021	PROMEDIO	4.29	1.59	3.16	4.27
	DESV. ESTÁNDAR	0.87	0.75	2.06	3.07
	RATIO	4.93	2.12	1.53	1.39
PROMEDIO		4.39	1.12	2.17	3.67
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		2.13	0.59	1.00	2.08
Datos en el punto medio de la L₂					
2017	PROMEDIO	0.58	0.29	0.99	1.54
	DESV. ESTÁNDAR	0.30	0.27	0.58	0.75
	RATIO	1.93	1.07	1.71	2.05
2018	PROMEDIO	0.94	0.78	0.69	0.87
	DESV. ESTÁNDAR	0.38	0.28	0.01	0.26
	RATIO	2.47	2.79	69.0	3.35
2019	PROMEDIO	1.01	0.57	0.94	1.91
	DESV. ESTÁNDAR	0.56	0.11	0.11	0.61
	RATIO	1.80	5.18	8.55	3.13
2020	PROMEDIO	1.64	0.47	1.47	2.18
	DESV. ESTÁNDAR	0.89	0.21	0.40	0.28
	RATIO	1.84	2.24	3.68	7.79
2021	PROMEDIO	2.06	1.07	2.11	1.33
	DESV. ESTÁNDAR	0.30	0.25	1.10	0.92
	RATIO	6.87	4.28	1.92	1.45
PROMEDIO		1.25	0.64	1.24	1.57
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.49	0.22	0.44	0.56
Datos a la salida de la L₂					
2017	PROMEDIO	0.15	0.44	0.62	0.23
	DESV. ESTÁNDAR	0.06	0.29	0.38	0.06
	RATIO	2.50	1.52	1.63	3.83
2018	PROMEDIO	0.21	0.93	0.70	0.50
	DESV. ESTÁNDAR	0.10	0.41	0.02	0.21
	RATIO	2.10	2.27	35.0	2.38
2019	PROMEDIO	0.50	0.64	0.90	2.18
	DESV. ESTÁNDAR	0.06	0.07	0.11	1.18
	RATIO	8.33	9.14	8.18	1.85
2020	PROMEDIO	0.18	0.37	0.53	1.11
	DESV. ESTÁNDAR	0.15	0.15	0.22	0.47
	RATIO	1.20	2.47	2.41	2.36
2021	PROMEDIO	0.84	0.79	0.79	0.28
	DESV. ESTÁNDAR	0.01	0.04	0.17	0.12
	RATIO	84.0	19.75	4.65	2.33
PROMEDIO		0.38	0.64	0.71	0.86
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.08	0.19	0.18	0.41

De la información recopilada se deduce que las concentraciones promedio de nitratos son inferiores al ingreso de la L₂ en verano (1.12 mg N/L). En el punto medio de la línea esta tendencia se mantiene (0.64 mg N/L), mientras que, a la salida de la línea L₁ las concentraciones promedio de nitratos son inferiores en los meses de invierno (0.38 mg N/L).

Observaciones clave para L₂.

Estaciones con Mayor Eficiencia (primavera y verano):

Primavera:

- **Entrada:** Las ratios en primavera a la entrada de la L_2 varían entre 1.45 en 2017 y 4.93 en 2021, con un aumento considerable en 2021, lo que indica cierta variabilidad en la concentración de nitratos.
- **Salida:** A la salida, las ratios en primavera son generalmente más altos, destacándose el año 2021 con una ratio de 84.0. Este valor extremadamente alto sugiere que el sistema estabiliza y concentra significativamente los nitratos en primavera.

La L_2 muestra una eficiencia sobresaliente, con ratios extremadamente altos a la salida, especialmente en 2021. El sistema es muy eficaz en estabilizar y concentrar las concentraciones de nitratos durante esta estación.

Verano:

- **Entrada:** Las ratios a la entrada en verano son relativamente moderados, con valores que varían de 1.09 en 2020 a 3.22 en 2017.
- **Salida:** A la salida, las ratios aumentan considerablemente en algunos años, como en 2021 (19.75), lo que indica una estabilización y posible concentración de los nitratos.

Aunque menos eficiente que en primavera, la L_2 sigue mostrando una alta eficiencia en verano. Las ratios elevadas a la salida indican una capacidad significativa para reducir la variabilidad y estabilizar los nitratos.

Estaciones con Eficiencia Moderada (otoño):

Otoño:

- **Entrada:** En otoño, las ratios a la entrada son más variables, desde 1.28 en 2017 hasta 4.71 en 2019, indicando fluctuaciones en la concentración de nitratos.
- **Salida:** A la salida, las ratios también son variables, pero algunos años muestran incrementos importantes, como 2018 con una ratio de 35.0.

La L_2 muestra una eficiencia moderada en otoño. Aunque las ratios varían, el sistema es capaz de mejorar la estabilidad de los nitratos, aunque no de manera tan consistente como en primavera y verano.

Estaciones con Eficiencia Menor (invierno):

Invierno:

- **Entrada:** En invierno, las ratios a la entrada son relativamente consistentes, con valores entre 1.39 en 2021 y 2.01 en 2020.
- **Salida:** Las ratios a la salida son algo más altos en comparación con la entrada, con un aumento notable en 2017 (3.83), pero más moderado en otros años.

La eficiencia de la L₂ es menor en invierno. Aunque hay un aumento en las ratios a la salida, este no es tan pronunciado como en las otras estaciones, lo que indica una menor capacidad del sistema para estabilizar las concentraciones de nitratos en condiciones frías.

La L₂ es más efectiva en primavera y verano, mostrando una capacidad considerable para estabilizar las concentraciones de nitratos, especialmente en años recientes. En otoño, aunque la variabilidad es mayor, la L₂ sigue mostrando eficacia. En invierno, aunque hay un aumento en la estabilidad, la eficiencia general del sistema es menor, lo que sugiere que las condiciones ambientales durante las estaciones frías limitan su efectividad en comparación con las estaciones más cálidas.

En esta línea las concentraciones de nitratos son superiores que en la línea 1 de referencia. Por lo que puede considerarse la influencia de los cultivos presentes, entre ellos los de carrizo y lirios en la concentración de nitratos del humedal.

Se refiere que la presencia de plantas como el carrizo (*Phragmites australis*) y los lirios (*Iris spp.*) en los humedales desempeña un papel crucial en la reducción de la concentración de nitratos (Langergraber et al., 2013). Estas plantas contribuyen de diversas maneras a la mejora de la calidad del agua, particularmente en la eliminación de nutrientes como los nitratos.

Ha de considerarse adicionalmente que en esta línea se identifica un ullal, manantial o fuente natural de agua que surge del suelo, estos manantiales son importantes recursos hídricos y tienen características específicas que los hacen únicos en su entorno. Por cuanto contribuirían con agua emergente de alta calidad, ya que ha sido filtrada naturalmente a través de capas de suelo y roca. Puede ser fresca y cristalina, con una temperatura relativamente constante.

En las Figuras 42-46 se presenta un esquema gráfico de concentraciones promedio en cada año por estación en los puntos al ingreso, medios y a la salida de la línea 2 del humedal.

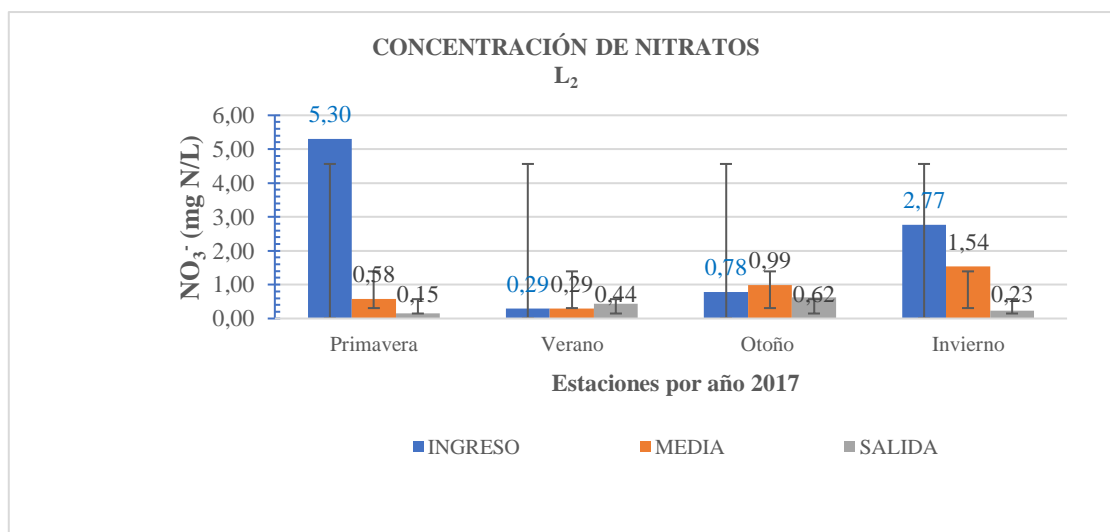


Figura 42. Concentraciones de NITRATOS L₂. AÑO 2017.

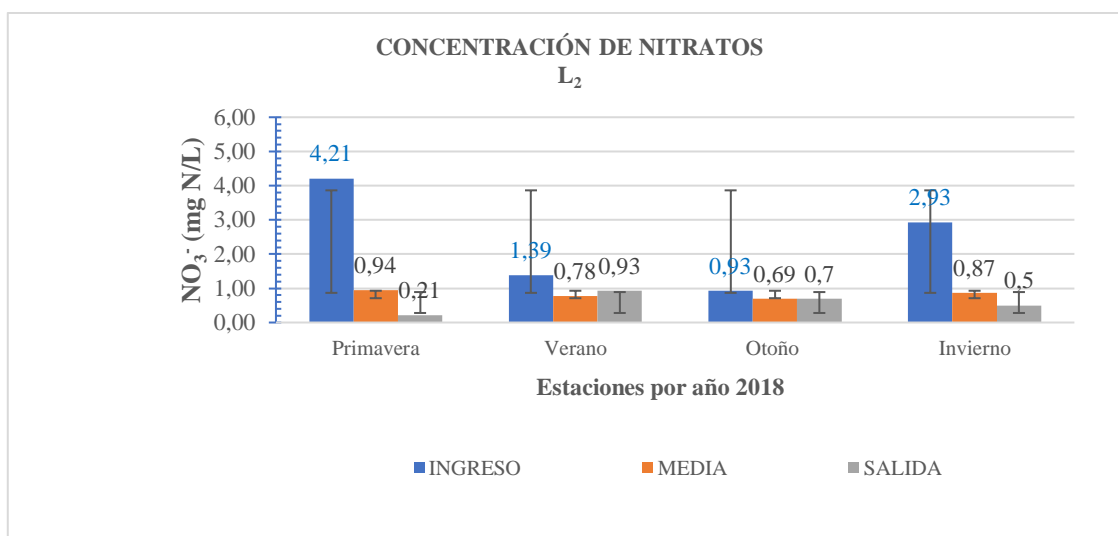


Figura 43. Concentraciones de NITRATOS L₂. AÑO 2018.

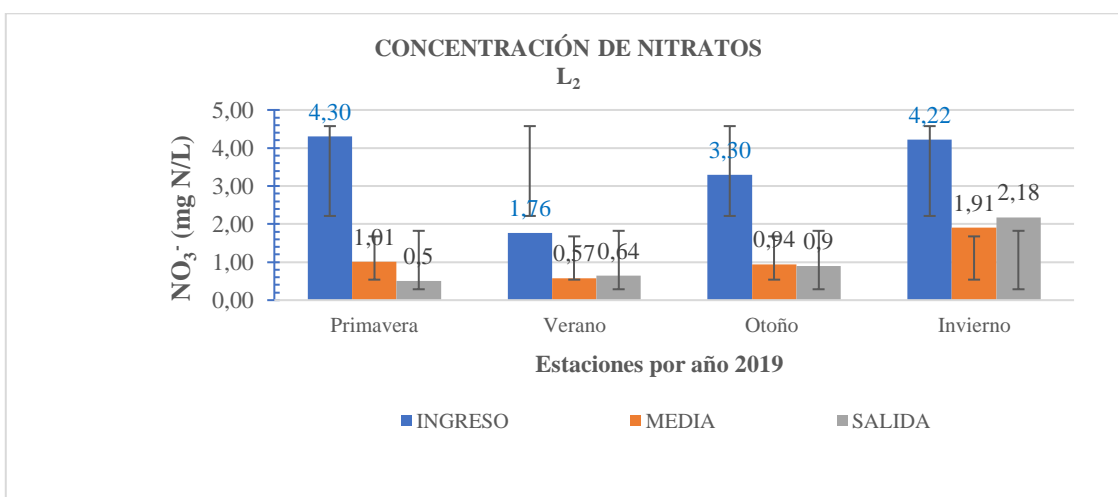


Figura 44. Concentraciones de NITRATOS L₂. AÑO 2019.

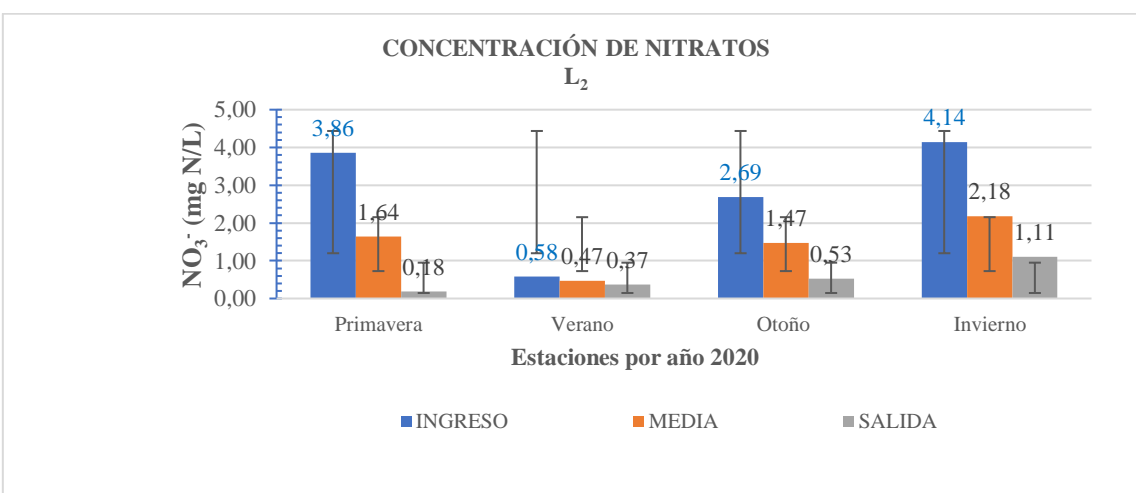


Figura 45. Concentraciones de NITRATOS L₂. AÑO 2020.

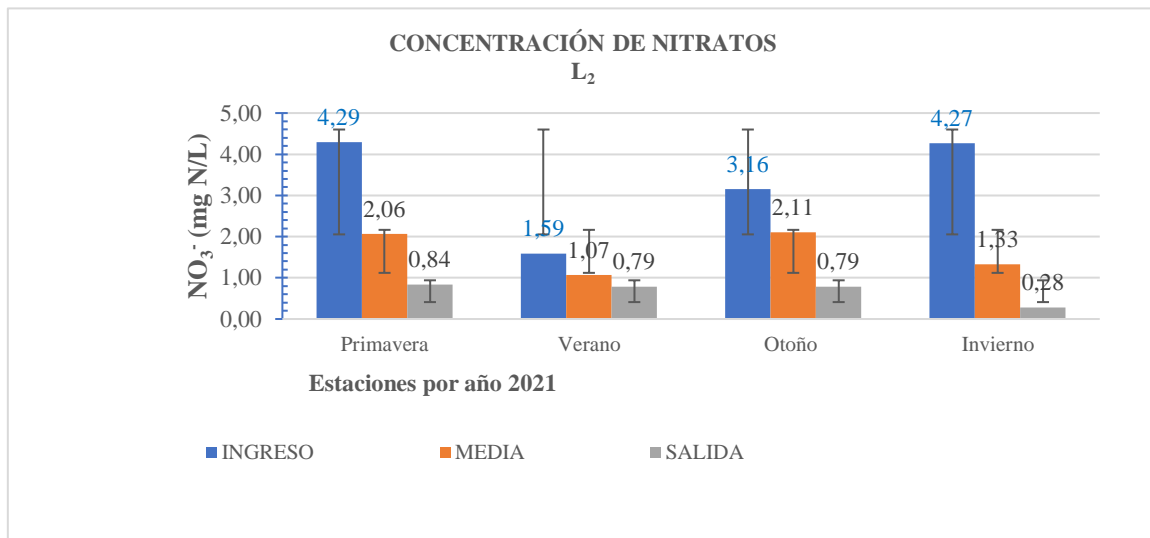


Figura 46. Concentraciones de NITRATOS L₂. AÑO 2021.

A continuación, se observa gráficamente la desviación estándar de las medias de concentración de nitratos. Se puede notar desviaciones inferiores en los meses de verano en los puntos de entrada y puntos medios de ambas líneas, mientras que a la salida de la línea se encuentran variaciones inferiores en los meses de primavera.

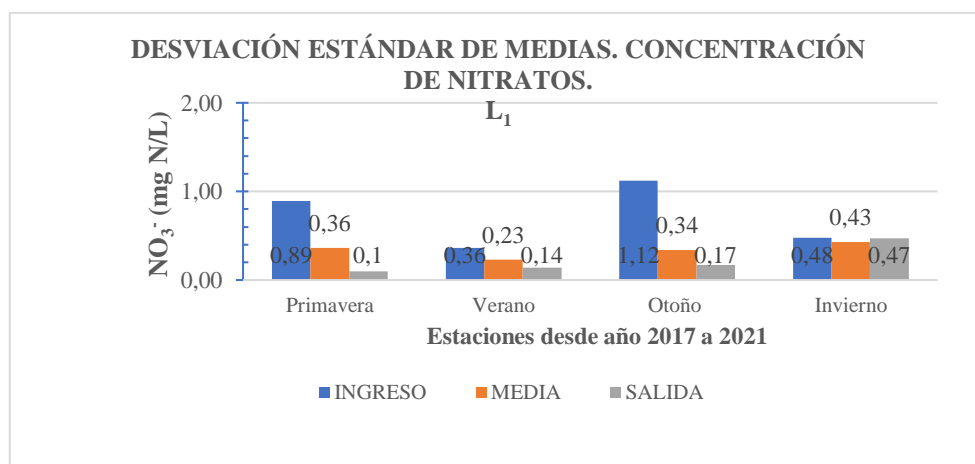


Figura 47. Concentraciones de NITRATOS L₁. AÑO 2017-2021.

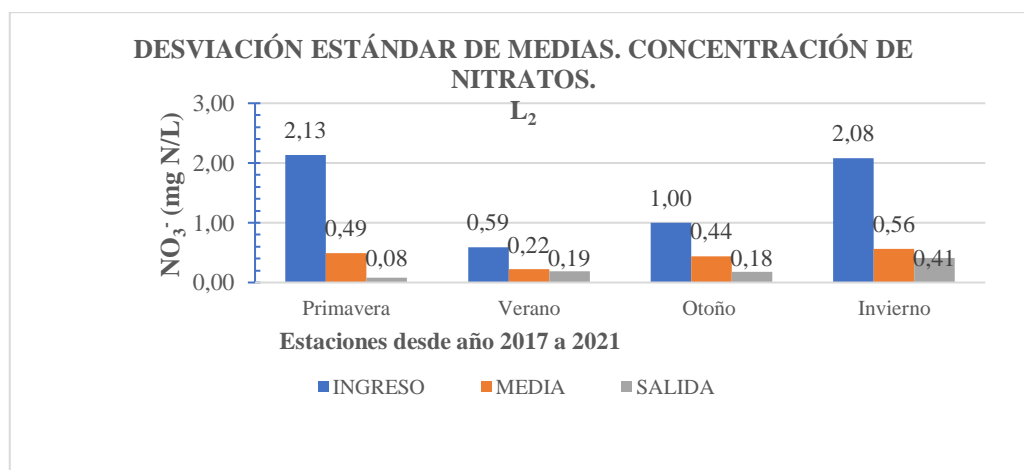


Figura 48. Concentraciones de NITRATOS L₂. AÑO 2017-2021.

Los valores de concentración de nitratos fueron menores al ingreso y salida de las líneas mayoritariamente en los meses que abarcan las estaciones primavera-verano (meses de marzo, abril junio) y mayores en temporadas otoño – invierno (meses octubre, noviembre, diciembre). Es decir, hay valores más bajos de concentración al ingreso y salida de las líneas cuando la temperatura es más alta, sin embargo, este análisis muestra que la concentración de nitratos al ingreso no guarda relación con la eficiencia que suele ser inferior en temporadas de verano.

Tabla 13. Tabla de interpretación de análisis estadísticos Concentración de nitratos.

Análisis de diferencias significativas estacionales.				
PRUEBAS DE NORMALIDAD	PROMEDIOS	Estadístico de prueba D es igual a 0.2004, que no se encuentra en la región de aceptación del 95 %. El estadístico de prueba K es igual a 0,7018.	Los resultados de la prueba de Lilliefors indicaron que existe una diferencia significativa con respecto a la distribución normal, (D (120) = 0.2004, p = 7.12×10^{-13}).	DISTRIBUCIÓN NO NORMAL
	DESV. ESTÁNDAR	El estadístico de prueba D es igual a 0,2385, que no se encuentra en la región de aceptación del 95 %. El estadístico de prueba K es igual a 2,6131.	Los resultados de la prueba de Lilliefors indicaron que existe una diferencia significativa con respecto a la distribución normal, (D(120) = 0.24, p=0).	DISTRIBUCIÓN NO NORMAL
SIGNIFICANCIA	PROMEDIOS	Chi ² =11.99 df=3 p=0.007	Existen diferencias significativas en los promedios de concentración de nitratos, son diferencias estacionales.	KRUSKAL-WALLIS
	DESV. ESTÁNDAR	Chi ² =10.61 df=3 p=0.014	Existen diferencias significativas en las desviaciones estándar de concentración de nitratos, son diferencias estacionales.	KRUSKAL-WALLIS
PARA PROMEDIOS: La prueba de Dunn-Bonferroni reveló que las comparaciones de los grupos por estaciones verano-otoño y verano - invierno tienen un valor p ajustado menor a 0,05 y, por lo tanto, con base en los datos disponibles, se puede asumir que estos grupos son significativamente diferentes entre sí.				

PARA DESVIACIÓN ESTÁNDAR: La prueba de Dunn-Bonferroni mostró que la comparación de grupos por pares de verano-invierno tiene un valor p ajustado de menos de 0,05 y, por lo tanto, con base en los datos disponibles, se puede asumir que los dos grupos son significativamente diferentes entre sí.

La mayor variabilidad de datos de concentración de nitratos por grupos se encuentra en las estaciones de verano-otoño y verano-invierno respectivamente.

Además de reducir la concentración de nitratos entre la entrada y la salida se reduce la variabilidad, es decir los datos son más constantes, la humedad amortigua las oscilaciones, esto es importante porque en efectos ambientales cuantas menos oscilaciones tengamos en las concentraciones y condiciones ambientales mejor para el ecosistema.

5.6 Características, caudal y cargas de ingreso de las dos líneas de tratamiento (L₁, L₂).

La comprensión y gestión de las características, caudal y cargas de ingreso son fundamentales para el diseño, operación y eficiencia de los sistemas de aguas. Estas variables permiten ajustar los procesos para garantizar un tratamiento efectivo y el cumplimiento de los requisitos regulatorios.

A partir de la información recopilada para esta investigación, es posible desarrollar herramientas que faciliten la gestión de los humedales artificiales. En este apartado se presentan los resultados a partir de estas herramientas:

- Relaciones entre variables de calidad del agua que permitan estimar una variable a partir de otra que sea más fácil de medir.
- Modelos de regresión que relacionen parámetros, con el objetivo de identificar las condiciones que optimizan el funcionamiento del humedal respecto a la eliminación de nitratos.

Se analizan los caudales por línea y por puntos, tomando como referencia de análisis los puntos medios, para la línea L₁ el punto 3 y para la línea L₂ el punto 4, puntos a la salida del humedal y de entrada a la laguna respectivamente.

Encontrando que para las líneas de tratamiento el caudal promedio en estos puntos desde marzo 2017 a marzo 2022 es de 37.26 L/s (para la línea 1) y 32.53 L/s (para la línea 2).

En la Tabla 14. Se resumen las características del caudal medio registrado en los diferentes puntos desde marzo 2017 a marzo 2022 en comparación con los caudales medios de entrada tomados como referencia del *Informe de estado inicial y evolución de los Humedales Artificiales del Tancat de la Pipa, del Tancat de Milia y del Tancat de l'Illa* (Life Albufera, 2012) desde la puesta en marcha del sistema hasta el mes de marzo de 2012. Se refiere que de acuerdo al Informe de Estado Inicial y Evolución de los Humedales Artificiales del Tancat de la Pipa, los valores eran de 31.7 Ls⁻¹ para la L₁ y de 23.1 Ls⁻¹ para la L₂ (Life Albufera, 2012). Lo que representa un incremento del caudal hasta el mes de marzo del 2022 del 14.97 % para la L₁ y de 29.21% para la L₂.

Los valores referidos como inicio o puesta en marcha son referenciales, si bien en la actualidad el sistema funciona bastante bien con los caudales calculados del 2017 – 2022.

Tabla 14. Características del caudal medio de entrada de las dos líneas de tratamiento. P1 y P2: Entrada del humedal. P3 y P4: Salida del humedal y entrada a la laguna respectivamente. P5 y P6: Salida del humedal.

LÍNEAS	PUNTOS		Caudal (2017-2022)		Caudal (puesta en marcha-2012)	
			m ³ d ⁻¹	Ls ⁻¹	m ³ d ⁻¹	Ls ⁻¹
LÍNEA 1	PUNTO 1	PROM	3288.54	38.06	-	-
		DESV. EST	1464.12	16.95		
	PUNTO 3	PROM	3220.72	37.28	PROMEDIO	PROMEDIO
		DESV. EST	1382.32	16.00	2736	31.7
	PUNTO 5	PROM	3314.03	38.36	-	-
		DESV. EST	1466.45	16.97		
LÍNEA 2	PUNTO 2	PROM	2857.57	33.07	-	-
		DESV. EST	943.59	10.92		
	PUNTO 4	PROM	2819.17	32.63	PROMEDIO	PROMEDIO
		DESV. EST	918.23	10.63	1994	23.1
	PUNTO 6	PROM	2851.32	33.00	-	-
		DESV. EST	936.45	10.84		

Fuente: El autor. Adaptado de (Life Albufera, 2012).

En el contexto de los caudales, mediante el análisis de desviación estándar se indica cuánto varían los caudales individuales de su promedio.

- **Línea 1:** Los puntos en esta línea muestran una alta desviación estándar, indicando una gran variabilidad en los caudales. Esto podría sugerir fluctuaciones significativas o cambios en los caudales durante el período analizado.
- **Línea 2:** Los puntos en esta línea presentan una desviación estándar menor en comparación con la Línea 1, lo que indica que los caudales son más consistentes y menos variables en esta línea.

La comparación entre las líneas revela que la Línea 1 tiene una mayor variabilidad en los caudales, mientras que la Línea 2 tiene caudales más estables.

5.7 Características de evapotranspiración en las dos líneas de tratamiento (L₁, L₂).

La precipitación puede afectar la calidad del agua al transportar contaminantes y sedimentos desde las áreas circundantes hacia las masas de agua objeto de estudio. Un aumento en la precipitación puede provocar la escorrentía de nutrientes, sedimentos y contaminantes de la tierra hacia las masas de agua, lo que puede afectar negativamente la calidad del agua y la vida acuática.

En caso de zonas con presencia de vegetación se ha considerado la relación existente entre la evapotranspiración real (ET_c) de cada cultivo específico y la evapotranspiración de referencia ET_o en esas mismas condiciones, y en ese mismo microclima, un número adimensional (1,2) que multiplicado por el valor de ET_o da como resultado evapotranspiración para cada zona de cultivo (ET_c).

A posteriori se describen las características por línea:

Características, línea 1 (L₁):

Para el sector de humedales (Del punto 1 a 3). - La cantidad de precipitaciones son altamente representativas en esta línea llegando a significar en promedio el 7.67% del caudal total, por lo que es menester considerar este dato en el balance hídrico del sector de humedales, (Giménez Ripoll et al., 2019) refiere que el agua de lluvia apenas contiene sales, por lo que al tener porcentajes de precipitaciones importantes se suele producir una disminución tanto de la salinidad del agua como de algunas de las formas de nitrógeno.

Respecto a la evapotranspiración llega a representar hasta el 7.39% en promedio del caudal total del sector humedales. Un porcentaje que podría relacionarse con la combinación de dos procesos por los que el agua se pierde a través de la superficie del suelo por evaporación y, por otro lado, mediante transpiración de la vegetación ubicada en el área FG (Sector de humedales grandes, referencia a Figura 17.) Al considerar la evaporación originada en los humedales determinante en el aumento de la concentración de sales, ha de observarse que este incremento no sea excesivo (Álvarez-Rogel et al., 2020).

Para el sector lagunas (Del punto 3 a 5). - La cantidad de precipitaciones son menos representativas en esta área llegando a significar en promedio el 2.90% del caudal total. Respecto a la evapotranspiración llega a representar en promedio el 2.64% en ciertos casos del caudal total del sector lagunas como se ilustra en la Tabla 15.

Características, línea 2 (L₂):

Para el sector de humedales (Del punto 2 a 4). - La cantidad de precipitaciones son menos representativas en esta línea llegando a significar en promedio el 2.70% del caudal total. Respecto a la evapotranspiración llega a representar hasta el 2.24% del caudal total del sector humedales.

Para el sector lagunas (Del punto 4 a 6). - La cantidad de precipitaciones son menos representativas en esta línea llegando a representar hasta el 2.5% del caudal total. Respecto a la evapotranspiración llega a representar hasta el 2.22% en ciertos casos del caudal total del sector lagunas como se ilustra en la Tabla 15.

Tabla 15. Características de la precipitación y evapotranspiración de las dos líneas de tratamiento.

LÍNEAS	PUNTOS		% PP/caudal	% evaporación/caudal
LÍNEA 1	Humedales	PUNTO 1-3	7.67	7.39
	Lagunas	PUNTO 3-5	2.90	2.64
LÍNEA 2	Humedales	PUNTO 2-4	2.70	2.24
	Sector Lagunas	PUNTO 4-6	2.50	2.22

5.8 Concentración y porcentajes de remoción de nitratos.

Evaluar tanto la concentración como los porcentajes de remoción de nitratos en este sistema categorizado como hipereutrófico es fundamental para mejorar la calidad del agua, cumplir la normativa y minimizar el impacto ambiental.

En el presente estudio se evaluaron y compararon las dos líneas de tratamiento, considerando la remoción de nitratos durante cinco años desde marzo 2017 a marzo 2022 por estación en el sector de humedales y sector de lagunas de cada línea.

Respecto al porcentaje de remoción de nitratos en la L₁ los rendimientos promedio para la sección de humedales son de 52.91% y para la sección lagunas hasta 29.12%.

Se llega a interpretar que el porcentaje de remoción de nitratos es más alto en el sector de humedales en la L₁. A la salida de la línea de tratamiento L₁ las concentraciones de nitratos no superan los 0.1mg/L.

En L₁ los valores porcentuales de remoción son superiores en otoño a una temperatura promedio entre los 15 a 18 °C e inferiores en verano a una temperatura promedio entre los 24 a 28 °C como se muestra en la Figura 49. En relación a estos hallazgos reportes previos del año 2019 referían valores de concentración de nitrógeno que se sitúan en torno de 5 mg N/L, siendo los nitratos su principal componente, mientras que en el reporte actual la concentración máxima de nitratos que ingresa es sección humedales 2.01mg/L para la L₁ y 2.83 mg/L para L₂. Refiriendo que en septiembre de 2011 y febrero de 2012 se registraron valores elevados de entrada, de entre 3 y 6 mg N/L, meses correspondientes a temporadas invernales. Cabe señalar que Giménez Ripoll et al., (2019) identificaron que mientras en las primaveras la concentración de nitrógeno total disminuía un 63%, como media, en verano solo lo hacía un 6%, datos similares a los obtenidos en la presente investigación en los que se puede identificar porcentajes inferiores de remoción en verano.

Tabla 16. Promedios de porcentaje de remoción de nitratos en L₁. Sección humedales.

SECCIÓN HUMEDALES				
AÑO	ESTACIÓN			
	PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO	INVIERNO
2017	77.96	40.28	57.67	79.32
2018	58.27	51.31	71.43	54.20
2019	-	-	64.49	58.18
2020	71.08	50.08	69.48	66.61
2021	86.71	72.09	48.99	-
PROMEDIO	58.80	42.75	62.41	51.66

Tabla 17. Promedios de porcentaje de remoción de nitratos en L₁. Sección lagunas.

SECCIÓN LAGUNAS				
AÑO	ESTACIÓN			
	PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO	INVIERNO
2017	-	-	21.15	-
2018	-	-	44.49	66.41
2019	79.21	32.24	32.03	-
2020	-	60.44	21.78	55.31
2021	34.23	-	73.66	61.97
PROMEDIO	22.59	18.54	38.62	36.74

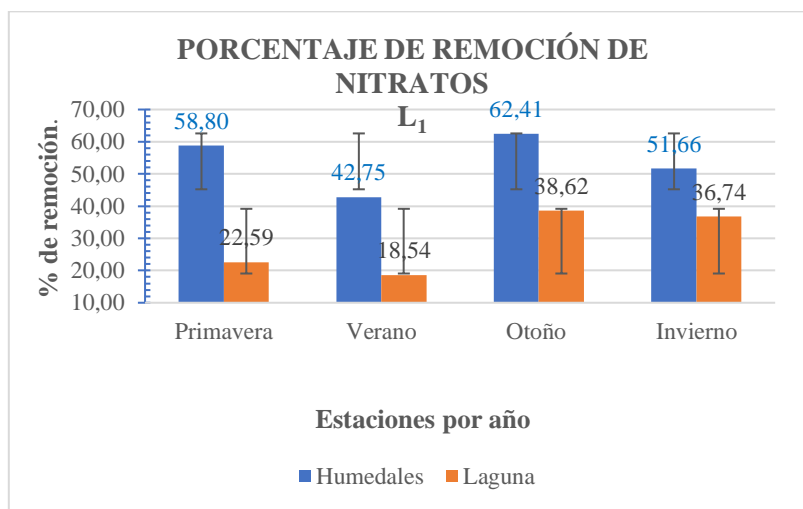


Figura 49. Gráfica de líneas de porcentaje de remoción de nitratos en L₁.

Respecto al porcentaje de remoción de nitratos en la L₂ los rendimientos promedio para la sección de humedales es de 39.63% y para lagunas es de 39.05 %.

En el caso de la L₂ los porcentajes de remoción de nitratos son equivalentes tanto en la sección de humedales como en la sección de lagunas.

En L₂ los valores porcentuales de remoción son superiores en las épocas de primavera a una temperatura promedio entre los 15 a 22 °C como se muestra en las Tablas 18 y 19. A la salida de la línea de tratamiento L₂ las concentraciones de nitratos no superan los 4.30 mg/L que a pesar de ser una concentración superior a la concentración de L₁ no representa un problema por cuanto es un valor dentro de norma que no sobrepasa los 10 mg/L, un valor aceptable incluso para los sistemas de agua pública. Los valores promedios de remoción de nitratos para cada estación para la L₂ en las secciones humedales y lagunas, se muestran a continuación:

Tabla 18. Promedios de porcentaje de remoción de nitratos en L₂. Sección lagunas.

SECCIÓN HUMEDALES				
AÑO	ESTACIÓN			
	PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO	INVIERNO
2017	77.36	-	-	26.19
2018	75.70	13.73	40.77	58.86
2019	61.98	70.22	53.80	75.42
2020	41.93	-	57.85	38.46
2021	16.27	-	35.32	48.73
PROMEDIO	54.65	16.79	37.55	49.53

Tabla 19. Promedios de porcentaje de remoción de nitratos en L₂. Sección humedales.

SECCIÓN LAGUNAS				
AÑO	ESTACIÓN			
	PRIMAVERA	VERANO	OTOÑO	INVIERNO
2017	77.43	-	20.42	26.09
2018	65.66	13.54	40.69	28.33
2019	61.72	30.18	53.75	75.41
2020	41.79	-	57.75	28.33
2021	16.06	-	35.22	48.62
PROMEDIO	52.53	8.74	41.57	41.36

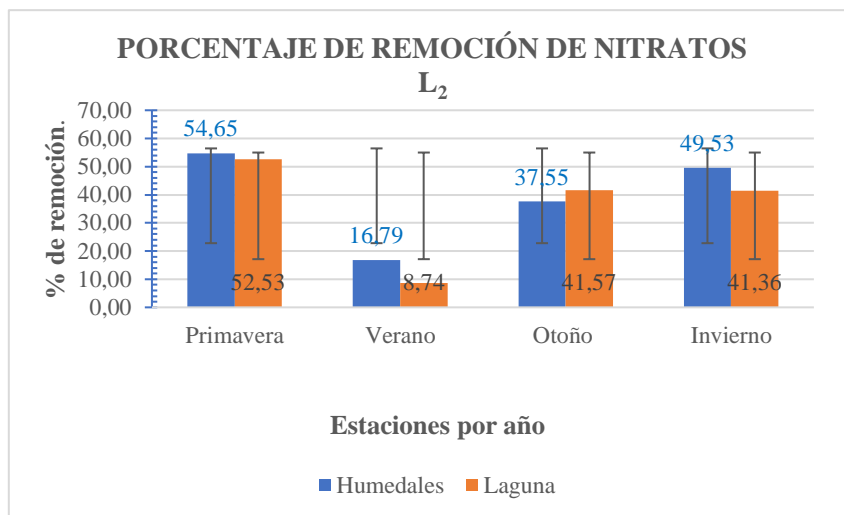


Figura 50. Gráfica de líneas de porcentaje de remoción de nitratos en L₂.

5.9 Relaciones entre el porcentaje de remoción y la concentración de nitratos, oxígeno disuelto (OD) y la temperatura en la entrada de las dos líneas de tratamiento (L₁, L₂).

Las relaciones entre la temperatura, el oxígeno disuelto y el porcentaje de remoción en las líneas de tratamiento es crucial para entender la dinámica del sistema y valorar la relación de la eficiencia del mismo de acuerdo a las condiciones de entrada y salida de masa de agua.

A continuación, se procede a exponer los resultados obtenidos en el análisis de la influencia de variables como la temperatura y el oxígeno disuelto sobre la eficiencia de remoción de nitratos.

5.9.1 Relación entre el porcentaje de eliminación de nitratos y la concentración de nitratos a la entrada de las líneas L₁ y L₂.

Se prevé analizar si la concentración de nitratos a la entrada puede influir en la eficiencia de eliminación. En los informes de gráficas de correlación, como se muestra en las Figuras 51 y 52 se presentan valores de correlación moderada ($R^2 = 0.46$) y débil ($R^2 = 0.26$) que ocurre entre la concentración de nitratos al inicio de L₁ y L₂.

Esto sugiere que, aunque se podría considerar que la concentración de entrada de nitratos tiene un impacto moderado en el porcentaje de nitratos eliminados, no es el único factor que contribuye significativamente a la variabilidad.

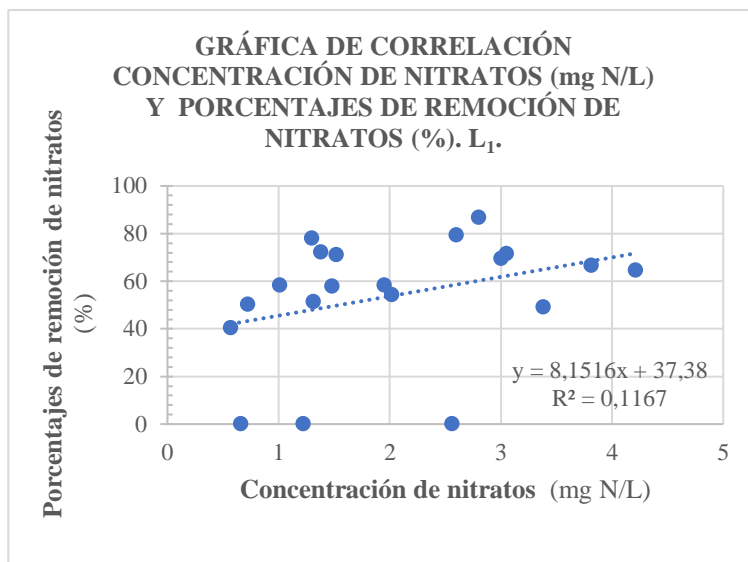


Figura 51. Gráfica de correlación entre concentración de nitratos (mgN/L) y porcentajes de remoción (%). ENTRADA L₁.

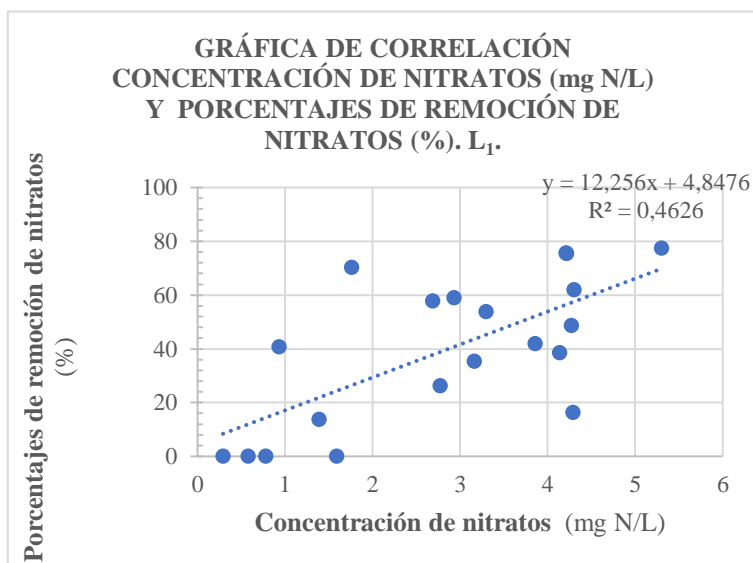


Figura 52. Gráfica de correlación entre concentración de nitratos (mgN/L) y porcentajes de remoción (%). ENTRADA L₂.

5.9.2 Relación de porcentaje de eliminación de nitratos y temperatura a la entrada de las líneas L₁ y L₂.

En los informes de gráficas de correlación, en ninguna de las líneas se encuentran relaciones significativas, apenas se señala una relación lineal muy débil ($R^2 = 0.12$) en la sección de humedales de la L₂ sugiriendo que la temperatura es un factor poco relevante en el porcentaje de remoción de nitratos como se puede constatar en las Figuras 54-56.

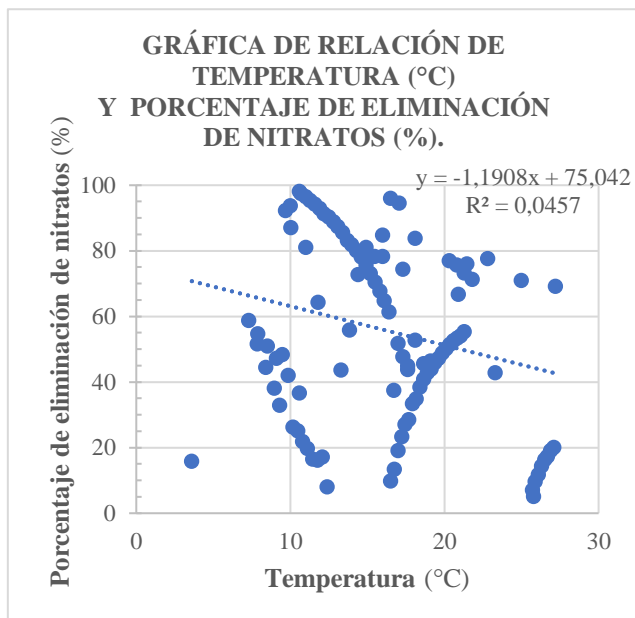


Figura 54. Relación lineal entre temperatura y porcentaje de eliminación de nitratos. HUMEDALES de L1.

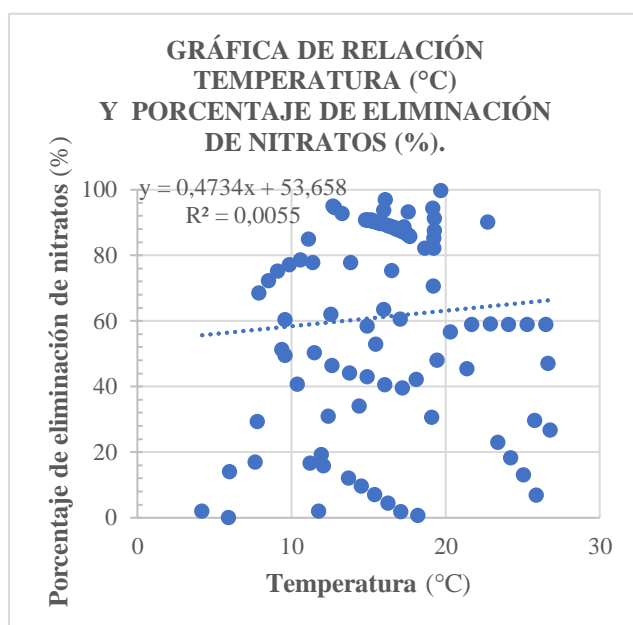


Figura 53. Relación lineal entre temperatura y porcentaje de eliminación de nitratos LAGUNAS de la L1.

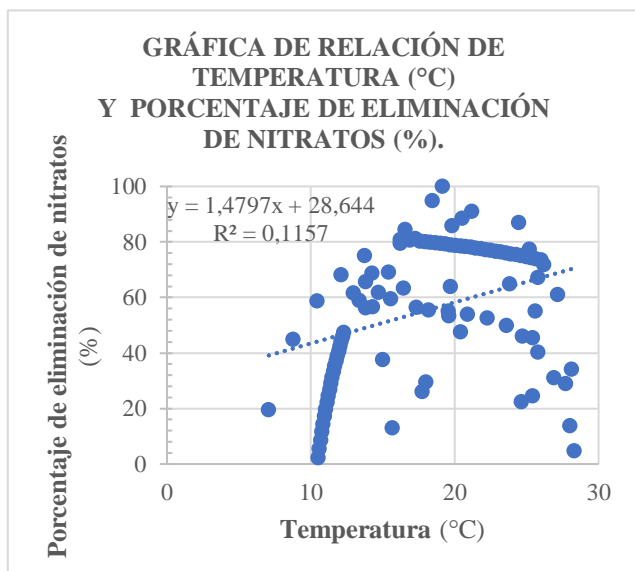


Figura 55. Relación lineal entre temperatura y porcentaje de eliminación de nitratos. HUMEDALES de L2.

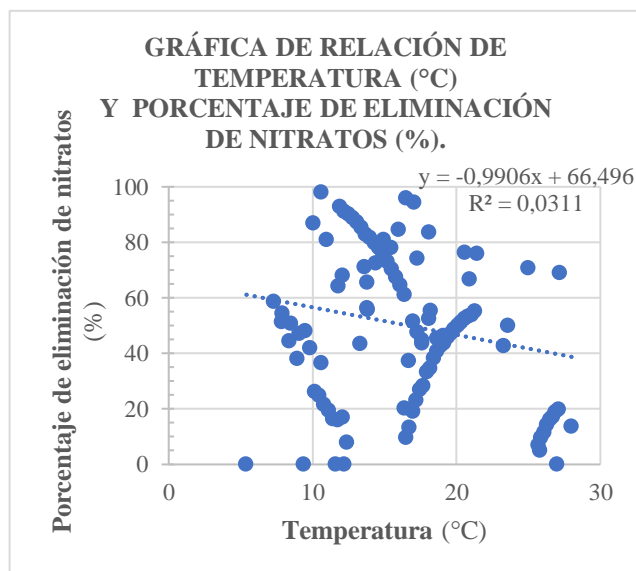


Figura 56. Relación lineal entre temperatura y porcentaje de eliminación de nitratos. LAGUNAS de L2.

Por lo visto se puede concluir que no hay una relación clara entre la eliminación de nitratos y la temperatura.

Correlación entre eficiencia y temperatura.

La relación entre el porcentaje de remoción de nitratos y la temperatura en la sección humedales y lagunas en ambas líneas resulta ser compleja y en ningún punto de las líneas se presenta una correlación lineal significativa únicamente entre estas dos variables como

se puede constatar en el Anexo G, al no presentarse una correlación lineal y depender de varios factores, incluyendo la dinámica biogeoquímica de cada humedal en particular. Sin embargo, se pueden identificar algunas tendencias generales de acuerdo con (Vymazal, 2020):

Descomposición de materia orgánica: En los humedales, la temperatura influye en la velocidad de descomposición de la materia orgánica. A temperaturas más altas, la descomposición de la materia orgánica tiende a ser más rápida, lo que puede liberar más nitrógeno en forma de nitratos al agua.

Actividad microbiana: La temperatura también afecta la actividad de los microorganismos en el suelo y el agua de los humedales. Las bacterias nitrificantes, por ejemplo, convierten el amonio en nitratos, y su actividad puede aumentar a medida que aumenta la temperatura, lo que podría resultar en una mayor concentración de nitratos en el agua siempre que haya oxígeno disponible.

Precipitación y escorrentía: La temperatura también puede influir en los patrones de precipitación, estos eventos pueden llevar a un aumento en la escorrentía y, por lo tanto, a un mayor transporte de nitratos desde las áreas circundantes al humedal.

Además, otros factores como la vegetación, la presencia de especies acuáticas, la entrada de nutrientes externos y la gestión del humedal también pueden influir en la concentración de nitratos en un humedal dado. Por lo tanto, se necesita un enfoque específico en cada caso para comprender completamente la relación entre la temperatura y los niveles de nitratos por cada línea en particular.

5.9.3 *Relación entre porcentaje de eliminación de nitratos y concentración de OD a la entrada de las líneas L₁ y L₂.*

Se evalúa la cantidad de OD en mg/l que se considera como un indicador del soporte del agua a la vida vegetal/animal y su incidencia de correlación lineal débil con el porcentaje de remoción de nitratos que se presenta a la entrada de ambas líneas como se observa en las Figuras 57 y 58.

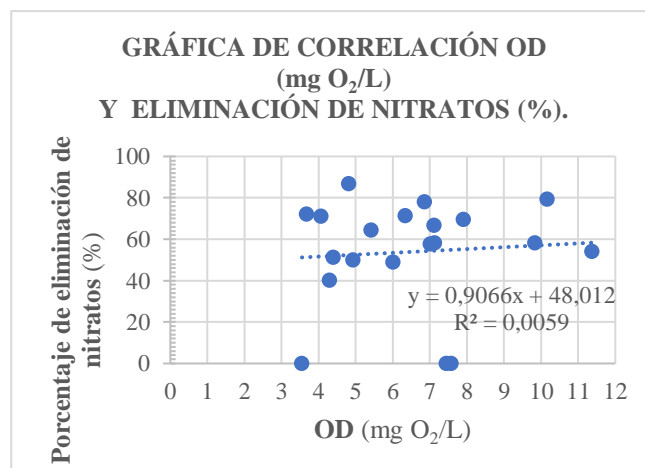


Figura 57. Correlación lineal entre OD y concentración de nitratos en la entrada de la L₁.

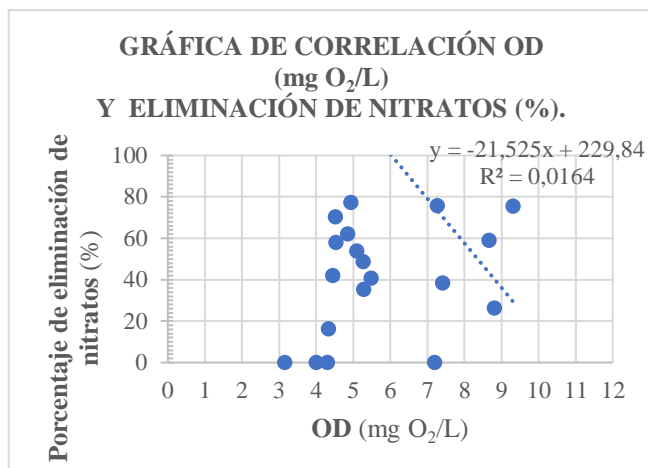


Figura 58. Correlación lineal entre OD y concentración de nitratos en la entrada de la L₂.

Al analizar la calidad del agua en función del término OD, podemos identificar que conforme el caudal de agua avanza en su curso por las líneas de tratamiento la cantidad de O₂ disuelto aumenta pasando en la L₁ de 6.49 (Punto 1 de ingreso al humedal) a 8.09 mg/L (Punto 3 de salida de la laguna). Mientras que en L₂ la concentración aumenta de 5.67 (Punto 2 de ingreso al humedal) a 6.85 mg/L (Punto 4 de salida de la laguna). La concentración de oxígeno disuelto varía desde 0.04 hasta 15.95 mg/L. Las concentraciones de OD más bajas se encuentran en los meses de primavera – verano (marzo-agosto) mientras que las concentraciones de OD más altas se encuentran en los meses de otoño – invierno (septiembre-febrero).

Correlación entre eficiencia y OD.

Una situación similar a la descrita previamente se presenta con la variación del oxígeno disuelto en agua y la eficiencia en la remoción de nitratos que está relacionada con procesos biogeoquímicos interrelacionados, no se encuentran correlaciones significativas directas como se observa en el Anexo H puesto que la variación del oxígeno disuelto en agua y la remoción de nitratos en humedales están influenciados por las condiciones biogeoquímicas del agua y la actividad microbiana en estos ecosistemas acuáticos. A continuación, se explica cómo se relacionan estos dos procesos teniendo como referencia a (Álvarez-Rogel et al., 2020).

Oxígeno disuelto y actividad microbiana: El oxígeno disuelto es esencial para mantener la actividad microbiana en el agua de los humedales. Los microorganismos aeróbicos, que requieren oxígeno para su metabolismo, desempeñan un papel fundamental en la remoción de nitratos. Estos microorganismos convierten los nitratos (NO³⁻) en nitritos (NO²⁻) y luego en nitrógeno molecular (N₂) o gases de nitrógeno como el óxido nitroso (N₂O) en un proceso llamado desnitrificación.

Efecto de la temperatura: Como se mencionó anteriormente, la temperatura afecta la solubilidad del oxígeno en el agua. A temperaturas más bajas, el agua puede retener más oxígeno disuelto, lo que es beneficioso para la actividad microbiana aeróbica. Esto significa que, en condiciones más frías, los microorganismos que realizan la desnitrificación pueden funcionar de manera más eficiente.

Oxígeno disuelto y procesos de desnitrificación: Los procesos de desnitrificación son altamente dependientes de la disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua. La desnitrificación es una secuencia de reacciones biológicas en las que los microorganismos utilizan el oxígeno como aceptor de electrones para degradar los nitratos. Por lo tanto, cuando hay niveles adecuados de oxígeno disuelto, la desnitrificación puede ocurrir de manera eficiente, lo que conduce a una mayor remoción de nitratos.

Balance entre nitrógeno y oxígeno: La disponibilidad de nitratos también puede influir en los niveles de oxígeno disuelto. Cuando hay una alta concentración de nitratos en el agua, la desnitrificación puede ser un proceso dominante que consume oxígeno, lo que puede disminuir los niveles de oxígeno disuelto. Esto puede ser beneficioso para la remoción de nitratos, pero también puede afectar negativamente a los organismos que requieren oxígeno, como los peces y otros seres acuáticos.

Existen datos de %OD sat que reportan que las saturaciones máximas a menudo se dan para los puntos al ingreso de las líneas de tratamiento y esta super saturación se mantiene por cortos periodos de tiempo.

Al analizar la Tabla 20. Se identifican porcentajes de OD en saturación que en ocasiones son cercanos al 100%, lo que explicaría que el agua tiene una saturación igual a la atmosférica y es usado como valor de referencia. Pero llega a ser menor (hasta 3.30% en el punto central de la línea 2), un indicador que corresponde a las condiciones ambientales (contenido en materia orgánica, re aireación, temperatura, altitud, etc.) y se relaciona a la propia materia orgánica generada en el interior del humedal (fitoplancton muerto, plantas muertas, detritos de peces, aves y otros seres vivos).

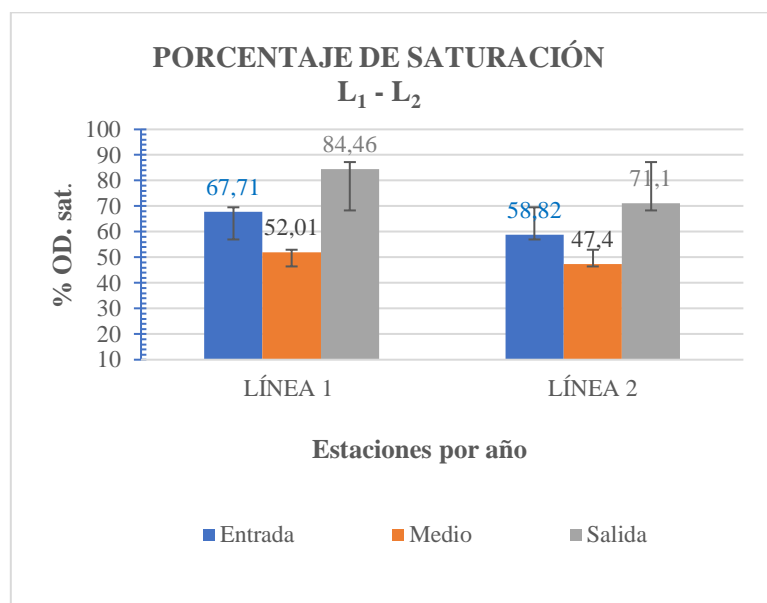


Figura 59. Interpretación de % OD. sat para L_1 y L_2 .

Observaciones generales:

- **Variabilidad Alta:** Hay una gran diferencia entre los valores mínimos y máximos en todos los conjuntos, lo que indica condiciones inestables.

- **Promedios Oscilantes:** Los promedios oscilan entre valores bajos y altos, lo que puede sugerir diferencias en los entornos o en las condiciones de muestreo.
- **Valores Extremadamente Altos y Bajos:** Algunos valores máximos están muy por encima del rango esperado para saturación de oxígeno (más del 100%), lo que puede ser una anomalía en los datos o un error de medición.

Se observa que el agua entra con un nivel de saturación que disminuye en la zona central del humedal pero al llegar al punto final incrementa, en ambas líneas. Las posibles causas:

- **Retención y Filtración:** En un humedal saludable, el agua que entra a menudo pasa por varias fases de tratamiento natural, como la sedimentación, la absorción de nutrientes por plantas, la actividad microbiana y la descomposición de materia orgánica. Estos procesos pueden consumir oxígeno en el agua, lo que llevaría a una disminución de la saturación de oxígeno en la zona central.
- **Reoxigenación Natural:** Si hay vegetación acuática, turbulencia o intercambio de agua con la atmósfera en la parte final del humedal, es posible que el oxígeno vuelva a aumentar. Esto puede ser una indicación de que el humedal está funcionando correctamente, ayudando a re oxigenar el agua antes de que salga del sistema.

Tabla 20. Tabla de resumen. Principales resultados obtenidos referentes a calidad de agua.

LÍNEAS	PUNTOS	Caudal	Nitratos			OD			%OD sat		
		m ³ d ⁻¹	mg/L			mg O ₂ /L					
LÍNEA 1	PUNTO 1	3288.54	2.01	Min	0.10	6.49	Min	7.57	67.71	Min	28.86
				Max	9.65		Max	15.73		Max	165.47
	PUNTO 3	3220.72	0.77	Min	0.04	5.25	Min	0.04	52.01	Min	4.48
				Max	3.40		Max	1.04		Max	104.40
	PUNTO 5	3314.03	0.47	Min	0.01	8.09	Min	0.88	84.46	Min	10.91
				Max	2.92		Max	13.64		Max	135.64
LÍNEA 2	PUNTO 2	2857.57	2.83	Min	0.03	5.67	Min	1.75	58.82	Min	18.98
				Max	12.70		Max	15.95		Max	152.13
	PUNTO 4	2819.17	1.17	Min	0.10	4.74	Min	0.27	47.40	Min	3.30
				Max	4.30		Max	9.98		Max	103.86
	PUNTO 6	2851.32	0.64	Min	0.03	6.85	Min	1.53	71.10	Min	19.17
				Max	4.42		Max	12.89		Max	127.51

Punto 1,2: Entrada al humedal

Punto 3,4: Salida de humedal e ingreso a laguna

Punto 5,6: Salida de lagunas

Fuente: Elaboración propia.

6. Conclusiones

Eficacia de los humedales artificiales en la reducción de nitratos:

- Los caudales promedio que se reciben son de 31.7 L s^{-1} para la L_1 y de 23.1 L s^{-1} para la L_2 , caudales superiores a los registrados en años anteriores, los humedales artificiales demostraron ser efectivos en la reducción de las concentraciones de nitratos, resultados atribuidos a los procesos de desnitrificación y asimilación por plantas acuáticas.
- La eficiencia de eliminación de nitratos varió desde 16.74% en verano que exhibe los porcentajes más bajos hasta 62.41% en otoño, el porcentaje promedio más elevado.
- En este sistema el porcentaje de remoción de nitratos presenta una correlación moderada ($R^2=0.46$) respecto a la concentración de nitratos a la entrada de las líneas L_1 y L_2 . Mientras que con la temperatura se presenta una correlación débil.

Factores que influyen en la eliminación de nitratos:

- En relación a la temperatura no se encontraron correlaciones determinantes en la tasa de eliminación de nitratos.
- Respecto a la calidad del agua en función del término OD, podemos identificar que conforme el caudal de agua avanza en su curso por las líneas de tratamiento la cantidad de O_2 disuelto aumenta pasando en la L_1 de 6.49 (Punto 1 de ingreso al humedal) a 8.09 mg/L (Punto 3 de salida de la laguna). Mientras que en L_2 la concentración aumenta de 5.67 (Punto 2 de ingreso al humedal) a 6.85 mg/L (Punto 4 de salida de la laguna).

El aumento de oxígeno disuelto (OD) a lo largo de un humedal puede ser atribuido a varios factores, incluyendo la fotosíntesis de plantas acuáticas, la aireación natural, y la actividad microbiana. En general, el incremento de OD se considera positivo ya que mejora la calidad del agua y apoya los procesos biológicos beneficiosos. Sin embargo, es importante monitorear y gestionar los niveles de OD para evitar posibles efectos negativos como la super saturación y el impacto en zonas anóxicas.

- Respecto a la variación del oxígeno disuelto en agua y la eficiencia en la remoción de nitratos la mayor variabilidad de datos de concentración de nitratos se encuentra en las estaciones de verano-otoño y verano-invierno respectivamente.

Efecto sobre la concentración de Oxígeno Disuelto (OD):

Respecto al efecto del Tancat de la Pipa, las concentraciones de OD aumentan de Ingreso a Salida en todas las épocas del año (primavera, verano, otoño, invierno) en las dos líneas de referencia L_1 y L_2 .

Comparación de Desviación Estándar:

Línea 1 (L₁): En primavera, otoño e invierno, la desviación estándar es mayor en las entradas que en las salidas. En verano, la desviación estándar es mayor en las salidas que en las entradas.

Línea 2 (L₂): En primavera y verano la desviación estándar es mayor en las salidas, mientras que en otoño e invierno menor es las salidas, lo cual resulta positivo por cuanto no son favorables las oscilaciones bruscas de oxígeno.

No se observó una tendencia uniforme en cuanto a la desviación estándar de la media, sin embargo, en las dos líneas las oscilaciones se reducen en otoño e invierno.

Evaluación de Saturación:

Línea 1 (L₁): La saturación de OD es aceptable en la mayoría de los casos, con una excepción potencial en invierno (Salida) que presenta un valor relativamente alto (98.72%).

Línea 2 (L₂): La saturación de OD es generalmente aceptable, excepto en invierno (Salida), donde el valor es alto (85.72%), lo que también podría indicar riesgo de eutrofización.

L₁ parece ser más eficiente en la recuperación de oxígeno, posiblemente debido a una mayor superficie, volumen y tiempos de residencia. Estas diferencias podrían ser clave para mejorar la eficiencia de L₂ si se optimizan estos factores.

Impacto estacional en la eficiencia de los humedales:

- La eficiencia de los humedales artificiales en la eliminación de nitratos mostró variaciones estacionales, siendo más alta durante el otoño e inferior en verano.
- En algunos años, como 2021, la diferencia entre las ratios de entrada y salida es notable, especialmente en primavera y verano, donde la salida muestra una estabilidad casi perfecta en las concentraciones. Esto podría ser indicativo de condiciones ambientales muy favorables o de un rendimiento excepcional del sistema de la L₁ en esos años.
- Respecto a las concentraciones promedio de nitratos, se identifica el incremento en la estabilidad a la salida de las líneas: en general, las ratios de concentración de nitratos a la salida tienden a ser más altos que en la entrada, lo que indica una mayor estabilidad en las concentraciones de nitratos después de pasar por L₁ y L₂. Esto sugiere que los sistemas actúan no solo como sistemas de reducción de la concentración de nitratos, sino también como mecanismos de estabilización, homogeneizando las concentraciones y reduciendo la variabilidad.
- Reducción de la variabilidad extrema: en años donde las ratios en la entrada muestran una mayor variabilidad (con ratios más bajos), las líneas parecen ser

particularmente efectivas en mitigar esa variabilidad, resultando en ratios más consistentes y altos a la salida.

- Una reducción de nitratos menos pronunciada en verano, sugiere la necesidad de gestionar adecuadamente los flujos de entrada y la operación de los humedales en esta estación. Propuesta que se presenta en el apartado RECOMENDACIONES.
- Los porcentajes de precipitaciones en comparación con el caudal de entrada representa un promedio máximo de 7.67% y en el caso de la evapotranspiración 7.39 %.
- Las precipitaciones son superiores en los meses de otoño y representan un total de 211.32 mm de volumen, son inferiores en los meses de verano y representan 84.22 mm de volumen.

Contribución a la mejora de la calidad del agua:

Los humedales artificiales en la Albufera contribuyeron significativamente a la mejora de la calidad del agua, en términos de porcentajes altos de eliminación de nitratos e incremento de concentraciones de OD.

Se identifican interacciones entre las variables y las concentraciones de nitrógeno en los humedales complejas y multifacéticas. Sin embargo, con un diseño adecuado, manejo efectivo y monitoreo constante, es posible mitigar los efectos negativos y maximizar la capacidad de los humedales para tratar el nitrógeno y mejorar la calidad del agua. La implementación de estas estrategias no solo contribuye a la conservación de los humedales, sino que también protege los ecosistemas acuáticos y los recursos hídricos circundantes.

7. Recomendaciones

Para abordar la reducción menos pronunciada de nitratos en verano y mejorar la gestión de los humedales en esta estación, se pueden considerar varias estrategias de gestión integral:

Propuesta de Gestión para la Reducción de Nitratos en verano.

Estrategias:

1. Monitoreo y Ajuste de Flujos de Entrada:

- **Monitoreo Continuo:** Implementar un sistema de monitoreo continuo para medir la concentración de nitrógeno y los flujos de entrada al humedal.
- **Ajuste de Flujos:** Ajustar los flujos de entrada para optimizar el tiempo de retención hidráulico, asegurando que el agua pase suficiente tiempo en el humedal

para permitir la eliminación de nitratos. Durante el verano, reducir el flujo de entrada para aumentar el tiempo de retención puede ser efectivo.

2. **Gestión de la Vegetación:**

- **Selección de Plantas:** Seleccionar y mantener plantas acuáticas que sean eficientes en la absorción de nitrógeno. Plantas como el junco y el carrizo son conocidas por sus capacidades de eliminación de nutrientes.
- **Rotación y Cosecha:** Implementar un programa de rotación y cosecha de plantas para prevenir la saturación de nitrógeno en el sistema y mantener la capacidad de eliminación de nutrientes del humedal.

3. **Aireación y Mejora de Condiciones Aeróbicas:**

- **Sistemas de Aireación:** Instalar sistemas de aireación para mejorar las condiciones aeróbicas del humedal, promoviendo la actividad de microorganismos desnitrificantes que convierten el nitrato en gas nitrógeno.
- **Monitoreo de Oxígeno Disuelto:** Monitorizar los niveles de oxígeno disuelto y ajustar la aireación según sea necesario para mantener condiciones óptimas para la eliminación de nitratos.

4. **Control de Temperatura y Sombrado:**

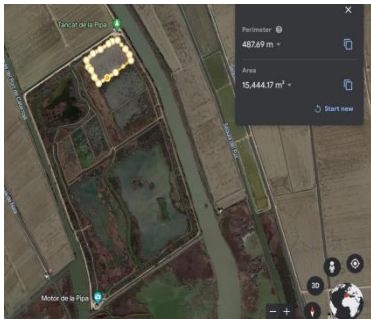
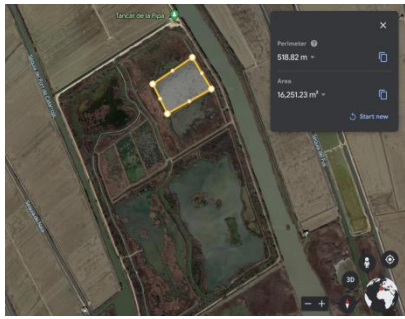
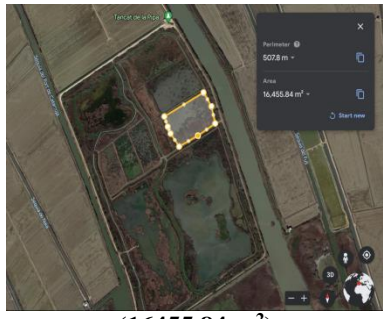
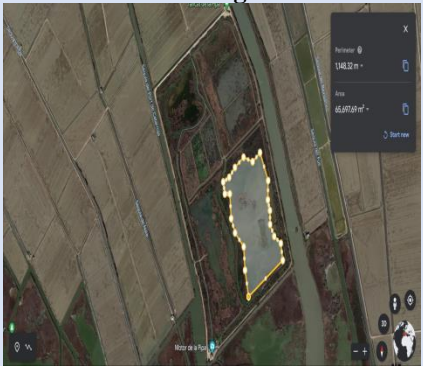
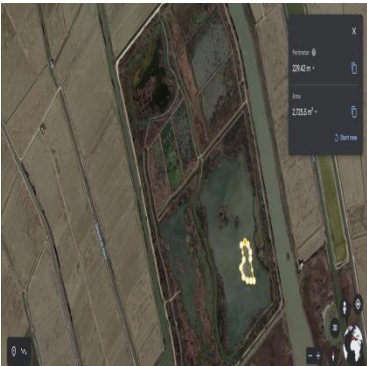
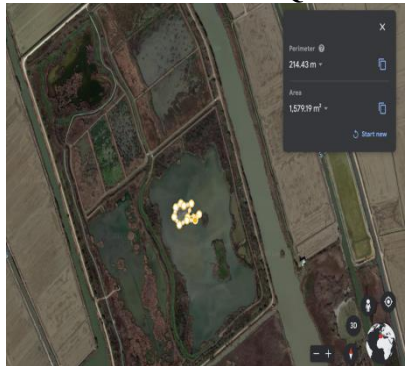
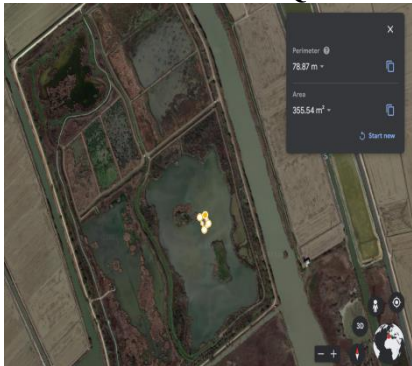
- **Sombrado Artificial:** Implementar estructuras de sombra para reducir la temperatura del agua en el humedal durante el verano. Esto puede ayudar a mantener condiciones más estables y favorecer la actividad biológica.
- **Monitoreo de Temperatura:** Monitorizar la temperatura del agua y ajustar las estrategias de gestión en función de las condiciones observadas.

5. **Mejoras en el Diseño del Humedal:**

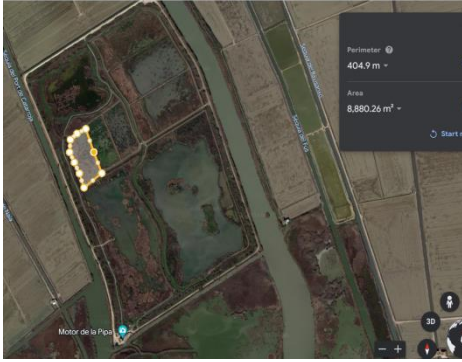
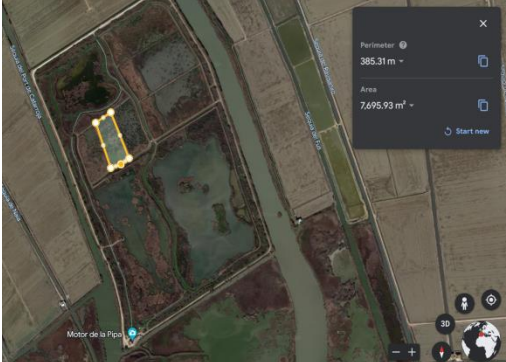
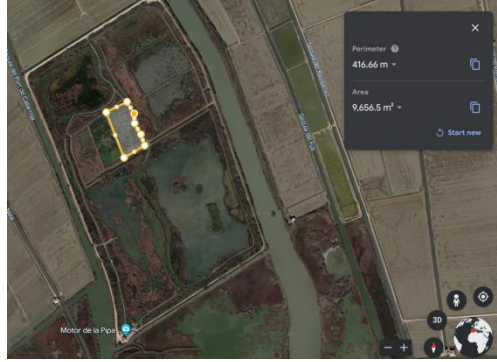
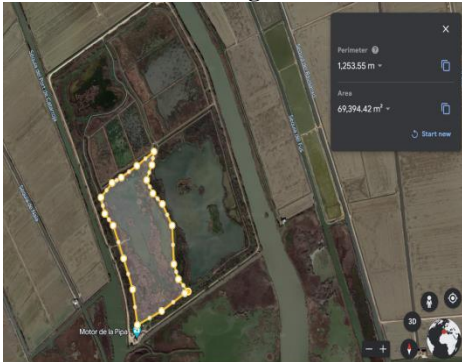
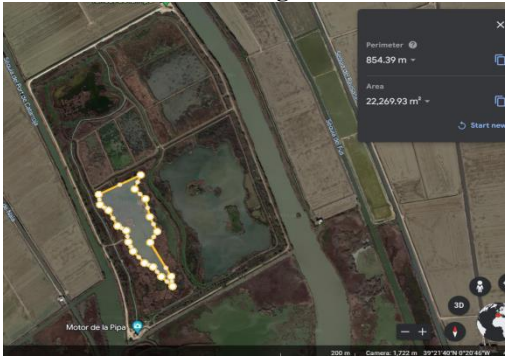
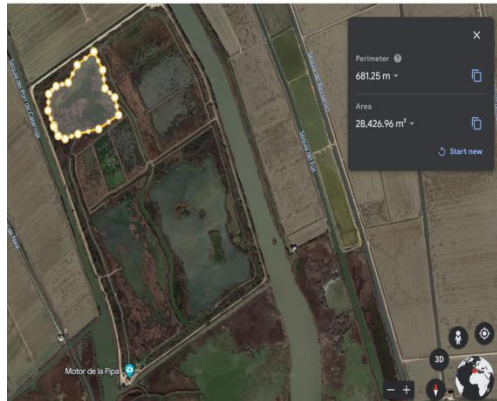
- **Zonas de Flujo Subsuperficial:** Incorporar zonas de flujo subsuperficial en el diseño del humedal para mejorar la eliminación de nitratos, especialmente en periodos de altas temperaturas.
- **Incremento de la Capacidad de Retención:** Evaluar la posibilidad de incrementar la capacidad de retención de agua en el humedal para proporcionar mayor tiempo de contacto y tratamiento.

ANEXOS

ANEXO A- MEDIDA DE SUPERFICIES LÍNEA 1

LÍNEAS	PUNTOS	CÁLCULOS DE SUPERFICIE			
LÍNEA 1	Sector Humedales	SUPERFICIE 1  (15444.17 m²)	SUPERFICIE 2  (16251.23 m²)	SUPERFICIE 3  (16455.84 m²)	
		SUPERFICIE TOTAL DE LOS HUMEDALES: $15444.17 + 16251.23 + 16455.84 = 48151.24 \text{ m}^2$			
	Sector Lagunas	 SUPERFICIE TOTAL DE LAGUNA 65697.69 m²	SUPERFICIE ISLA GRANDE  (2725.5 m²)	SUPERFICIE ISLA PEQUEÑA 1  (1579.19 m²)	SUPERFICIE ISLA PEQUEÑA 2  (355.54 m²)
	PARA CÁLCULO EN SECCIÓN LAGUNA: $65697.69 - 2725.5 - 1579.19 - 355.54 = 61037.46 \text{ m}^2$				

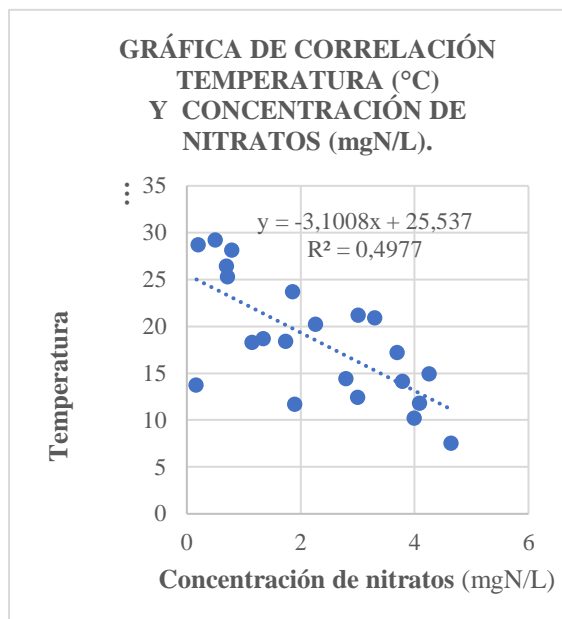
ANEXO B MEDIDA DE SUPERFICIES LÍNEA 2

LÍNEAS	PUNTOS	CÁLCULOS DE SUPERFICIE		
LÍNEA 2	Sector Humedales	SUPERFICIE 1  (8820.26 m²)	SUPERFICIE 2  (7695.93 m²)	SUPERFICIE 3  (9656.5 m²)
		SUPERFICIE TOTAL DE LOS HUMEDALES: $8820.26 + 7695.93 + 9656.5 = 26172.69 \text{ m}^2$		
	Sector lagunas	Sector Lagunas  SUPERFICIE TOTAL DE LAGUNA 69394.42 m²	Sector Lagunas  DIFERENCIA RESTANDO LA VEGETACION DE LAS ORILLAS: 22269.93 m²	SECTOR DE ULLAL (No considerado para el cálculo) 
		DIFERENCIA RESTANDO LA VEGETACION DE LAS ORILLAS: 22269.93 m^2		

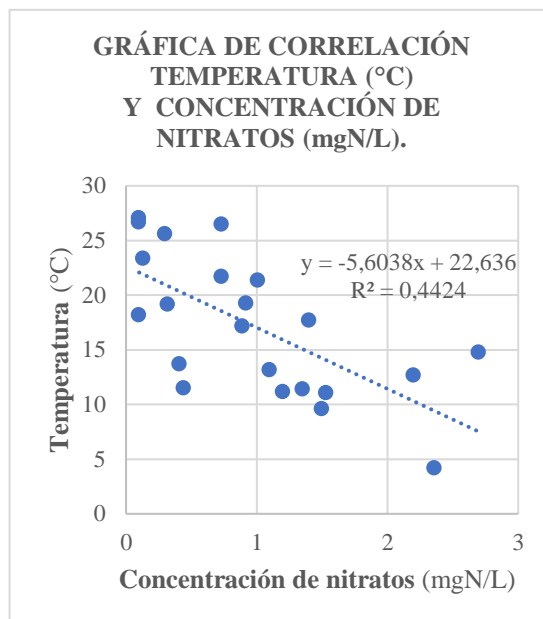
ANEXO C

GRÁFICAS DE CORRELACIONES TEMPERATURA Y CONCENTRACIÓN DE NITRATOS.

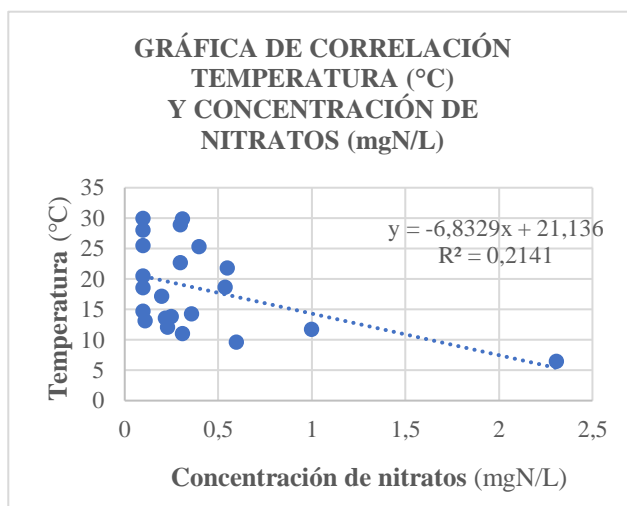
LÍNEA 1



Correlación lineal entre temperatura y concentración de nitratos al inicio de la L₁.



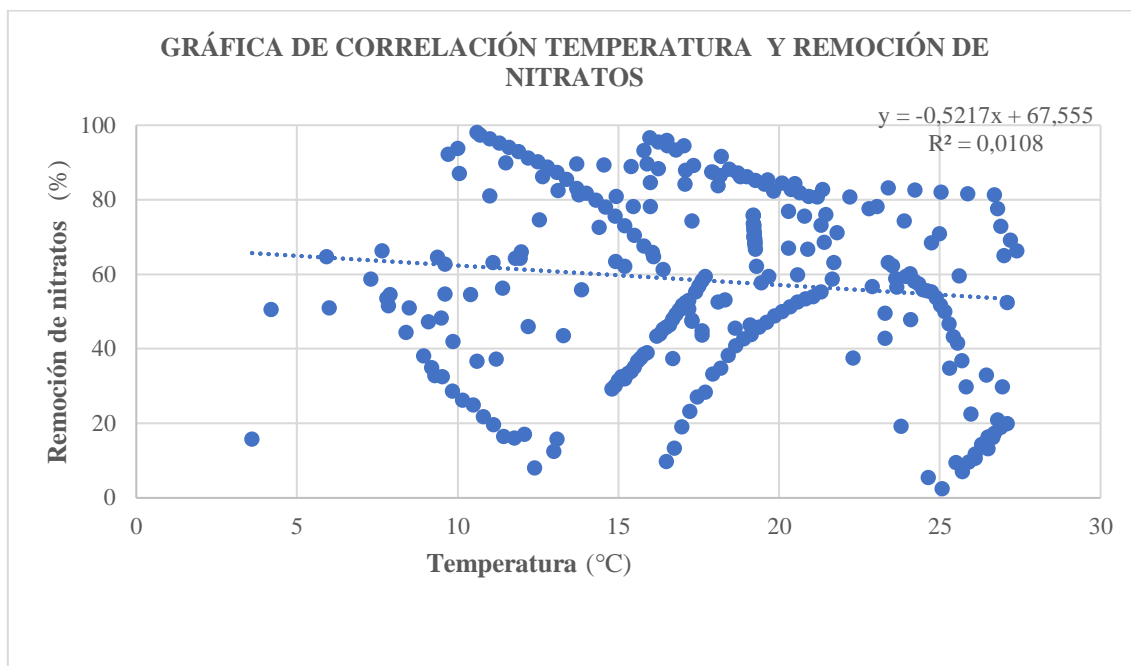
. Correlación lineal entre temperatura y concentración de nitratos en la sección central de L₁.



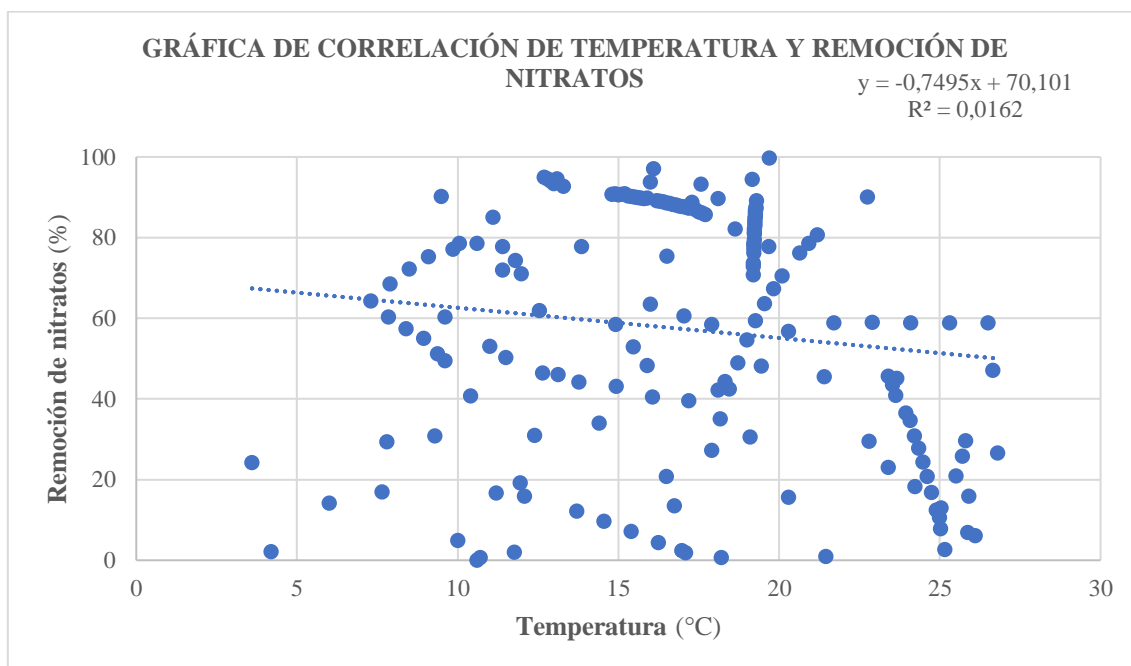
Correlación lineal entre temperatura y concentración de nitratos al final de la L₁.

ANEXO D **GRÁFICAS DE CORRELACIONES TEMPERATURA Y PORCENTAJES DE** **REMOCIÓN DE NITRATOS.**

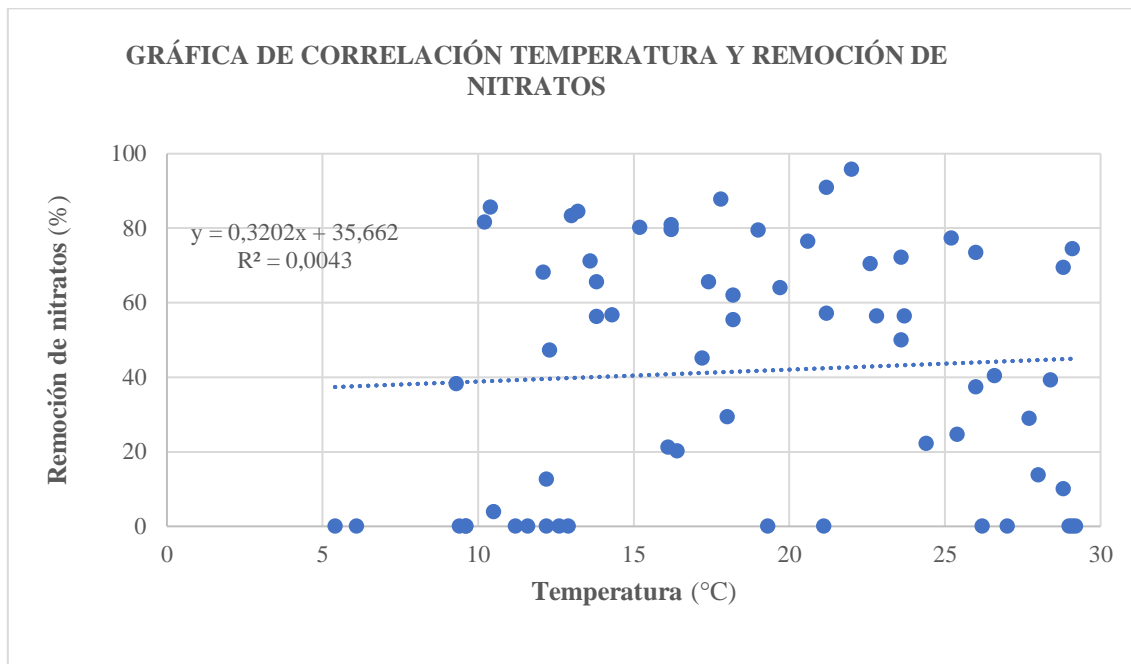
LÍNEA 1 – SECTOR HUMEDALES



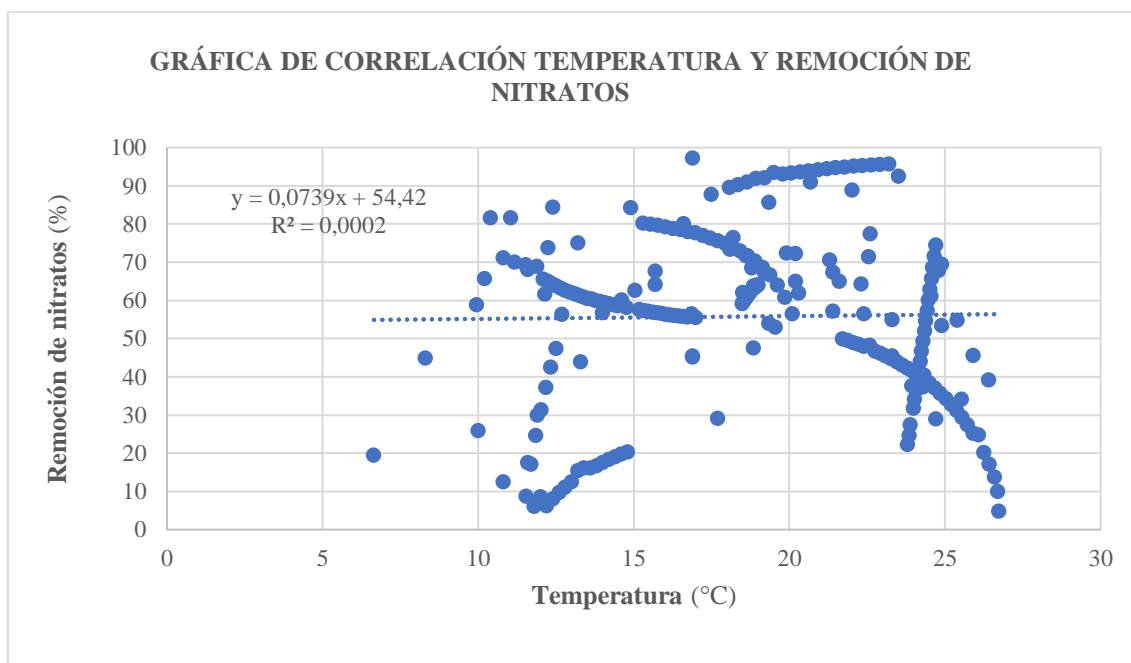
LÍNEA 1 – SECTOR LAGUNA



LÍNEA 2 – SECTOR HUMEDALES



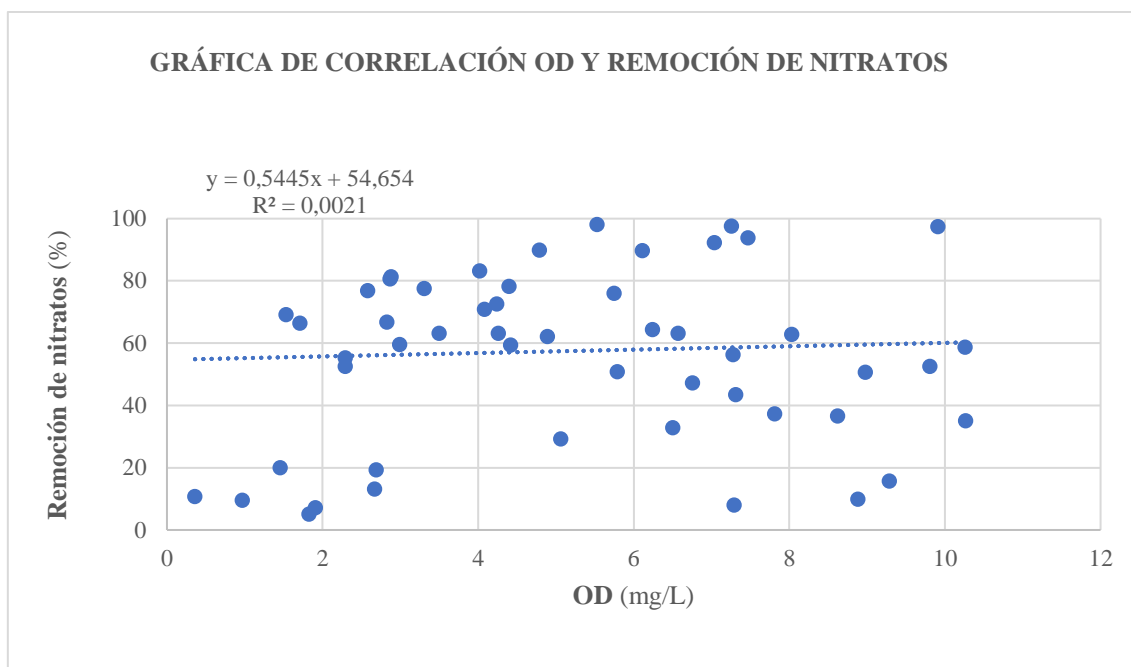
LÍNEA 2– SECTOR LAGUNA



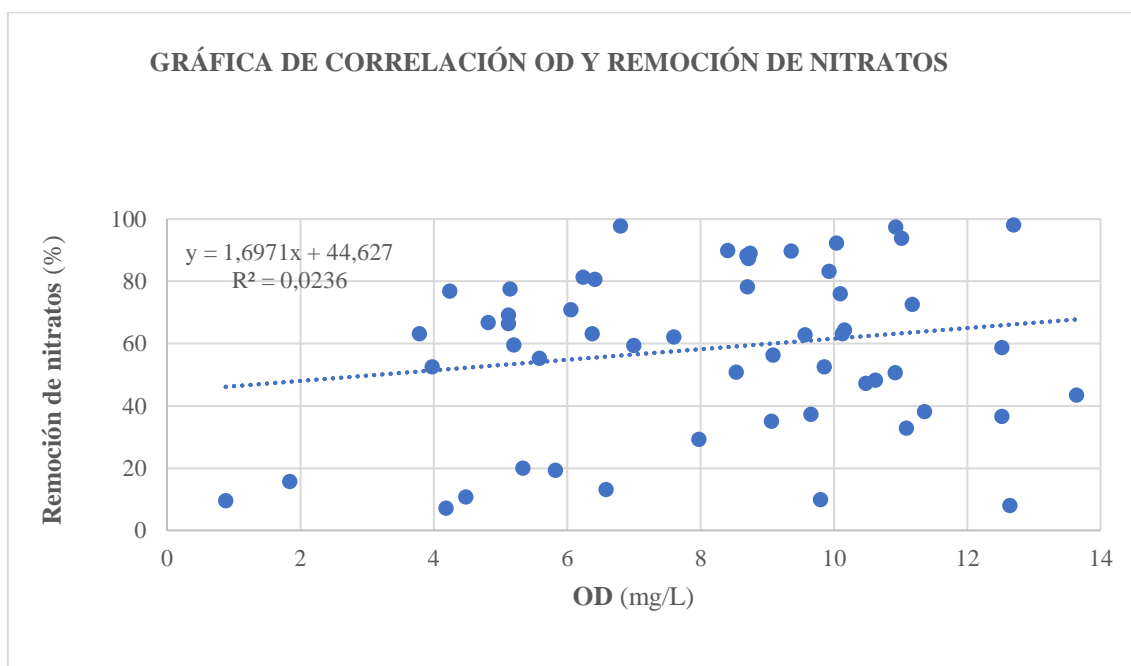
ANEXO E

GRÁFICAS DE CORRELACIONES OD Y PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE NITRATOS.

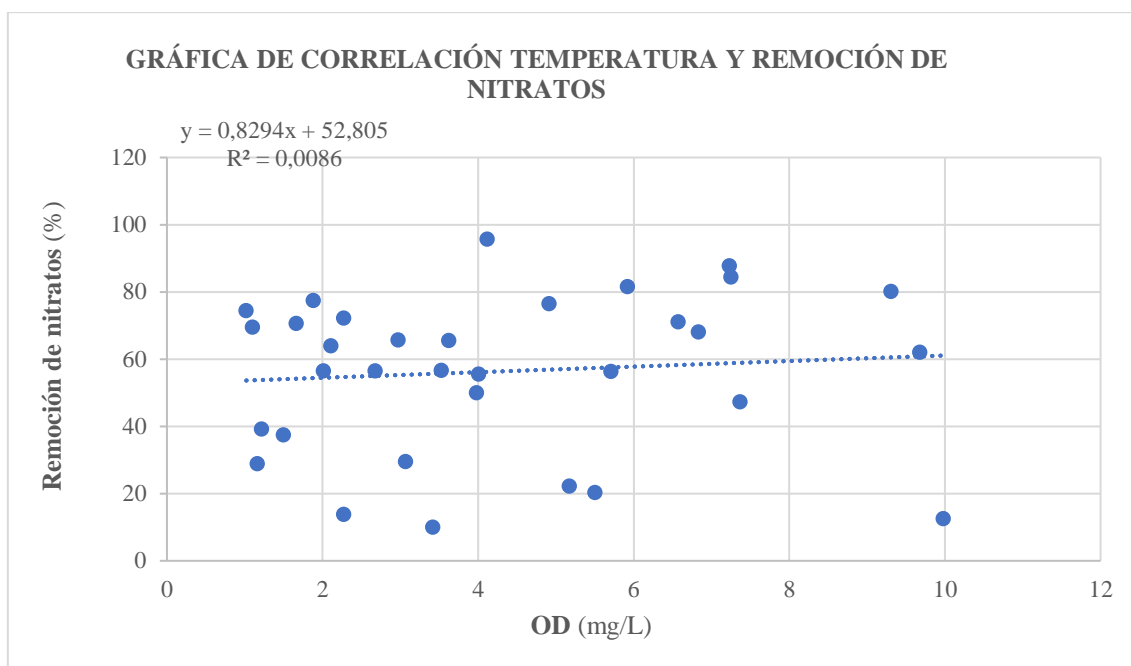
LÍNEA 1 – SECTOR HUMEDALES



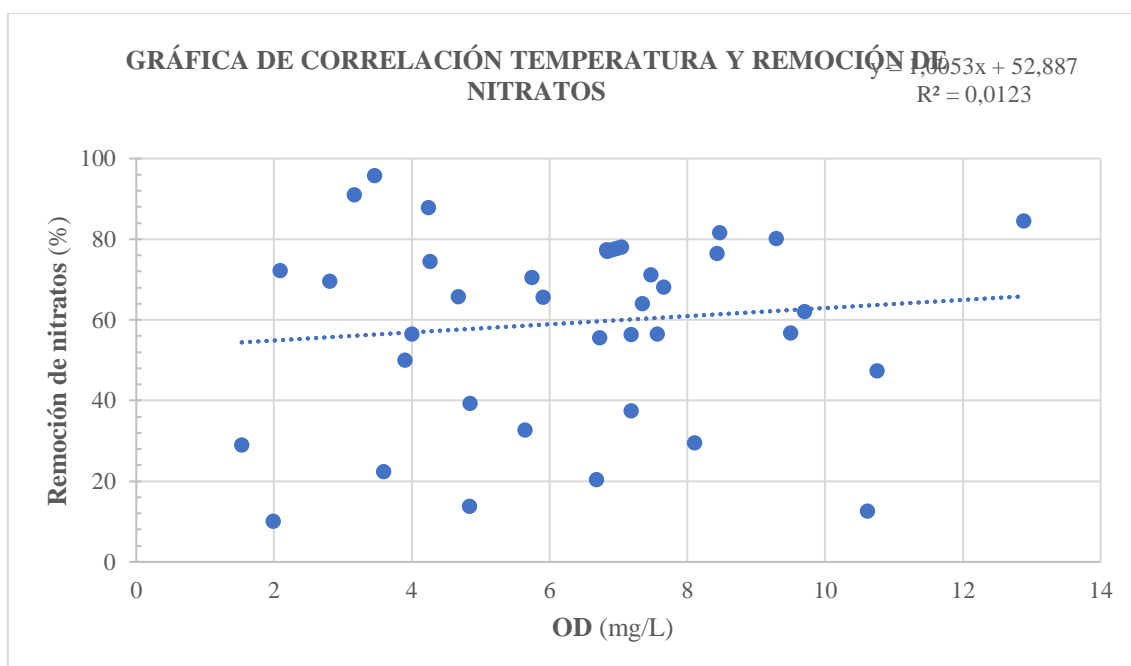
LÍNEA 1 – SECTOR LAGUNAS



LÍNEA 2 – SECTOR HUMEDALES





LÍNEA 2 – SECTOR LAGUNAS





ANEXO I. PRUEBAS DE NORMALIDAD.

Resultados. Pruebas de normalidad promedios OD.

Parameter	Value
P-value	0.2641
D	0.06406
Sample size (n)	120
Average (\bar{x})	6.1956
Median	6
Sample Standard Deviation (S)	2.3145
Sum of Squares	637.4786
K	0.7018
Skewness	0.291
Skewness Shape	 Potentially Symmetrical (pval=0.188)
Excess kurtosis	-0.486
Kurtosis Shape	 Potentially Mesokurtic , normal like tails (pval=0.268)
Outliers	

Resultados. Pruebas de normalidad desviación estándar OD.

Parameter	Value
P-value	0.00002767
D	0.1313
Sample size (n)	120
Average (\bar{x})	1.1478
Median	0.935
Sample Standard Deviation (S)	0.7374
Sum of Squares	64.7114
K	1.4378
Skewness	1.1256
Skewness Shape	 Asymmetrical , right/positive (pval=0)
Excess kurtosis	0.7312
Kurtosis Shape	 Potentially Mesokurtic , normal like tails (pval=0.095)
Outliers	3.05, 2.98, 3.13, 3.04, 3.41, 3.05

PRUEBAS DE SIGNIFICANCIA.

Diferencias significativas estacionales por promedios de OD. TEST DE ANOVA Y BONFERRONI

Repeated Measures ANOVA

Copy

	Sphericity Correction	Type III Sum of Squares	df	Mean Squares	F	p	η^2
Treatment	None	200.69	3	66.9	65.4	<.001	0.82
	Greenhouse-Geisser	200.69	2.01	99.61	65.4	<.001	0.82
	Huynh-Feldt	200.69	2.35	85.23	65.4	<.001	0.82
Residual	None	42.96	42	1.02			
	Greenhouse-Geisser	42.96	28.21	1.52			
	Huynh-Feldt	42.96	32.96	1.3			

Bonferroni Post-hoc-Tests

Copy

		Mean diff.	Std. Error	p	95% CI lower limit	95% CI upper limit	
1	2	2.02	0.363	5.57	<.001	1.24	2.8
1	3	-0.87	0.459	-1.889	.479	-1.85	0.12
1	4	-3.08	0.341	-9.029	<.001	-3.81	-2.35
2	3	-2.89	0.203	-14.248	<.001	-3.32	-2.45
2	4	-5.1	0.372	-13.69	<.001	-5.9	-4.3
3	4	-2.21	0.425	-5.206	.001	-3.12	-1.3

Diferencias significativas estacionales en desviación estándar. TEST DE KRUSKAL WALLIS

Ranks

Copy

Groups	n	Median	Mean Rank
1	30	1.11	65.73
2	30	0.65	39.8
3	30	1.35	76.72
4	30	0.97	59.75
Total	120	0.94	

Kruskal-Wallis-Test

Copy

Chi ²	df	p
17.84	3	<.001

Dunn-Bonferroni-Tests



Copy

	Test Statistic	Std. Error	Std. Test Statistic	p	Adj. p
1 - 2	25.93	8.98	2.89	.004	.023
1 - 3	-10.98	8.98	-1.22	.221	1
1 - 4	5.98	8.98	0.67	.505	1
2 - 3	-36.92	8.98	-4.11	<.001	<.001
2 - 4	-19.95	8.98	-2.22	.026	.158
3 - 4	16.97	8.98	1.89	.059	.353



Adj. p: Values adjusted with Bonferroni correction.

PRUEBAS DE NORMALIDAD.

Resultados. Pruebas de normalidad de promedios de concentración de nitratos.

Parameter	Value
P-value	7.12e-13
D	0.2004
Sample size (n)	120
Average (\bar{x})	1.3214
Median	0.91
Sample Standard Deviation (S)	1.1845
Sum of Squares	166.9629
K	2.1956
Skewness	1.4404
Skewness Shape	 Asymmetrical , right/positive (pval=0)
Excess kurtosis	1.2421
Kurtosis Shape	 Leptokurtic , long heavy tails (pval=0.005)
Outliers	4.21, 3.81, 5.3, 4.21, 4.3, 4.22, 3.86, 4.14, 4.29, 4.27

Resultados. Pruebas de normalidad de desviación estándar de concentración de nitratos.

Parameter	Value
P-value	0
D	0.2385
Sample size (n)	120
Average (\bar{x})	0.561
Median	0.35
Sample Standard Deviation (S)	0.6614
Sum of Squares	52.0581
K	2.6131
Skewness	2.373
Skewness Shape	 Asymmetrical , right/positive (pval=0)
Excess kurtosis	6.0573
Kurtosis Shape	 Leptokurtic , long heavy tails (pval=0)
Outliers	2.37, 2.56, 3.65, 1.44, 1.77, 1.47, 2.13, 2.34, 2.25, 2.06, 2.06, 3.07

PRUEBAS DE SIGNIFICANCIA.

Diferencias significativas para promedios de concentración de nitratos. Pruebas no paramétricas.

Ranks

Copy

	Mean Rank
1	2.4
2	1.75
3	2.73
4	3.12

Statistics

Copy

Chi ²	df	p
18.13	3	<.001

Pairwise comparison (Dunn-Bonferroni test)

Copy

	Test statistics	Standard error	Std. test statistics	p	Adj. p
1 - 2	0.65	0.33	1.95	.051	.205
1 - 3	-0.33	0.33	-1	.317	1
1 - 4	-0.72	0.33	-2.15	.032	.126
2 - 3	-0.98	0.33	-2.95	.003	.013
2 - 4	-1.37	0.33	-4.1	<.001	<.001
3 - 4	-0.38	0.33	-1.15	.25	1

In each row, the null hypothesis is tested if both samples are the same, the "Adj. p-value" is obtained by multiplying the p-value by the number of tests.

Diferencias significativas para desviación estándar de concentración de nitratos. Pruebas no paramétricas.

Ranks

Copy

Groups	n	Median	Mean Rank
1	30	0.3	59.37
2	30	0.26	46.22
3	30	0.38	61.02
4	30	0.52	75.4
Total	120	0.35	

Kruskal-Wallis-Test

Copy

Chi ²	df	p
10.61	3	.014

Dunn-Bonferroni-Tests

Copy

	Test Statistic	Std. Error	Std. Test Statistic	p	Adj. p
1 - 2	13.15	8.98	1.46	.143	.858
1 - 3	-1.65	8.98	-0.18	.854	1
1 - 4	-16.03	8.98	-1.79	.074	.445
2 - 3	-14.8	8.98	-1.65	.099	.596
2 - 4	-29.18	8.98	-3.25	.001	.007
3 - 4	-14.38	8.98	-1.6	.109	.655

Adj. p: Values adjusted with Bonferroni correction.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdel-Sabour, M. F. (2014). Wetland an Economical Solution for Wastewater Rehabilitation. *OALib*, 01(06), 1-9. <https://doi.org/10.4236/oalib.1100459>
- Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29(2), 173-191. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.013>
- Álvarez-Rogel, J., Barberá, G. G., Maxwell, B., Guerrero-Brotons, M., Díaz-García, C., Martínez-Sánchez, J. J., Sallent, A., Martínez-Ródenas, J., González-Alcaraz, M. N., Jiménez-Cárceles, F. J., Tercero, C., & Gómez, R. (2020). The case of Mar Menor eutrophication: State of the art and description of tested Nature-Based Solutions. *Ecological Engineering*, 158. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106086>
- Aquae Foundation. (2015). *La Convención de Ramsar. La Convención sobre los humedales de importancia internacional*. Ficha Informativa 6.1. https://www.ramsar.org/sites/default/files/fs_6_ramsar_convention_sp_0.pdf
- Bernúes, M., Álvarez, M., González, J. L., Yu, Y., & González, A. (2017). *Recopilación e identificación de acciones de restauración ecológica de humedales españoles*. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/proyecto_rest_humedales_completo_tcm30-486719.pdf
- Calleja Arriero, B., González Trabanco, C., Escartín Hernández, C. M., Magdaleno Más, F., Núñez Muñoz, J. L., Alánde Rodríguez, J., Acacio Sánchez, L., & Garrido Sobrados, L. (2021). *Guía para la evaluación del estado de las aguas superficiales y subterráneas*. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/guia-para-evaluacion-del-estado-aguas-superficiales-y-subterraneas_tcm30-514230.pdf
- Carvalho, P. N., Arias, C. A., & Brix, H. (2017). Constructed wetlands for water treatment: New developments. *Water (Switzerland)*, 9(6), 1-9. <https://doi.org/10.3390/w9060397>
- Fennessy, M. S. (1997). Treatment Wetlands. En *Journal of Environmental Quality* (Vol. 26, Número 5). <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600050040x>

- Gersberg, R. M., Elkins, B. V., & Goldman, C. R. (1983). Nitrogen removal in artificial wetlands. *Water Research*, 17(9), 1009-1014. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90041-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90041-6)
- Giménez Ripoll, M., Hernández Crespo, C., Lassalle, M., Martín Moneris, M., Moreno Fernández, L., Regidor Perona, M. C., Ribera Ferre, L., Rodrigo Alacreu, M. A., Rueda Sevilla, J., Segura Martínez, M., Valentín Benzal, A., & Vera García, P. (2019). *10 años del Tancat de la Pipa 2009-2019*. www.miterd.es
- Hallack, M., Payán, J., Molina-navarro, E., & Ramírez, J. (2014). *Estimación de ET de un sistema de humedales construidos en regiones semiáridas, Valle de las Palmas, México*. <http://www.reibci.org/publicados/2014/julio/2200116.pdf>
- Huang, J., Reneau, R., & Hagedorn, c. (2000). *Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater*. 34(9), 2582-2588.
- Insignares, K., & Castillo, J. M. (2013). *Potencial de producción de biomasa para la generación de energía a partir de sistemas de tratamiento de aguas residuales con base a humedales artificiales de medio suspendido (Municipios de Colombia menores a 30.000 habitantes)*. 11-14. <https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/12492>
- Langergraber, G., Dotro, G., Nivala, J., Rizzo, A., Stein, O. R., Arias, C. A., & Lara-borrero, J. (2013). *Tecnología de humedales para tratamiento* (Número 27).
- Lee, C. G., Fletcher, T. D., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9(1), 11-22. <https://doi.org/10.1002/elsc.200800049>
- Life Albufera. (2012). *Informe de estado inicial y evolución de los Humedales Artificiales del ancat de la Pipa, del Tancat de Milia y del Tancat de l'Illa*.
- Luna, J. (2021). La gran disrupción no está en la tecnología, sino en la capacidad de colaborar. *Revista Foro Jurídico*, 39-42.
- Luna, V., & Aburto, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutrofización del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *Tip Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 17(1), 32-55. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43230982003>
- Martínez, Á., Rodríguez, J., & Hernández, A. (2014). The wetlands landscapes. Conceptual and methological aspects, for your planning and study. *Mercator (Fortaleza)*, 13(2), 169-191. http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1984-

22012014000200169&lang=pt%0Ahttp://www.scielo.br/pdf/mercator/v13n2/1676-8329-mercator-13-02-0169.pdf

- Oliver Rajadel, N. (2017). *Estudio de los Humedales Artificiales de Flujo Superficial del Tancat de la Pipa como instrumentos para la restauración ambiental del lago de l'Albufera de València*. [Tesis Doctoral]. Universidad Politécnica de Valencia.
- Prado, G. H. C., Rao, Y., & De Klerk, A. (2017). Nitrogen removal from oil: A review. *Energy and Fuels*, 31(1), 14-36. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b02779>
- Real Decreto 817/2015. (2015). *Boletín Oficial del Estado. Establecimiento de la norma de calidad ambiental*. <http://www.boe.es>
- Salguero, C. E. M. (2021). Evaluación de la eficiencia de desinfección de los humedales artificiales de la estación depuradora de aguas residuales de Carrícola (Valencia). *Universidad Politécnica de Valencia*.
- Sanabria, J. (2009). Metabolismos microbianos involucrados en procesos avanzados para la remoción de Nitrógeno , una revisión prospectiva Microbial metabolisms over advanced processes for Nitrogen removal , a prospective review. *Revista Colombiana de Biotecnología*, XI(1), 114-124.
- Vymazal, J. (2017). The Use of Constructed Wetlands for Nitrogen Removal from Agricultural Drainage: A Review. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 48(2), 82-91. <https://doi.org/10.1515/sab-2017-0009>
- Vymazal, J. (2020). Removal of nutrients in constructed wetlands for wastewater treatment through plant harvesting – Biomass and load matter the most. *Ecological Engineering*, 155. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105962>