



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Dpto. de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Evaluación a escala de laboratorio y planta piloto del potencial de los humedales artificiales para valorizar el escurrido de la digestión anaerobia.

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

AUTOR/A: Santos, Alexandra

Tutor/a: Hernández Crespo, Carmen

Cotutor/a: Martín Monerris, Miguel

Cotutor/a externo: OLIVER RAJADEL, NURIA

CURSO ACADÉMICO: 2022/2023

Trabajo Fin de Máster

EVALUACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO Y PLANTA PILOTO DEL POTENCIAL DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES PARA VALORIZAR EL ESCURRIDO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

Intensificación: TRATAMIENTOS DE AGUAS

Autor:

ALEXANDRA SANTOS CHIANG

Tutor:

DRA. CARMEN HERNÁNDEZ CRESPO

Cotutor/es:

DRA. NURIA OLIVER RAJADEL

DR. MIGUEL MARTÍN MONERRIS

SEPTIEMBRE, 2023



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería
hidráulica y medio ambiente
mihma

Resumen del Trabajo de Fin de Máster

Datos del proyecto

Título del TFM en español: Evaluación a escala de laboratorio y planta piloto del potencial de los humedales artificiales para valorizar el escurrido de la digestión anaerobia.

Título del TFM en inglés: Laboratory and pilot plant scale evaluation of the potential of treatment wetlands to valorise anaerobic digestion centrifuge drainage.

Título del TFM en Valenciano: Avaluació a escala de laboratori i planta pilot del potencial dels aiguamolls artificials per a valorar l'escorregut de la digestió anaeròbia.

Alumno: ALEXANDRA SANTOS CHIANG

Tutor: DRA. CARMEN HERNÁNDEZ-CRESPO

Cotutor/es:

DRA. NURIA OLIVER RAJADEL

DR. MIGUEL MARTÍN MONERRIS

Fecha de Lectura: SEPTIEMBRE DE 2023

Resumen

En español (máximo 5000 caracteres)

A pesar de que el nitrógeno es el elemento más abundante en la atmósfera, representando aproximadamente el 78% de su composición, vertidos de aguas con altas concentraciones de diversas formas de nitrógeno son perjudiciales para las masas de agua receptoras. Uno de los componentes problemáticos es el nitrógeno amoniacal, que llega al tratamiento secundario de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) tanto desde las aguas residuales urbanas como de la corriente líquida generada en la centrifugación de los fangos tratados mediante digestión anaerobia. Esta corriente residual presenta concentraciones elevadas de amonio, cuya nitrificación implica un importante consumo de oxígeno y, por ende, un gasto energético significativo a las EDAR que disponen de digestión anaerobia de fangos.

Para abordar esta problemática, el presente trabajo de investigación evalúa la idoneidad de emplear humedales artificiales, cuyo sustrato está basado en el empleo de fango deshidratado procedente del proceso de potabilización de las aguas (FDP), para conseguir: (1) un efluente nitrificado y (2) reducir la concentración de NT que es devuelta a cabecera de planta de modo que se reduzca la demanda de oxígeno en las EDAR como consecuencia de la recirculación del escurrido procedente del tratamiento de los fangos mediante digestión anaerobia (FDP).

A escala de laboratorio, se montaron tres columnas de tratamiento, dos de ellas rellenas con FDP (columnas 1 y 2) y la tercera con gravas y arena (columna 3), la cual funciona como “control”. Las columnas rellenas con FDP funcionaron como referencia para el diseño de la planta piloto. La columna 1 fue llenada exclusivamente con FDP, mientras que la columna 2 se llenó con una

mezcla de FDP y grava. Mediante el método de llenado-contacto-vaciado, la columna de FDP exclusivo (columna 1) alcanzó una eficiencia del 61%, mientras que la columna con la mezcla de FDP y grava (columna 2) logró un 80% para una carga hidráulica superficial (CHS) de $0.114 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. Igualmente, con una CHS de $0.076 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, la columna 1 alcanzó una eficiencia de 44% y la columna 2 una eficiencia de 88%. También se realizó un estudio mediante alimentación pulsos. En esta modalidad no se retenía el agua y esta solo pasaba a través de la columna. Se alcanzaron eficiencias del 90% para la columna 1 y 80% para la columna 2, respectivamente, para la misma CHS de $0.076 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$.

La planta piloto consistió en un humedal de tres etapas y dos líneas de tratamiento cuyo objetivo es evaluar la eficiencia del sustrato de fango deshidratado en la eliminación del nitrógeno amoniacal. Una línea utilizó fango deshidratado como sustrato, mientras que la otra línea utilizó arena sílice como sustrato de referencia, denominada línea de grava. La primera etapa constó de tres depósitos que se alternaron cada dos días, de modo que 1 depósito funcionaba 2 días un “N” número de ciclos y descansaba durante 4 días, y operaron bajo el método de llenado-contacto-vaciado, distribuyendo equitativamente el efluente hacia la segunda etapa, que constaba de dos depósitos funcionando como humedal de flujo vertical por pulsos sin retener agua. La tercera etapa se mantuvo siempre inundada a un nivel deseado con el objetivo de permitir la desnitrificación.

La porosidad de los materiales afectó las CHS, siendo el fango menos poroso que la arena, lo que resultó en una menor CHS para la línea de FDP ($0.1064 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$) en comparación con la línea de grava ($0.1733 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$). Sin embargo, se unificó el caudal al comenzar las diluciones para que ambas líneas operaran bajo el mismo caudal, obteniendo la misma CHS ($0.095 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$) al realizar dos ciclos al día. Con esta CHS, se alcanzaron eficiencias medias del 99% para la eliminación del nitrógeno amoniacal en la dilución de escurrido con agua de decantador secundario del 20% del escurrido en la línea de FDP, mientras que la línea de grava obtuvo una eficiencia del 62%. Para una dilución del 50%, las eficiencias medias fueron del 98% y 59%, respectivamente. En cuanto al nitrógeno total, la línea de FDP eliminó un valor medio del 44% para la dilución del 20%, mientras que la línea de grava logró un 22%. Para la dilución del 50%, se obtuvieron valores medios del 20% y 11%, respectivamente.

En conclusión, los resultados indican que el fango deshidratado es un sustrato más efectivo para la eliminación del nitrógeno amoniacal en comparación con los sustratos convencionales de arenas y gravas. La aplicación de humedales artificiales para la eliminación de altas concentraciones de nitrógeno amoniacal representa una reducción en el consumo de oxígeno necesario para el tratamiento biológico en las depuradoras, lo que se traduce en un menor consumo energético en la planta de tratamiento. Estos resultados resaltan la importancia del fango deshidratado como una opción prometedora para mejorar la eficiencia en la eliminación de nitrógeno amoniacal en aguas residuales.

En valenciano (máximo 5000 caracteres)

A pesar que el nitrogen és l'element més abundant en l'atmosfera, representant aproximadament el 78% de la seua composició, abocaments d'aigües amb altes concentracions de diverses formes

de nitrogen són perjudicials per a les masses d'aigua receptores. Un dels components problemàtics és el nitrogen amoniacal, que arriba al tractament secundari de les Estacions Depuradores d'Aigües Residuals (EDAR) tant des de les aigües residuals urbanes com del corrent líquid generat en la centrifugació dels fangs tractats mitjançant digestió anaeròbia. Aquest corrent residual presenta concentracions elevades d'amoni, la nitrificació del qual implica un important consum d'oxigen i, per tant, una despesa energètica significativa a les EDAR que disposen de digestió anaeròbia de fangs.

Per a abordar aquesta problemàtica, el present treball de recerca avalua la idoneïtat d'emprar aiguamolls artificials, el substrat dels quals està basat en l'ús de fang deshidratat procedent del procés de potabilització de les aigües (FDP), per a aconseguir: (1) un efluent nitrificat i (2) reduir la concentració de NT que és retornada a capçalera de planta de manera que es reduïska la demanda d'oxigen en les EDAR a conseqüència de la recirculació de l'escorregut procedent del tractament dels fangs mitjançant digestió anaeròbia (FDP).

A escala de laboratori, es van muntar tres columnes de tractament, dos d'elles farcides amb FDP (columnes 1 i 2) i la tercera amb grava i arena (columna 3), la qual funciona com a “control”. Les columnes farcides amb FDP van funcionar com a referència per al disseny de la planta pilot. La columna 1 va ser omplida exclusivament amb FDP, mentre que la columna 2 es va omplir amb una mescla de FDP i grava. Mitjançant el mètode d'omplit-contacte-buidat, la columna de FDP exclusiu (columna 1) va aconseguir una eficiència del 61%, mentre que la columna amb la mescla de FDP i grava (columna 2) va aconseguir un 80% per a una càrrega hidràulica superficial (CHS) de $0.114 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. Igualment, amb una CHS de $0.076 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, la columna 1 va aconseguir una eficiència de 44% i la columna 2 una eficiència de 88%. També es va realitzar un estudi mitjançant alimentació polsos. En aquesta modalitat no es retenia l'aigua i aquesta només passava a través de la columna. Es van aconseguir eficiències del 90% per a la columna 1 i 80% per a la columna 2, respectivament, per a la mateixa CHS de $0.076 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$.

La planta pilot va consistir en un aiguamoll de tres etapes i dues línies de tractament l'objectiu del qual és avaluar l'eficiència del substrat de fang deshidratat en l'eliminació del nitrogen amoniacal. Una línia va utilitzar fang deshidratat com a substrat, mentre que l'altra línia va utilitzar arena sílice com a substrat de referència, denominada línia de grava. La primera etapa va constar de tres dipòsits que es van alternar cada dos dies, de manera que 1 dipòsit funcionava 2 dies un “N” nombre de cicles i descansava durant 4 dies, i van operar sota el mètode d'ompliment-contacte-buidatge, distribuint equitativament l'efluent cap a la segona etapa, que constava de dos dipòsits funcionant com a aiguamoll de flux vertical per polsos sense retindre aigua. La tercera etapa es va mantindre sempre inundada a un nivell desitjat amb l'objectiu de permetre la desnitrificació.

La porositat dels materials va afectar les CHS, sent el fang menys porós que l'arena, la qual cosa va resultar en una menor CHS per a la línia de FDP ($0.1064 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$) en comparació amb la línia de grava ($0.1733 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$). No obstant això, es va unificar el cabal en començar les dilucions perquè totes dues línies operaren sota el mateix cabal, obtenint la mateixa CHS ($0.095 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$) en realitzar dos cicles al dia. Amb aquesta CHS, es van aconseguir eficiències mitjanes del 99% per a l'eliminació del nitrogen amoniacal en la dilució d'escorregut amb aigua de decantador

secundari del 20% de l'escorregut en la línia de FDP, mentre que la línia de grava va obtenir una eficiència del 62%. Per a una dilució del 50%, les eficiències mitjanes van ser del 98% i 59%, respectivament. Quant al nitrogen total, la línia de FDP va eliminar un valor mitjà del 44% per a la dilució del 20%, mentre que la línia de grava va aconseguir un 22%. Per a la dilució del 50%, es van obtenir valors mitjans del 20% i 11%, respectivament.

En conclusió, els resultats indiquen que el fang deshidratat és un substrat més efectiu per a l'eliminació del nitrogen amoniacal en comparació amb els substrats convencionals d'arenes i graves. L'aplicació d'aiguamolls artificials per a l'eliminació d'altres concentracions de nitrogen amoniacal representa una reducció en el consum d'oxigen necessari per al tractament biològic en les depuradores, la qual cosa es tradueix en un menor consum energètic en la planta de tractament. Aquests resultats ressalten la importància del fang deshidratat com una opció prometedora per a millorar l'eficiència en l'eliminació de nitrogen amoniacal en aigües residuals.

En inglés (máximo 5000 caracteres)

Despite nitrogen being the most abundant element in the atmosphere, representing approximately 78% of its composition, discharges of water with high concentrations of various forms of nitrogen are harmful to receiving water bodies. One of the problematic components is ammoniacal nitrogen, which reaches the secondary treatment of Wastewater Treatment Plants (WWTPs) from both urban wastewater and the liquid stream generated during the centrifugation of sludge treated through anaerobic digestion. This residual stream contains high concentrations of ammonia, the nitrification of which involves a significant consumption of oxygen and, consequently, significant energy expenditure for WWTPs equipped with anaerobic sludge digestion.

To address this issue, the present research work evaluates the suitability of using artificial wetlands, with a substrate based on dehydrated sludge from the water treatment process (DSP), to achieve: (1) nitrified effluent and (2) reduce the concentration of Total Nitrogen (TN) returned to the head of the plant, thereby reducing the oxygen demand in WWTPs due to the recirculation of the effluent from sludge treatment through anaerobic digestion (DSP).

At the laboratory scale, three treatment columns were set up, two of them filled with DSP (columns 1 and 2), and the third one with gravel and sand (column 3), which serves as a "control." The columns filled with DSP served as a reference for the design of the pilot plant. Column 1 was filled exclusively with DSP, while column 2 was filled with a mixture of DSP and gravel. Using the fill-contact-drain method, the exclusive DSP column (column 1) achieved an efficiency of 61%, while the column with the DSP and gravel mixture (column 2) achieved 80% for a Hydraulic Surface Loading Rate (HSLR) of $0.114 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. Likewise, with an HSLR of $0.076 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, column 1 achieved an efficiency of 44%, and column 2 achieved an efficiency of 88%. A study was also conducted using pulse feeding. In this modality, water was not retained, and it simply passed through the column. Efficiencies of 90% for column 1 and 80% for column 2 were achieved, respectively, for the same HSLR of $0.076 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$.

The pilot plant consisted of a three-stage wetland and two treatment lines aimed at evaluating the efficiency of the dehydrated sludge substrate in ammoniacal nitrogen removal. One line used

dehydrated sludge as the substrate, while the other line used silica sand as a reference substrate, referred to as the gravel line. The first stage consisted of three tanks that alternated every two days, so that 1 tank operated for 2 days over an "N" number of cycles and rested for 4 days. They operated using the fill-contact-drain method, distributing the effluent equally to the second stage, which consisted of two tanks operating as pulse vertical flow wetlands without retaining water. The third stage was always kept flooded at a desired level to allow denitrification.

The porosity of the materials affected the HSLR, with sludge being less porous than sand, resulting in a lower HSLR for the DSP line ($0.1064 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$) compared to the gravel line ($0.1733 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$). However, the flow rate was unified when dilutions began so that both lines operated under the same flow rate, resulting in the same HSLR ($0.095 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$) when performing two cycles per day. With this HSLR, average efficiencies of 99% were achieved for ammoniacal nitrogen removal in the dilution of effluent with secondary clarifier water at 20% in the DSP line, while the gravel line achieved an efficiency of 62%. For a 50% dilution, average efficiencies were 98% and 59%, respectively. Regarding total nitrogen, the DSP line removed an average of 44% for the 20% dilution, while the gravel line achieved 22%. For the 50% dilution, average values were 20% and 11%, respectively.

In conclusion, the results indicate that dehydrated sludge is a more effective substrate for ammoniacal nitrogen removal compared to conventional sand and gravel substrates. The application of artificial wetlands for the removal of high concentrations of ammoniacal nitrogen represents a reduction in the oxygen consumption required for biological treatment in WWTPs, resulting in lower energy consumption in the treatment plant. These results highlight the importance of dehydrated sludge as a promising option to improve efficiency in ammoniacal nitrogen removal in wastewater.

Palabras clave español (máximo 5): Fango deshidratado, nitrógeno amoniacal, humedal artificial, digestión anaerobia

Palabras clave valenciano (máximo 5): Fang deshidratat, nitrogen amoniacal, aiguamoll artificial, digestió anaeròbia

Palabras clave inglés (máximo 5): Dehydrated sludge, ammoniacal nitrogen, artificial wetland, anaerobic digestion.

AGRADECIMIENTOS

Primeramente, a Dios, por permitirme realizar un máster tan lejos de casa. Ha sido una experiencia única que me ha ayudado a crecer no solo a nivel académico, pero también a nivel personal. En especial quiero agradecerle por cruzarme en el camino con tantas buenas personas y oportunidades a lo largo de estos dos años.

A mis tutores, Carmen Hernández, Nuria Oliver y Miguel Martín por haber compartido sus conocimientos y haberme guiado a lo largo de este año. Sus enseñanzas y apoyo hicieron posible la realización de este trabajo.

A mis padres, que con tanto esfuerzo me apoyaron a mudarme al otro lado del mundo para realizar este máster. Sin ellos, nada de esto fuera posible. Gracias por darme tanto apoyo, amor y ánimos, no solo en esta etapa, pero a lo largo de mi vida.

A mi novio Cristian, que nos conocimos al principio del máster, por toda su ayuda y apoyo durante este tiempo.

A mis compañeros de laboratorio en la UPV y en la depuradora, Adrián, Darío, Enrique y Vicky por ayudarme y guiarme tanto al realizar este proyecto.

A la Cátedra Aguas de Valencia, adscrita al Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universitat Politècnica de Valencia por la beca concedida para la realización de mi Trabajo Final de Master.

ÍNDICE

1) INTRODUCCIÓN.....	1
2) MARCO TEÓRICO	4
2.1 Nitrógeno.....	4
2.1.1 Ciclo del nitrógeno.....	4
2.1.2 Efectos del nitrógeno	5
2.1.3 Procesos de eliminación de nitrógeno.....	7
2.2 Humedales artificiales	10
2.2.1 Tipos de Humedales Artificiales.....	11
3) ESTADO DEL ARTE	15
4) OBJETIVOS.....	21
5) MATERIAL Y MÉTODO.....	23
5.1 Material	23
5.1.1 Fango de ETAP (FDP).....	23
5.1.2 Columnas de filtración.....	24
5.1.3 Agua residual de entrada de las columnas	25
5.1.4 Planta Piloto de Humedal Artificial.....	26
5.1.5 Agua de entrada a la planta piloto.....	32
5.2 Métodos.....	34
5.2.1 Columnas de filtración.....	34
5.2.2 Planta piloto	36
5.2.3 Analíticas	38
5.2.4 Cálculos.....	39
6) RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	40
6.1 Columnas de filtración	40
6.1.1 Primera fase	40
6.1.2 Segunda fase	44
6.1.3 Tercera fase.....	52
6.1.4 Llenado-vaciado vs Pulsos.....	57
6.1.5 Influencia del TRH	59
6.2 Planta piloto.....	60



6.2.1	Puesta en marcha.....	61
6.2.2	Aclimatación.....	69
6.3	Aplicación práctica.....	97
7)	RESUMEN Y CONCLUSIONES.....	101
8)	BIBLIOGRAFIA.....	104

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Eutrofización en cuerpo de agua. Fuente: iAgua (2019).....	2
Figura 2: Formas de nitrógeno en aguas residuales	4
Figura 3: Ciclo de nitrógeno. Fuente: Adaptado de Camargo & Alonso (2007).....	5
Figura 4: Transformación del nitrógeno a través de nitrificación y desnitrificación. Fuente: adaptado de Pidre et al., (2007)	8
Figura 5: Formas de nitrógeno en aguas residuales. Fuente: Orenda Technologies (2018).....	10
Figura 6: Tipos de Humedales Artificiales. Fuente: Adaptado de Vymazal (2010).....	11
Figura 7: Ejemplo de un humedal artificial de flujo superficial. Fuente: Salas (2018).....	12
Figura 8: Ejemplo de humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Fuente: Dotro et al. (2017).....	13
Figura 9: Ejemplo de humedal artificial de flujo subsuperficial vertical. Fuente: Adaptado de Dotro et al. (2017).....	14
Figura 10 : Fango de ETAP utilizado en los ensayos	23
Figura 11: Columnas de filtración	25
Figura 12: Planta piloto con línea de grava (izquierda) y línea de FDP (derecha) y tres etapas de tratamiento	26
Figura 13: Esquema de distribución de las capas de la línea de grava.	27
Figura 14: Distribución de las capas de la línea de fango para la primera etapa.....	27
Figura 15: Esquema de distribución de las capas de la línea de fango para la segunda etapa.....	28
Figura 16: Distribución de las capas de la línea de fango para la tercera etapa.	28
Figura 17: Proceso de llenado de depósitos.....	29
Figura 18: Carrizo sembrado en los depósitos.....	29
Figura 19: Primera etapa de la planta piloto.	30
Figura 20: Diferencia de salida de agua entre la primera y segunda etapa.....	31
Figura 21: Tubo de salida de cota regulable en etapa 3.....	31
Figura 22: Instalación de cuadro eléctrico.....	32
Figura 23: Muestras recolectadas.....	38
Figura 24: Concentraciones de nitrógeno amoniacal, señalando las diferentes diluciones realizadas.....	40
Figura 25: Concentraciones de nitrógeno amoniacal al alimentar por pulsos, señalando los volúmenes dosificados utilizados por día.	41
Figura 26: Reducción de nitrógeno amoniacal al salir de ambas columnas. En el gráfico de la columna 2, el efluente se lee en el eje secundario.	43
Figura 27: Comparación de concentraciones de amonio entre columna 1 y columna 2.....	45
Figura 28: Diagrama de cajas y bigotes para las concentraciones de nitrógeno amoniacal.	46
Figura 29: Concentraciones de nitritos de entrada y a la salida de ambas columnas. Los resultados de la columna 1 se deben leer en el eje secundario.	47

Figura 30: Diagrama de cajas y bigotes de nitritos del influente y de los efluentes de ambas columnas.	48
Figura 31: Concentraciones de nitratos de entrada y a la salida de ambas columnas donde el efluente se lee en el eje secundario.	48
Figura 32: Diagrama de cajas y bigotes para los efluentes de nitratos de ambas columnas.	49
Figura 33: Concentraciones de amonio, nitratos y nitritos en el efluente de ambas columnas	50
Figura 34: Porcentajes de eliminación de amonio entre la columna 1 y 2	51
Figura 35: Comparación de concentración de aluminio entre el influente y los efluente de las columnas.	52
Figura 36: Comparación de reducción de amonio entre columna 1 y 2 por pulsos.....	52
Figura 37: Diagrama de cajas y bigotes para la reducción de amonio anteriormente mencionada.	53
Figura 38: Concentraciones de nitrógeno amoniacal en el influente y efluente de la columna 3. La línea roja representa el cambio de tratar escurrido diluido al 50% a tratar escurrido puro.	54
Figura 39: Diagrama de cajas y bigotes utilizando escurrido.	55
Figura 40: Reducción de amonio en la columna 3 utilizando únicamente agua de Carrícola, señalando los diferentes TRH utilizados.....	55
Figura 41: Porcentajes de reducción de nitrógeno amoniacal entre columnas 1, 2 y 3, tomando en cuenta el cambio de agua de la columna 3 a partir del día 12.	56
Figura 42: Comparación de concentración de aluminio.	57
Figura 43: Evolución de la eficiencia de la columna 1 al cambiar de modalidad.	58
Figura 44: Evolución de la eficiencia de la columna 2 al cambiar de modalidad.	58
Figura 45: Eficiencias obtenidas con diferentes TRH.	59
Figura 46: Concentraciones de nitrógeno amoniacal a través de todas las etapas de la planta piloto.	62
Figura 47: Transformación de NH_4^+ a NO_2^- a través de la planta piloto.	63
Figura 48: Concentraciones de nitratos en cada ciclo realizado.	64
Figura 49: Diferencia en las concentraciones de nitrógeno total en ambas líneas de la planta piloto.	65
Figura 50: Concentración de sólidos suspendidos en los efluentes de la planta piloto.	66
Figura 51: Resultados de medida de alcalinidad de todas las etapas para los ciclos analizados. .	68
Figura 52: Medidas de pH de todas las etapas de la planta piloto.	69
Figura 53: Concentraciones de amonio de todas las etapas de ambas líneas de la planta piloto, representando el cambio de dilución hasta alcanzar escurrido puro.	71
Figura 54: Diagrama de cajas y bigotes de las concentraciones de nitrógeno amoniacal en ambas líneas.	72
Figura 55: Concentración de nitritos en los efluentes de la planta piloto.	73
Figura 56: Diagrama de cajas y bigotes para las concentraciones de nitritos.....	74
Figura 57: Concentraciones de nitratos en los efluentes de todas las etapas de la planta piloto. .	75

Figura 58: Concentración de nitratos representados diagramas de cajas y bigotes de ambas líneas.	76
Figura 59: Evolución de la concentración de nitrógeno total medido en el influente y efluente de las distintas etapas de ambas líneas de tratamiento de la planta piloto.....	77
Figura 60: Diagrama de cajas y bigotes para los análisis realizados de nitrógeno total.....	78
Figura 61: Concentraciones de fósforo total obtenido para las tres etapas y para todas las diluciones realizadas.	80
Figura 62: Los diagramas de cajas y bigotes para los resultados de las concentraciones en los efluentes de las líneas de tratamiento de los ciclos realizados.....	81
Figura 63: Evolución de la concentración de ortofosfatos en todas las etapas de la línea de tratamiento.	82
Figura 64: Diagramas de cajas y bigotes representando la eliminación de ortofosfatos que ocurre en cada línea de la planta piloto.....	83
Figura 65: Concentraciones de DQO a lo largo de las etapas de ambas líneas de tratamiento de la planta piloto.	84
Figura 66: Concentraciones de DQO para ambas líneas de tratamiento. En la parte inferior, los diagramas de cajas y bigotes de los resultados obtenidos.....	85
Figura 67: Concentraciones de DBO ₅ obtenidas de los ciclos realizados.....	86
Figura 68: Diagramas de cajas y bigotes de las DBO ₅ obtenidas hasta el momento.	87
Figura 69: Evolución de la alcalinidad en las dos líneas de tratamiento de la planta piloto.	89
Figura 70: Diagramas de cajas y bigotes de los resultados obtenidos de los análisis de alcalinidad de la planta piloto.	90
Figura 71: Mediciones de pH de las muestras del influente y los efluentes obtenidos.	91
Figura 72: Concentraciones del efluente de la tercera etapa del tratamiento de ambas líneas.	92
Figura 73: Concentraciones de sólidos suspendidos presentes en el agua tratada por la planta piloto.	93
Figura 74: Diagrama de cajas y bigotes para las concentraciones de sólidos suspendidos	94
Figura 75: Concentraciones de la fracción volátil de los sólidos suspendidos.	95
Figura 76: Diagramas de cajas y bigotes representando las concentraciones de la fracción volátil de los sólidos suspendidos.	96
Figura 77: Mediciones de conductividad eléctrica para las muestra analizadas.....	97
Figura 78: La parte superior representa la variación de la superficie necesaria para una celda del humedal artificial. La parte inferior representa la variación de la superficie necesaria para un humedal artificial de 5 celdas.	99

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Efectos negativos de la acidificación. Fuente: Adaptado de Camargo & Alonso (2006)	6
Tabla 2: Efectos negativos de la eutrofización. Fuente: Adaptado de Camargo & Alonso (2006)	7
Tabla 3: Resumen de diferentes rangos obtenidos de la literatura.....	19
Tabla 4: Composición del FDP. Fuente: Adaptado de Martínez Biosca (2019)	24
Tabla 5: Características de entrada de Carrícola.....	25
Tabla 6: Características de entrada del escurrido	26
Tabla 7: Características de entrada del efluente de decantador secundario.....	32
Tabla 8: Características de entrada de las diluciones del escurrido.....	33
Tabla 9: Resumen de los valores medios obtenidos y utilizados al tratar escurrido puro.	41
Tabla 10: Resumen de los valores medios obtenidos y utilizados.....	42
Tabla 11: Resumen de los valores obtenidos y trabajados en esta etapa de esta fase.....	44
Tabla 12: Valores trabajado y obtenidos en la segunda fase.	46
Tabla 13: Resumen de los valores medios obtenidos y utilizados.....	53
Tabla 14: Resumen de los valores medios obtenidos y utilizados para la columna 3.	54
Tabla 15: Resumen de los valores medios obtenidos y utilizados para la columna 3.	56
Tabla 16: Resumen de eficiencias obtenidas con diferentes TRH.....	60
Tabla 17: Pesos de material en los depósitos.....	60
Tabla 18: Densidad aparente y porosidad de cada material utilizado.....	61
Tabla 19: Concentraciones medias de sólidos suspendidos a salida de cada etapa del tratamiento	67
Tabla 20: Resumen de la eliminación de nitrógeno amoniacal para ambas líneas de la planta piloto.	70
Tabla 21: Resumen de concentraciones medias de nitritos a la salida de la planta piloto.....	73
Tabla 22: Resumen de la concentraciones de nitrógeno total para ambas líneas de la planta piloto.	79
Tabla 23: Resumen de la eliminación de fósforo total para ambas líneas de la planta piloto.	79
Tabla 24: Resumen de eficiencia de la eliminación de DQO y DBO ₅ a través de la planta piloto.	88
Tabla 25: Datos y resultados del diseño del humedal artificial	98

1) INTRODUCCIÓN

El nitrógeno en la atmósfera se encuentra en la forma de nitrógeno gas (N_2), conforma 78% de la misma y es el elemento más abundante. Normalmente se presenta en forma gaseosa siendo incoloro, insípido e inodoro. Este es un elemento esencial de los seres vivos pues forma parte fundamental de las proteínas y los aminoácidos y es el cuarto elemento más abundante del cuerpo, formando alrededor de un 3% en masa. (Rodríguez, 2022). Sin embargo, una alta exposición ambiental a cualquiera de los diferentes compuestos del nitrógeno puede llegar a causar diversos problemas de salud como, por ejemplo: afecciones a los ojos, nariz y garganta, reacciones con la hemoglobina, afecciones a algunos órganos y sistemas del cuerpo, entre otros.

A pesar de esto, en los últimos años las concentraciones de diferentes formas de nitrógeno en el medio ambiente han crecido gracias al incremento de fijación biológica de N_2 , producción de fertilizantes con compuestos nitrogenados y la quema de combustibles. Actualmente, el nitrógeno forma gran parte de productos agroquímicos ya que es el elemento que tiene más influencia en el crecimiento de las plantas. El rápido crecimiento poblacional ha causado una demanda de nitrógeno en los fertilizantes para poder cumplir con la demanda alimenticia. Sin embargo, la utilización de compuestos nitrogenados tiene varias consecuencias negativas en medio ambiente. El uso de compuestos reactivos de nitrógeno en la agricultura causa emisiones a la atmósfera de amoníaco (NH_3), óxidos de nitrógeno (NO_x), y óxido nitroso (N_2O), así como también liberación de nitrato (NO_3) a las fuentes de agua (Erisman et al., 2013). El movimiento del agua en forma de precipitación, su movimiento superficial, como escorrentía, y su interflujo como percolación a través de las capas del suelo hasta las aguas subterráneas es un portador importante de nitrógeno orgánico e inorgánico a las fuentes de agua. Todas estas emisiones de diferentes formas de nitrógeno ayudan a redistribuir el nitrógeno a los ecosistemas terrestres y acuáticos que están desconectados de fuentes de nitrógeno gas. Sin embargo, estas emisiones se están produciendo a una velocidad mayor de la que estas formas de nitrógeno se convierten nuevamente a nitrógeno gas causando una acumulación que afecta al medio ambiente.

Estas formas reactivas de nitrógeno causan acidificación y eutrofización en las fuentes de agua. Su impacto en los ecosistemas acuáticos depende de la cantidad y la forma del nitrógeno, la duración de la exposición, lo sensible que son las especies a dicha exposición y la habilidad de neutralizar los ácidos. Además, los ecosistemas al recibir vertidos con concentraciones altas de nitrógeno amoniacal sufren una reducción de la concentración de oxígeno disuelto existente en ellos. Esto se da a que los microorganismos al oxidar estas altas concentraciones de compuestos nitrogenados agotan el oxígeno existente en el medio.

La acidificación se da en cuerpos de agua que poseen baja alcalinidad. La presencia de contaminantes acidificantes como NO_2 y NO reducen el pH del agua. Esto tiene muchas consecuencias sobre los ecosistemas acuáticos, incluyendo una alteración en la tasa de crecimiento de las especies e incluso una disminución en la diversidad de las especies.

Por otra parte, altas concentraciones de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- estimulan el crecimiento y proliferación de algas, fitoplancton causando como consecuencia la eutrofización, como se puede observar en la figura 1. La proliferación de estos y su eventual muerte disminuyen la concentración de oxígeno de los cuerpos de agua. La eutrofización tiene consecuencias como: reducción de la transparencia y disponibilidad de la luz del cuerpo de agua, cambios (aumento o disminución) en la cantidad de animales, disminución de la diversidad de especies, reducción en las concentraciones de oxígeno en las aguas, entre otros, (Camargo & Alonso, 2006).



Figura 1: Eutrofización en cuerpo de agua. Fuente: iAgua (2019)

En las aguas residuales se puede encontrar el nitrógeno en las formas de nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico. El nitrógeno amoniacal es la suma de las formas intercambiables del amoniacal en forma ionizada (NH_4^+) o no ionizada (NH_3) según el pH del agua (TECNAL, 2018). El nitrógeno amoniacal en el influente de las estaciones depuradoras procede, por una parte, de las propias aguas residuales urbanas y, por otra, de la corriente líquida residual que se genera durante la deshidratación de los fangos tratados mediante digestión anaerobia.

La digestión anaerobia es la etapa en una planta de tratamiento en donde se estabilizan los fangos provenientes del tratamiento biológico del agua residual. En esta etapa las bacterias degradan, en ausencia de oxígeno, la materia orgánica de estos fangos resultando en biogás y un material parcialmente estabilizado compuesto de minerales (N, P, K, etc.) y compuestos orgánicos de difícil degradación (Ruiz, 2016). La digestión anaerobia es un proceso que consta de cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Durante la acidogénesis, los compuestos formados en la hidrólisis se transforman principalmente en ácidos grasos volátiles y durante esta transformación el nitrógeno orgánico se convierte a nitrógeno amoniacal (Reyes et al., 2022). Derivado de esto, se genera, a parte del biogás, el digestato. Este digestato es centrifugado para su deshidratación y de esta centrifugación se obtienen fangos y el escurrido, altamente cargado de nitrógeno amoniacal, que es recirculado a cabecera del tratamiento biológico de las aguas residuales.

La principal eliminación del nitrógeno en las estaciones depuradoras es por medio de tratamientos biológicos utilizando los procesos de nitrificación – desnitrificación. Para este proceso se necesita una primera etapa aerobia para que ocurra la nitrificación, que es la transformación del nitrógeno amoniacal a nitratos, y otra etapa anóxica para que ocurra la desnitrificación, la transformación de los nitratos a nitrógeno gas. La recirculación del escurrido supone un aumento en el consumo de energía de las plantas de tratamiento, ya que al tener altas concentraciones de nitrógeno amoniacal es necesario introducir más oxígeno al tratamiento para que se puede realizar la nitrificación.

Por consecuencia, en los últimos años se han desarrollado nuevos métodos para tratar corrientes con altas concentraciones de nitrógeno amoniacal ya que esto supone un consumo considerable de oxígeno y por ende un consumo considerable de energía en el tratamiento de aguas. Entre estos nuevos métodos están las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN) que son procesos que utilizan los principio de la naturaleza para proporcionar soluciones a problemas relacionados con el cambio climático, gestión de recursos, del agua, calidad del aire, entre otros (CENEAM, 2019). Una de estas soluciones para gestión del agua son los humedales artificiales. Los humedales artificiales son áreas construidas que de manera controlada aprovechan los procesos que ocurren entre la vegetación y microorganismos para asistir en el tratamiento de aguas residuales (Vymazal et al., 2006). Estos están diseñados para aprovechar los procesos que ocurren en los humedales naturales, pero en un ambiente más controlado. En los últimos años, han sido muy utilizados para tratar aguas residuales de pequeñas poblaciones.

En investigaciones recientes, se han implementado diferentes sustratos en los humedales artificiales. Recientemente, el uso de fango deshidratado procedente de una estación de tratamiento de agua potable (ETAP) como sustrato activo en humedales artificiales ha tenido buenos resultados para eliminar contaminantes del agua en especial el fósforo (Hernández-Crespo et al., 2022).

2) MARCO TEÓRICO

2.1 Nitrógeno

El nitrógeno es un elemento químico que se presenta normalmente en forma de un gas diatómico (N_2) y que forma parte del 78% de la atmosfera. Su ciclo es más complejo que el del carbono porque tiene gran diversidad de compuestos. Principalmente se puede encontrar como nitrógeno orgánico, nitritos, nitratos y óxido de nitrógeno. Biológicamente es un componente esencial para los ácidos nucleicos y los aminoácidos que son vitales para los seres vivos.

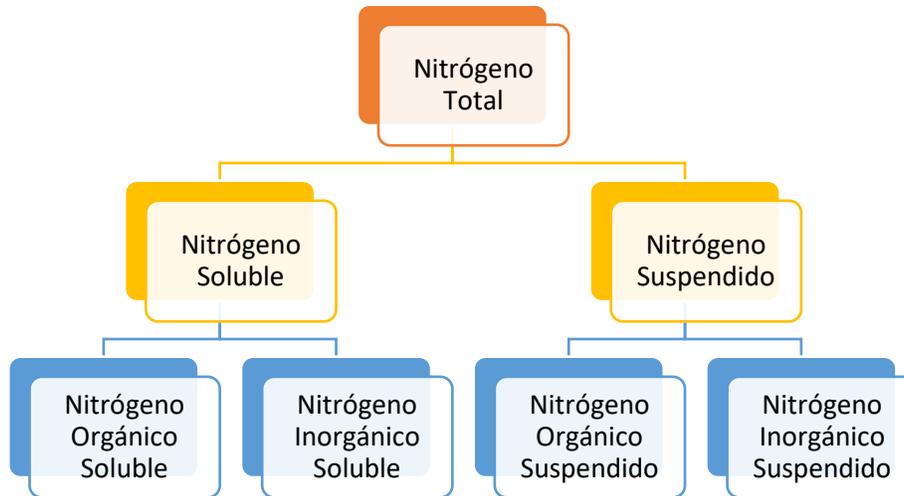


Figura 2: Formas de nitrógeno en aguas residuales

2.1.1 Ciclo del nitrógeno

El ciclo del nitrógeno es un proceso biogeoquímico por el cual se transforma el nitrógeno a diferentes formas químicas durante su circulación entre el ambiente y seres vivos. Este ciclo está compuesto por las siguientes etapas:

- 1) **Fijación del nitrógeno:** Esta primera etapa es importante porque en su forma de gas diatómico (N_2) el nitrógeno no es aprovechable por la mayoría de los seres vivos y es la única manera en la que pueden obtener nitrógeno. La fijación del nitrógeno consiste en la transformación del gas diatómico a sus compuestos más reactivos como óxidos o amonio que pueden ser utilizados por el resto de los organismos. El N_2 es un elemento muy estable debido a la fuerza del triple enlace entre sus átomos. Romper este enlace requiere mucha energía y todo el proceso requiere ocho electrones y al menos 16 moléculas ATP (Bernhard, 2010). Dada esta gran cantidad de energía necesaria solo un grupo selecto de procariotas son capaces de realizar este proceso. Sin embargo, el nitrógeno puede ser fijado también por algunos procesos industriales incluyendo la quema de combustibles.
- 2) **Amonificación:** Cuando los seres vivos mueren sus restos son descompuestos por unos microorganismos. Esta descomposición de los restos libera nitrógeno en forma de amoníaco (NH_3) o ion de amonio (NH_4^+).

- 3) **Nitrificación:** Este proceso es la oxidación, por medio de bacterias, del amoníaco o amonio a nitritos y luego a nitratos. La nitrificación es realizada por bacterias que usan el carbono inorgánico como fuente de carbono para la síntesis celular, y el nitrógeno inorgánico para obtener energía. Dos grupos de bacterias forman parte de este proceso, las que oxidan el amonio/amoníaco a nitritos y las que transforman los nitritos a nitratos. Este proceso ocurre solamente en presencia de oxígeno.
- 4) **Desnitrificación:** En esta última etapa del ciclo, las bacterias descomponen los nitratos liberando nitrógeno gas. Sin embargo, otras formas de nitrógeno gaseoso que se pueden formar, como óxido nitroso (N_2O), que son considerados gases de efecto invernadero y afectan la calidad del aire. Este proceso, a diferencia de la nitrificación, se da en ausencia del oxígeno.

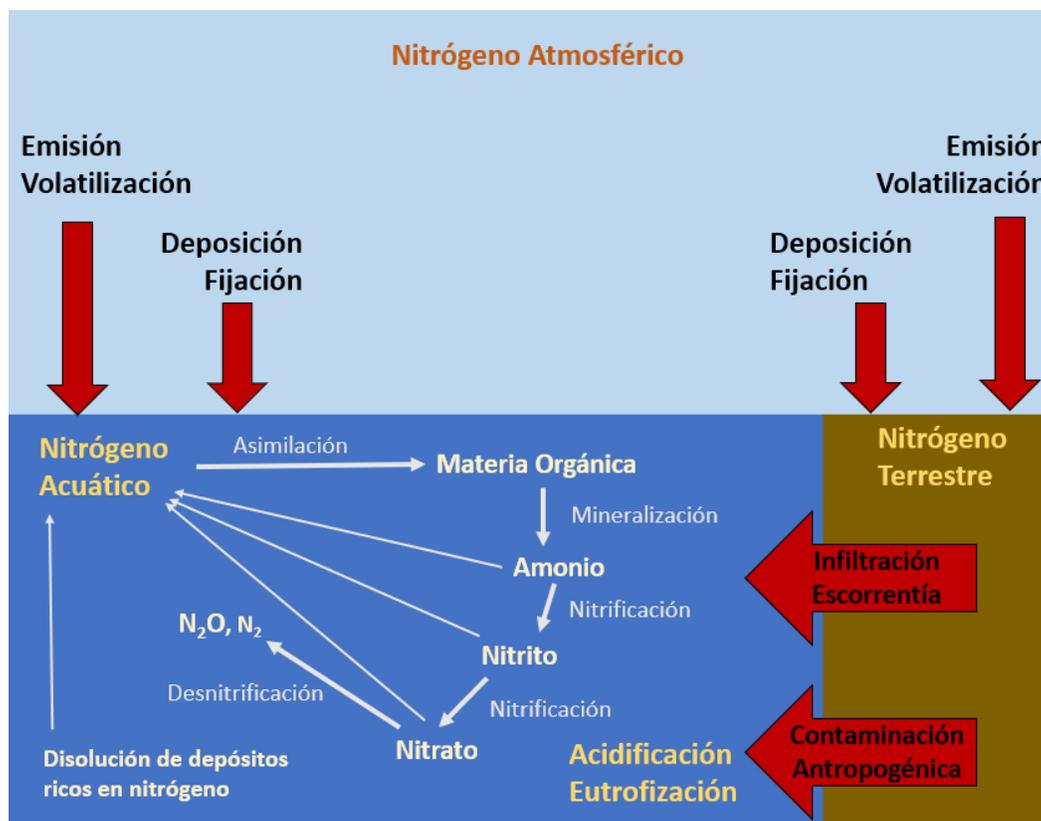


Figura 3: Ciclo de nitrógeno. Fuente: Adaptado de Camargo & Alonso (2007)

2.1.2 Efectos del nitrógeno

2.1.2.1 Acidificación

La acidificación es causada principalmente por dióxido de azufre (SO_2) y óxidos de nitrógeno (NO , NO_2) que reaccionan con otras moléculas de la atmósfera llegando a formar ácido sulfúrico (H_2SO_4) y ácido nítrico (HNO_3). La existencia de estos ácidos en las aguas aumenta, no solo la concentraciones de SO_4^{2-} y NO_3^- , sino que también la concentraciones de H^+ que causa una reducción en el pH de agua (Camargo & Alonso, 2007). De igual manera, grandes vertidos de

amonio (NH_4^+) contribuyen con la acidificación con los cuerpos de agua ya que la nitrificación de amonio produce iones de hidrógeno, reduciendo el pH de las aguas. Dependiendo de la severidad del cambio químico, causado directa o indirectamente por la acidificación, se puede alterar toda la cadena alimentaria, comenzando por el fitoplancton y llegando hasta las aves acuáticas (Doka et al., 2003). En la tabla 1 se presentan efectos negativos de la acidificación en los ecosistemas acuáticos.

Tabla 1: Efectos negativos de la acidificación. Fuente: Adaptado de Camargo & Alonso (2006)

Efectos adversos de la acidificación
Reducción de la producción neta en algas planctónicas y adheridas.
Aumento de la bioacumulación de aluminio y otros metales en macrófitos acuáticos (especialmente sumergidos).
Mayor abundancia de algas filamentosas que no están adheridas al sustrato.
Reducción de la diversidad de especies en las comunidades de fitoplancton y perifiton, con pérdida de especies sensibles.
Alteración de la regulación iónica, especialmente pérdida de sodio corporal y falta de obtención de calcio suficiente, en moluscos, insectos, crustáceos, peces y anfibios.
Alteraciones respiratorias y metabólicas en moluscos, insectos, crustáceos, peces y anfibios.
Aumento de la bioacumulación y toxicidad del aluminio y otros metales traza en insectos, crustáceos, peces y anfibios.
Retraso en el desarrollo de embriones de peces y anfibios, presentando en algunos casos deformidades esqueléticas.
Retardo de la puesta de huevos de peces y anfibios.
Tasas de crecimiento reducidas en cladóceros, peces y anfibios.
Menor eficacia o actividad del zooplancton herbívoro, lo que produce efectos secundarios en la comunidad de fitoplancton.
Disminución de la diversidad de especies en las comunidades de zooplancton, peces y anfibios

2.1.2.2 Eutrofización

En las masas de agua, el fósforo es usualmente identificado como el nutriente limitante para el crecimiento de las algas, sin embargo, el nitrógeno también tiene un papel importante en los productores primarios. Altas concentraciones de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- estimulan el desarrollo y crecimiento de productores primarios contribuyendo a la eutrofización de cuerpos de agua. La presencia de nutrientes tiene un impacto directo en los grupos de fitoplancton ya que usualmente son concentraciones bajas. El crecimiento de estos es limitado por su acceso al fósforo y nitrógeno que necesitan para sus procesos metabólicos, por ende, cuando estos nutrientes se encuentran en exceso pueden crecer en abundancia (Rathore et al., 2016). La proliferación de productores primarios y muerte causa una reducción en las concentraciones de oxígeno en los ecosistemas acuáticos. La muerte masiva de los animales acuáticos del cuerpo de agua eutrofizado es la manifestación más notable, por las significantes reducciones de área para el crecimiento, comida y reproducción. En la tabla 2, a continuación, se presentan más consecuencias de la eutrofización.

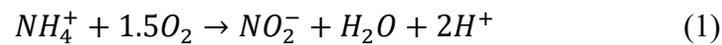
Tabla 2: Efectos negativos de la eutrofización. Fuente: Adaptado de Camargo & Alonso (2006)

Efectos adversos de la eutrofización
Reducción de la transparencia de la columna de agua y de la disponibilidad de luz.
Mayor sedimentación de materia orgánica.
Disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto en las aguas del fondo y los sedimentos.
Aumento de la biomasa y la productividad del fitoplancton.
Aumento de la biomasa y cambios en la productividad y composición de las especies de macrófitos de agua dulce.
Pérdida de diversidad de especies en las comunidades de fitoplancton, macrófitos y macroalgas.
Aumento de la biomasa y cambios en la productividad y composición de especies del zooplancton.
Reducción de la salud, el tamaño y diversidad de las poblaciones de coral marino.
Cambios en la biomasa, productividad y composición de especies de invertebrados bentónicos y peces, a menudo con episodios de mortalidad masiva en poblaciones sensibles y reducciones de la superficie de hábitat adecuado para la reproducción.
Pérdida de diversidad de especies en las comunidades de zooplancton, invertebrados bentónicos y peces.
Alteración de la estructura de la red trófica de los ecosistemas de agua dulce, estuarios y marinos costeros, con efectos que repercuten en todos los niveles tróficos.

2.1.3 Procesos de eliminación de nitrógeno

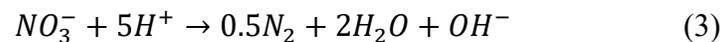
2.1.3.1 Eliminación biológica de nutrientes

La eliminación biológica de nutrientes es una de las maneras más utilizadas para eliminar el nitrógeno. Este proceso consiste en la nitrificación y la desnitrificación. La nitrificación consiste en dos pasos en donde, en primer lugar, el amonio se transforma a nitrito (1) y, en segundo, se transforman de estos nitritos a nitratos (2).



El primero paso, la transformación del ion de amonio a nitritos, es realizado por bacterias aerobias por lo que necesita constante aireación. Este paso suele ocurrir al mismo tiempo que la descomposición de la materia orgánica biodegradable.

La desnitrificación, por otra parte, consiste en la transformación de los nitratos a nitrógeno gas (3). Este proceso, a diferencia de la nitrificación, es realizado en un reactor anóxico ya que la transformación es realizada por bacterias anaerobias



Diferentes factores afectan el crecimiento y desarrollo de las bacterias como son el pH, temperatura, alcalinidad y modo de operación. Por ejemplo, cuando la temperatura aumenta, el crecimiento de las bacterias nitrificantes también causando entonces que la nitrificación ocurra fácilmente. Este tipo de eliminación presenta las ventajas de ser un proceso que ocurre naturalmente en lugar de utilizar químicos caros que luego aparecen en el fango y en el efluente

del agua tratada y, además, produce menos fango que incluso contiene menos metales pasados y que puede ser utilizado en la agricultura (Kabuba et al., 2022).

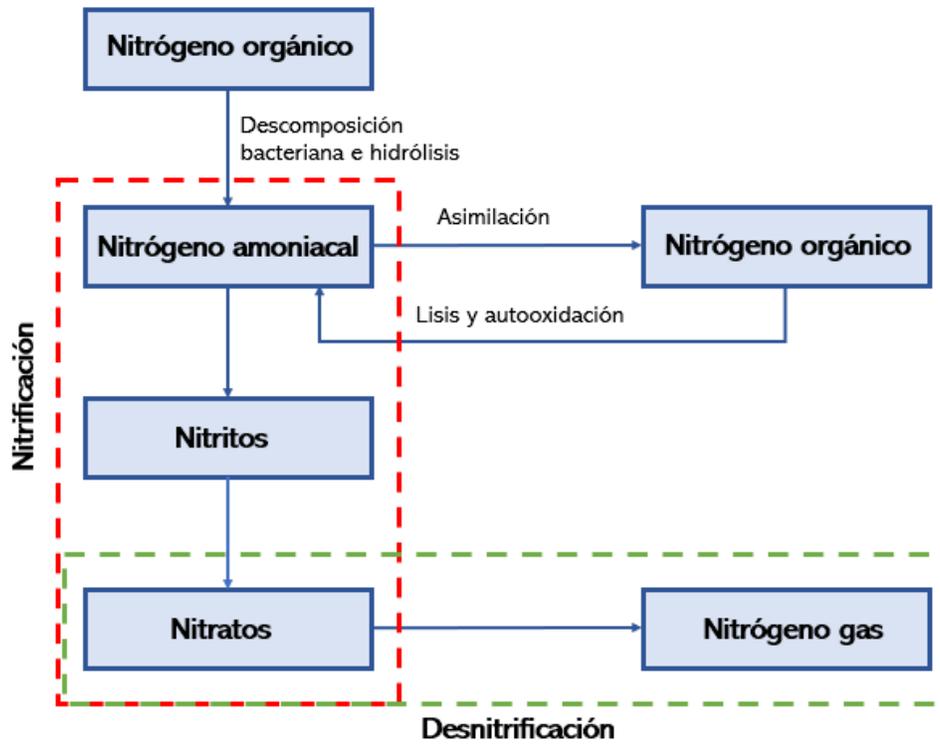


Figura 4: Transformación del nitrógeno a través de nitrificación y desnitrificación. Fuente: adaptado de Pidre et al., (2007)

2.1.3.2 Nitrificación y desnitrificación simultanea

Nitrificación y desnitrificación simultanea es el método por el cual ocurre la nitrificación y desnitrificación en el mismo reactor bajo mismas circunstancias. Este proceso consume entre 20-40% menos fuentes de carbón, reduciendo la producción de fangos un 30% en comparación con la eliminación biológica de nutrientes secuencial (Kabuba et al., 2022). Incluso, como elimina la actividad de dos tanques independientes, tiene una operación más sencilla. De igual manera, el tamaño del reactor, la energía y tiempo necesario para el tratamiento se reducen. Sin embargo, puede haber problemas con la sedimentabilidad del fango por el crecimiento de bacterias filamentosas.

2.1.3.3 Intercambio iónico

Intercambio iónico es una reacción química reversible en donde un ion de una solución es intercambiado por un ion similarmente cargado que esta adherido a una partícula sólida (Kabuba et al., 2014). Este intercambio se produce entre un sólido, usualmente resina, y un líquido. En la eliminación de nitrógeno, los aniones de nitratos son intercambiados con iones de hidróxido o de cloruro mientras que los cationes de amonio son intercambiados por iones de sodio o de hidrógeno. Una vez haya ocurrido el intercambio de los iones, la resina debe ser regenerada. Para regenerar

el intercambiador de cationes se aplica una solución de cloruro de sodio sobre la resina, mientras que para el intercambiador de aniones se utiliza hidróxido de sodio (Kabuba et al., 2022).

2.1.3.4 Air stripping

El método de air stripping consiste en introducir aire en el agua residual para aumentar la volatilización de los contaminantes (Bonmatí & Flotats, 2003). Los sistemas de stripping consisten en torres “empacadas a contracorriente” la cual entra el agua de forma vertical y descendente desde la parte superior de la torre, mientras que una corriente de aire entra a la torre de manera vertical pero ascendente desde la parte inferior (Navarro et al., 2001). La corriente de aire transforma los compuestos volátiles a gases. Estos gases salen por la parte superior de la torre y son tratados con un material adsorbente y se devuelve el aire limpio a la atmosfera.

2.1.3.5 Osmosis inversa

Osmosis inversa consiste en separar sólidos disueltos encontrados en las aguas residuales utilizando una membrana permeable. Se aplica una presión mayor a la osmótica en el compartimiento que obliga al agua a pasar a través de la membrana en dirección opuesta a la de osmosis, esta membrana actúa como una barrera permeable selectiva que permite el paso del agua pero retiene sólidos disueltos, como iones (Kucera, 2015). Este proceso es más económico que otros procesos de separación por membrana ya que no requiere agregar químicos ni calor. Sin embargo, para este método es necesario dar un pretratamiento para eliminar sólidos suspendidos al agua para evitar la colmatación de las membranas.

2.1.3.6 Precipitación química

La precipitación química es la transformación de sólidos disueltos a sólidos suspendidos. Este método consiste en generar sales de baja solubilidad, por ejemplo, fosfato amónico magnésico al agregarle componentes sintéticos como cloruro de magnesio ($MgCl_2$), ácido fosfórico (H_3PO_4) o fosfato a aguas altamente cargadas con NH_4^+ para eliminarlo. Una de las sales de baja solubilidad que se forman a consecuencia de este proceso es la estruvita. La estruvita presenta la ventaja que puede ser reutilizado en la agricultura como buen fertilizante, ya que aporta fósforo, nitrógeno y magnesio en conjunto (Huecas, 2014). Este método, a pesar de ser de fácil operación, presenta altos costos de operación por los químicos utilizados, alto consumo energético y por la disposición de los fangos producidos.

2.1.3.7 Cloración al breakpoint

Cloración al breakpoint es el proceso en el cual se agrega excesivo cloro gas o hipoclorito de sodio al agua residual para oxidar NH_4^+ a N_2 (Griffin & Chamberlin, 1941). En las primeras etapas, se forma cloramina, seguido por la formación de dicloramina mientras que las concentraciones de NH_4^+ se van reduciendo mientras se va creando cloro libre. La transformación completa de NH_4^+ a tricloruro de nitrógeno esta realizada cuando se alcanza el breakpoint. Sin embargo, esta técnica no puede utilizada para aguas que contengan altas concentraciones de NH_4^+ . Otra desventaja es que el cloro reacciona con trihalometanos que son dañinos para los seres vivos. Además, debido al alto consumo de cloro, tiene un elevado costo operacional.

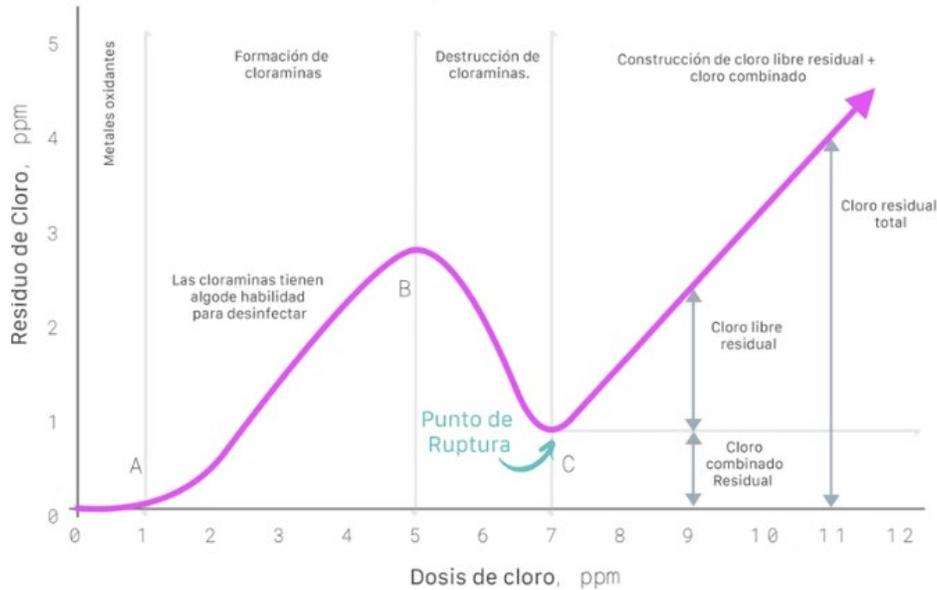


Figura 5: Formas de nitrógeno en aguas residuales. Fuente: Orenda Technologies (2018)

2.1.3.8 Adsorción

La adsorción es un fenómeno superficial que se caracteriza en que la concentración de un sustancia se adhiera a la superficie de un sólido adsorbente (Chiou, 2003). Existen dos tipos de procesos de adsorción: física y química. La adsorción física ocurre cuando hay fuerzas de atracción entre el adsorbente y el adsorbato son fuerzas de at Vander Waal, mientras que adsorción química ocurre cuando las fuerzas de atracción son igual de fuertes que enlaces químicos (Berger & Bhowan, 2011). La adsorción física puede ser revertida aumentando la temperatura o reduciendo la presión, ya que las fuerzas de este tipo son débiles. Por otra parte, la adsorción química no puede ser revertida porque las fuerzas involucradas son más fuertes, comparadas con las fuerzas de formación de enlaces químicos. La adsorción presenta las ventajas de ser bajo en costo, fácil de aplicar y alto rendimiento de eliminación. Sin embargo, en cuanto al amonio, este proceso se ve afectado por el pH. Mientras más aumente el pH, la eficiencia de eliminación de amonio se reduce (Kabuba et al., 2022). En soluciones ácidas, los iones de NH_4^+ compiten con los iones de H^+ , reduciendo la adsorción del amonio en el sustrato. Por otro lado, en soluciones básicas, el NH_4^+ reacciona con OH^- formando NH_3 .

2.2 Humedales artificiales

Los humedales artificiales son áreas construidas que están temporal o permanentemente saturadas de agua con el fin de eliminar nutrientes y materia orgánica de las aguas residuales mediante el aprovechamiento de la interacción entre microorganismos y la atmosfera. Están diseñados para aprovechar los procesos que ocurren en los humedales naturales, pero en un ambiente más controlado. Hoy en día son una de las tecnologías más utilizadas a nivel mundial para el tratamiento de aguas residuales de pequeñas zonas urbanas (Salas, 2018). Estos sistemas de tratamiento tienen las ventajas que presentan bajo costo de inversión, al igual que de operación y mantenimiento.

Los humedales se pueden clasificar según los macrófitos dominantes que pueden ser libre-flotante, de hojas flotantes, emergentes y sumergidas, así como también por el nivel del agua presente en el humedal y dirección del flujo de la corriente (Vymazal, 2010). En la figura 6 se presenta un esquema de los tipos de humedales según la vegetación, nivel del agua y dirección del flujo.

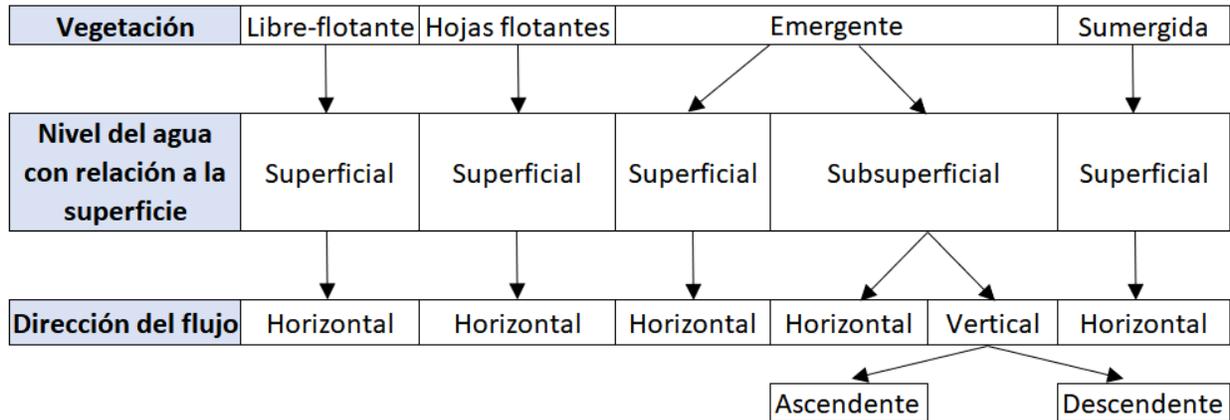


Figura 6: Tipos de Humedales Artificiales. Fuente: Adaptado de Vymazal (2010)

2.2.1 Tipos de Humedales Artificiales

2.2.1.1 Humedales de flujo superficial

En los humedales de flujo superficial el agua a tratar está expuesta a la atmósfera y el agua circula entre las plantas por encima de suelo, figura 7. El agua que entra viene cargada de partículas y contaminantes disueltos y esta se esparce a través del humedal cubierto con macrófitos emergentes o sumergidos. El sistema típico de humedales de flujo superficial es un sistema con macrófitos emergentes es un humedal poco profundo que tiene 20-30 cm de suelo para que las plantas puedan enraizar, las plantas cubren aproximadamente un 50% de la superficie y una profundidad de agua de 20-40 cm (Vymazal, 2008). Los macrófitos emergentes han demostrado buena capacidad de adaptación y resistencia a las condiciones ambientales adversas que predominan al tratar aguas residuales (Arias I. & Brix, 2003). La profundidad del humedal dependerá del macrófito que se utilice para tratar las aguas. La mayoría de macrófitos emergentes no toleran una inmersión mayor de 60 cm al tratar aguas residuales (CONAGUA, 2015). En climas cálidos, estos humedales funcionan a una profundidad mínima para mejorar la transferencia de oxígeno y mejorar la transferencia de oxígeno, mientras que en climas fríos se incrementa la profundidad.

Este tipo de humedales es muy efectivo para remover sólidos suspendidos por medio de filtración y sedimentación. Microorganismos adheridos a las plantas o suspendidos en el agua son los responsables de remover contaminantes solubles (Vymazal et al., 2006). Eliminan muy eficientemente nitrógeno por medio de nitrificación-desnitrificación. El amonio es oxidado por bacterias amonio oxidantes en las zonas aeróbicas del humedal y en las zonas anóxicas los nitratos se convierten a nitrógeno por bacterias desnitrificantes.

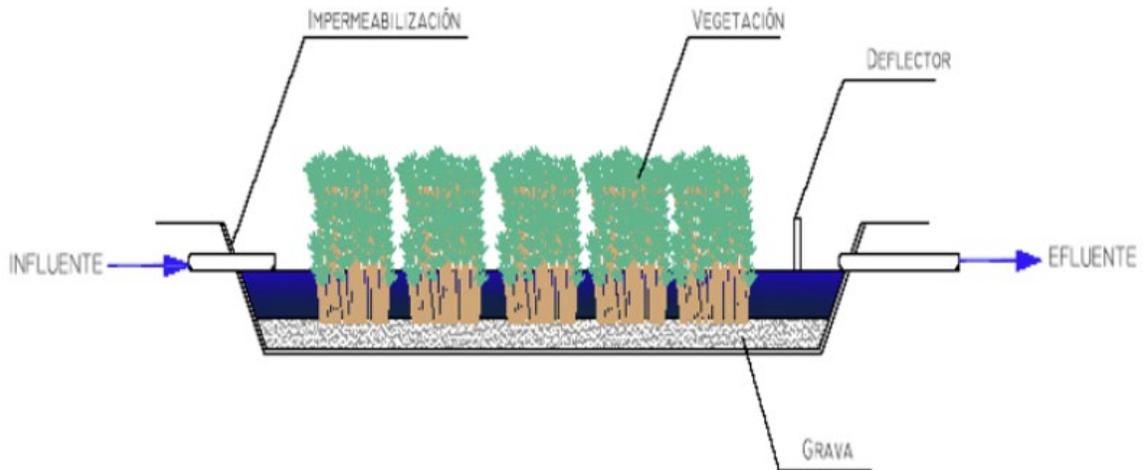


Figura 7: Ejemplo de un humedal artificial de flujo superficial. Fuente: Salas (2018)

2.2.1.2 Humedales de flujo subsuperficial

En los humedales de flujo subsuperficial el agua recorre el humedal a través del lecho filtrante, que suele ser de 30-70 cm de espesor, hasta la zona de salida a diferencia de los humedales superficiales que el agua corre por encima del lecho. La contaminación del agua es eliminada por degradación bacteriana y mecanismos físicos y químicos en zonas aerobias, anóxicas y anaerobias en el lecho filtrante (Burgos, 2014). Presentan la ventaja de requieren bajo consumo energético y mantenimiento. La profundidad de estos se determina en base a la profundidad que pueden alcanzar las raíces de los macrófito, donde se pueda asegurar que estén en contacto con el agua y tengan un efecto en el tratamiento (CONAGUA, 2015). Este tipo de humedales pueden ser de flujo vertical o de flujo horizontal.

Los humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial, figura 8 son muy eficientes para eliminar sólidos suspendidos ya que estos son retenidos por sedimentación y filtración. La materia orgánica es degradada por las bacterias en las zonas anóxicas y anaeróbicas, ya que la concentración de oxígeno disuelto en el lecho de filtración es limitada (Vymazal, 2008). Al mismo tiempo, los bajos niveles de oxígeno en el lecho filtrante limitan la eliminación de amonio, por lo que la mayor eliminación de nitrógeno en estos humedales es la desnitrificación (Vymazal, 2010). Igualmente, estos humedales presentan eliminación limitada de fósforo ya que el lecho filtrante carece de concentraciones de hierro, aluminio o calcio, que facilitan la adsorción de este (Vymazal, 2005).

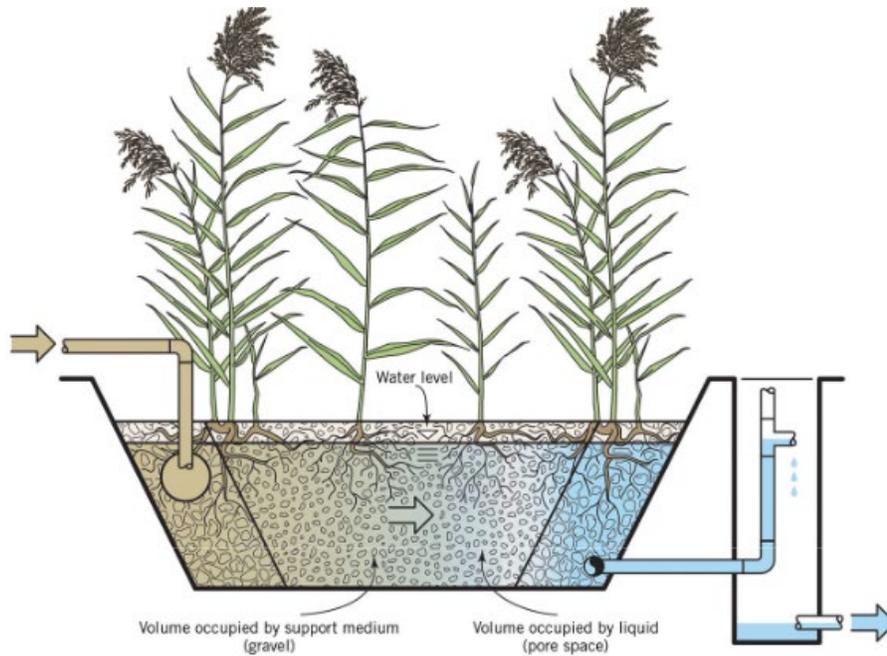


Figura 8: Ejemplo de humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Fuente: Dotro et al. (2017)

Por otra parte, los humedales de flujo vertical subsuperficial, figura 9 fueron diseñados en Europa para producir efluentes nitrificados. En estos sistemas la circulación del agua es vertical y de manera intermitente de manera que el humedal no este permanentemente inundado (Asprilla et al., 2020). Los pulsos de agua permiten que regrese el oxígeno al espacio de los poros del lecho filtrante manteniendo así los procesos aeróbicos de las bacterias, lo que los hace muy eficientes para eliminar materia orgánica (Dotro et al., 2017). La eliminación de fósforo es baja al menos que se utilice un material filtrante especial con alta capacidad de adsorción (Vymazal et al., 2006).

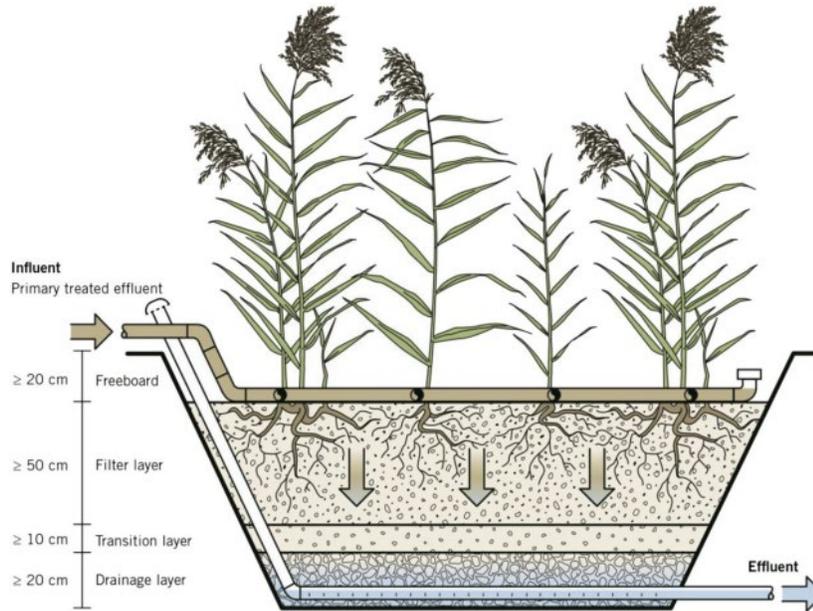


Figura 9: Ejemplo de humedal artificial de flujo subsuperficial vertical. Fuente: Adaptado de Dotro et al. (2017)

2.2.1.3 Humedales híbridos

Los humedales híbridos combinan las diferentes formas de humedales artificiales para obtener una mejor eficiencia al tratar el agua. Se usan series de los diferentes tipos de humedales siendo flujo superficial y subsuperficial vertical u horizontal para aprovechar las ventajas que presentan cada uno y mejorar el tratamiento del agua (Sayadi et al., 2012).

3) ESTADO DEL ARTE

El fango proveniente de las potabilizadoras es rico en aluminio por los coagulantes utilizados para el tratamiento del agua. En el proceso de coagulación-floculación se utiliza el sulfato de aluminio como coagulante para poder formar flóculos y así eliminar sustancias del agua por medio de la sedimentación y/o filtración de estos flóculos. Este es el coagulante más utilizado al ser el más barato, por lo que fangos de aluminio son los residuos más generados en las estaciones de tratamiento de agua potable (ETAP) (Muisa et al., 2020).

En los últimos años, varios investigadores han demostrado que el fango de aluminio puede ser utilizado para mejorar la adsorción y procesos de precipitación química para eliminar diferentes contaminantes, en especial fósforo, de aguas residuales (Y. Q. Zhao et al., 2010; Hernández-Crespo et al., 2022).

Zhao et al. (2010) realizaron un proyecto de investigación en Irlanda que consistía en tratar agua residual de granja con una planta piloto de humedal artificial utilizando fango de aluminio como sustrato principal. Este humedal artificial funcionaba por ciclos, es decir con el sistema de operación de llenado-contacto-vaciado y consistía en cuatro contenedores en serie con una carga hidráulica de $0.29 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ que operaban como un sistema de flujo subsuperficial, donde los m^2 representan el área superficial total del sistema. El agua por tratar era agua residual de las actividades de la granja que era recolectada de un tanque de retención que luego se bombeaba a un tanque de capacidad de 10,000 L. Esta agua era entonces diluida para alcanzar concentraciones deseadas que fueran favorables para el crecimiento de las plantas. El influente contaba con los siguientes rangos de concentraciones (mg/L) de entrada mensual para DBO_5 , DQO, NT, PT y N-NH_4 de: 41.2-694.4, 407.0-1297.5, 43.0-221.9, 10.7-33.3 y 37.9-176.2, resultando en eficiencias de eliminación de 57-84%, 36-84%, 11-78%, 75-94 y 49-93%, respectivamente.

Yang et al., (2011) analizaron la eficiencia de humedales artificiales utilizando como sustrato el fango deshidratado de potabilizadora. Para este proyecto, el influente consistiría en una mezcla entre sobrenadante de espesador primario y escurrido de fango centrifugado. A escala de laboratorio cuatro humedales de flujo subsuperficial fueron construidos utilizando tubos Pyrex de 100 cm de altura y 9.4 cm de diámetro interno. Cada tubo funcionaria como una etapa y estaban rellenos de 10 cm de grava en el fondo como primera capa, seguida por una capa de 55 cm de fango deshidratado de aluminio de granulometría de 50 – 32 mm para la primera etapa, 32 – 16 mm para la segunda etapa, 16 – 8 mm para la tercera etapa y 8 – 4 mm para la cuarta etapa. El funcionamiento consistiría en operar por medio de ciclos de llenado y vaciado y por alimentación por pulsos. Cada ciclo de llenado se llevó a cabo cada 6 horas, teniendo un total de 4 ciclos por día. Además, cada ciclo permitía el paso de 1.76 L de agua residual obteniendo una carga superficial hidráulica de $1 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ para las primeras dos etapas y una carga de 2.2 L de agua para la tercera y cuarta etapa con una carga superficial hidráulica de $1.26 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. Las concentraciones de nitrógeno amoniacal en el influente eran de 45.9 – 95.9 mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$ mientras que los efluentes contenían concentraciones entre 14 – 85.2 mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$, obteniendo una eficiencia del 33.6% de eliminación.

En otro estudio, X. Zhao et al. (2018) trabajaron un humedal artificial de varias etapas con fango de aluminio de potabilizadora. Se montaron cuatro columnas interconectadas con una altura de 100 cm y un diámetro interno de 9.5 cm. Cada columna fue llenada con una capa de grava de 10 cm y una capa de fango de aluminio de 60 cm. La primera columna funcionaba como un humedal subsuperficial de flujo vertical ascendente, las otras tres operaban de manera descendente con el método de llenado-vacío y el efluente de la última columna era recirculado al sistema. Cada periodo de llenado y vaciado era completado en cuatro horas, tres horas de saturación y una hora de descanso. Esto resultó en una carga hidráulica de $1.63 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ en cada columna y un tiempo de retención de 16 horas para todo el sistema. El agua que trataban era purín de cerdo diluido. Este se recolectada durante el día, se dejaba sedimentar durante la noche y luego se tomaba el sobrenadante y se le hacían diluciones para alcanzar las concentraciones deseadas. El influente aportaba las siguientes concentraciones iniciales (mg/L) de DQO, DBO_5 , SS: 600-1200, 400-800, 200-600 y a la salida teniendo eficiencias de eliminación de 82%, 91%, y 92%, respectivamente. Mientras que para NT y N-NH_4^+ se obtuvieron porcentajes de eliminación de 82% y 94%, respectivamente. Los resultados demostraron que operando el sistema por medio de llenado y vaciado ayudaba al transporte de oxígeno y la difusión, lo que ayudaba a la eliminación de materia orgánica y N-NH_4 . De igual manera la recirculación del efluente ayudaba al proceso de desnitrificación.

Para otra investigación, Zhou et al. (2022) hicieron una planta piloto donde se utilizaron tres humedales artificiales de flujo subsuperficial descendente. Estos humedales eran tres tambores de plástico con un diámetro de 50 cm, una altura de 130 cm y una profundidad total de 100 cm teniendo un volumen útil de 70 L. Los tres humedales eran uno de flujo subsuperficial descendente normal y los otros dos eran iguales, pero usando sustrato fango de aluminio de potabilizadora, sin embargo, para el tercero el fango estaba mejorado con un poco de hierro para mejorar sus propiedades. El sistema operaba en cuatro etapas: 1) el llenado, 2) tiempo de contacto, 3) vaciado, 4) reposo. El agua residual llenaba los humedales en 2 minutos y se dejaba saturado por un periodo determinado de tiempo, luego se drenaba toda el agua en 2 minutos igualmente y luego se dejaba el humedal reposar por 2 horas. La eficiencia de eliminación de DQO de los tres sistemas se mantuvo relativamente alta cuando el influente tenía una concentración de 50 mg/L y con un tiempo de contacto de 6 horas y 2 horas de reposo. Comparando los efluentes del humedal sin fango y el humedal con fango de aluminio, usando 6 horas de contacto y 2 de reposo, tuvieron eficiencias de eliminación de 63.67% y 85.14% respectivamente. Mientras que el humedal con el fango de aluminio mejorado con hierro si presentó mejor eficiencia siendo de 93.23% en la eliminación del N-NH_4 . Por otra parte, para la eliminación de nitrógeno total también se observó que el fango mejorado tuvo mejores resultados que el fango simple de aluminio y el humedal sin fango, teniendo eficiencias de 47%, 34%, 25%, respectivamente. El modo de operación de llenado y vaciado de los humedales aceleró suficiente la transferencia de oxígeno y mejor el oxígeno disuelto en los tres sistemas, resultando en eficiencias de eliminación de N-NH_4^+ mayores al 70% en los humedales con fango.

Otro aspecto importante que se investiga mucho en los humedales artificiales es la eliminación de nitrógeno amoniacal. Según Austin (2006) cuando los humedales artificiales de flujo subsuperficial son llenados de agua, los cationes del amonio se adsorben a la superficie del sustrato que está cargada negativamente. Cuando el humedal es vaciado, los poros vacíos se llenan de oxígeno. Esto favorece la transferencia de oxígeno necesaria para nitrificar los iones de amonio adsorbidos.

Durante una investigación, Gajewska & Obarska-Pempkowiak, (2013), evaluaron un humedal de varias etapas para el tratamiento de escurrido de fangos digeridos centrifugados. Este tratamiento consistía en dos tanques de sedimentación de 1 m^3 y tres humedales de flujo subsuperficial, dos verticales seguidos por uno horizontal. Para el diseño se calculó que los humedales tratarían una carga correspondiente a 5 habitantes equivalentes (he), es decir $0.22 \text{ m}^3/\text{d}$. Se realizarían dos ciclos al día y al final de cada etapa había un tanque de 1 m^3 para recolectar muestras y asegurar una alimentación intermitente de 0.11 m^3 para cada etapa. El sustrato utilizado en todas las etapas fue grava de 2-8 mm de granulometría. El estudio fue realizado a lo largo de dos años (2009-2010). Las eficiencias alcanzadas para nitrógeno amoniacal fueron de 94.3% y 82.2%, respectivamente. Mientras que para nitrógeno total las eficiencias fueron de 93.9% y 78.7%, respectivamente.

Liu et al., (2014) realizaron una investigación donde se probaban diferentes sustratos en un humedal artificial para determinar cuál era mejor para la eliminación de amonio. Se montaron cuatro columnas con una altura de 70 cm y un diámetro interno de 20 cm. Se utilizó zeolita, arena de cuarzo, ceramite y roca volcánica para investigar la transformación de nitrógeno en humedales artificiales con operación de llenado y vaciado. Se le agregaban 6.5L/d de agua a cada columna con una carga hidráulica de $207 \text{ L}/\text{m}^2\text{d}$. A las cuatro columnas se les asignó el mismo ratio de llenado y vaciado (16 horas lleno y 8 horas de reposo) para cada ciclo y se hacía un ciclo al día. El humedal con zeolita tuvo mejor eficiencia que los otros humedales en la eliminación de N-NH_4^+ y NT. Se observó un porcentaje de aproximadamente 97% de eliminación para amonio con una concentración inicial de 100 mg/L en el humedal con zeolita, siendo mayor que en los otros tres humedales que tuvieron porcentajes entre 15%-34%. Esta marcada diferencia de eficiencia fue atribuida por las propiedades de la zeolita que incluyen su mayor volumen de microporo, mayor superficie, y mayor capacidad de intercambio de cationes.

Durante otro estudio, Wojciechowska et al., (2017) realizaron una investigación sobre dos humedales artificiales idénticos de diferentes etapas para tratar corrientes bajas en materia orgánica biodegradable, pero con altas concentraciones de nitrógeno amoniacal. Uno de los humedales estaría tratando escurrido de fango digerido centrifugado. Los humedales para utilizar consistirían en dos humedales verticales de flujo subsuperficial de 7.84 m^2 y 5.29 m^2 seguidos por un humedal horizontal de flujo subsuperficial de 3.19 m^2 . El sustrato utilizado fue grava lavada de granulometría 4-8 mm y humedales verticales estarían operando de manera llenado – vaciado. El caudal de entrada diario era de 111 L/d. El escurrido a tratar contenía 941 mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$ como valor de entrada y al realizar el tratamiento el efluente contaba con una concentración de 96 mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$, alcanzando un 89.8% en eficiencia de eliminación.

Feng et al., (2020) Colocaron columnas de polietileno que simulaban humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical. Las columnas constaron de 65 cm de altura, 20 cm de diámetro y tres capas de sustrato de diferente granulometría, además de un difusor de aire en el fondo para oxigenación. Para una columna la primera capa (de abajo hacia arriba) fue de 10 cm de altura y rellena de grava de 5-7 cm de diámetro, la segunda capa fue de 25 cm de altura con grava de 2-4 cm de diámetro mezclada con carbón activo del mismo tamaño, seguida por una capa de 15 cm de una mezcla de grava y carbón activo de diámetro 1-2 cm, terminada con una capa de 15 cm de arena. Para la segunda columna, las capas eran igual, pero la segunda y tercera no tuvo carbón activo. Igualmente, a ambas columnas se les plantó rizomas en la capa superior. El agua por tratar era sobrenadante de digestión anaerobia diluida para obtener tres diferentes concentraciones de entrada. Las concentraciones de DQO de entrada en el influente fueron de: 170 mg/L (primera etapa), 230 mg/L (segunda etapa), 270 mg/L (tercera etapa). Mientras que las concentraciones de N-NH₄ en el influente fueron de: 90 mg/L (primera etapa), 120 mg/L (segunda etapa), 150 mg/L (tercera etapa). El tiempo de retención de cada sistema eran 72 horas. Las eficiencias de eliminación de DQO de las columnas que no tenían carbón activado eran de 63%-74%, mientras que con el carbón activo eran de 67%-77%. Al aumentar las concentraciones de DQO en el influente las eficiencias disminuían, consecuencia de la limitada concentración de oxígeno disuelto. Igualmente, al aumentar las concentraciones del influente, la eliminación N-NH₄ disminuyó como consecuencia de que la degradación de la materia orgánica tiene prioridad sobre la nitrificación en cuanto al oxígeno. Como resultado, los efluentes en las columnas sin carbón activado presentaron las siguientes concentraciones de N-NH₄: 4.05 ± 1.6 mg/L (primera etapa), 5.99 ± 1.63 mg/L (segunda etapa), 19.29 ± 2.69 mg/L (tercera etapa). Mientras que los efluentes de las columnas con carbón activado presentaron menores concentraciones que la columna sin carbón activo de N-NH₄: 3.14 ± 1.38 mg/L (primera etapa), 9.77 ± 1.92 mg/L (segunda etapa), 17.14 ± 2.37 mg/L (tercera etapa). En cuanto a eliminación de nitrógeno total, la columna con carbón activo presentó menores eficiencias (31%-40%) que la columna sin carbón activo (41%-49%). Le menor eficiencia del carbón activo se debe a la alta concentración de nitratos que se encontró en el efluente de esta columna.

En otra investigación, S. Zhou et al., (2020) construyeron una planta piloto de un humedal híbrido con carrizo y arroz diseñado para tratar agua de digestión anaerobia. El humedal híbrido constaba de cuatro etapas: dos etapas con carrizo de flujo subsuperficial vertical en serie, seguido por una etapa de flujo subsuperficial pero esta vez horizontal e igualmente con carrizo y la última etapa era de flujo superficial y con planta de arroz. La carga diaria de entrada era 3.6 m³. En promedio, las concentraciones de NT y PT en el influente eran de 379 ± 58 mg/L y 29.6 ± 9.2 mg/L, teniendo unos porcentajes de eliminación de 94.6% y 88.4%, respectivamente. Los porcentajes de eliminación más altos para TN y TP fueron en el segundo humedal subsuperficial vertical que contenía zeolita como sustrato. Igualmente, en esta segunda etapa fue alcanzada la mayor eliminación de DQO, teniendo una eliminación de 79.9 ± 72.4 g DQO/m²d.

Más recientemente, Xu et al., (2021), investigaron diferentes tiempos de contacto y tiempos de descanso en humedales artificiales para determinar la mejor combinación para eliminar N-NH₄⁺. Contaban con tres columnas de 16 cm de diámetro y 70 cm de altura de cloruro de polivinilo que tenían 10 cm de grava en el fondo, seguido por 20 cm de carbón activado y una última capa superior de 30 cm de grava. A las columnas se les llenaba de agua en 10 minutos y se dejaban llenas por diferentes periodos de tiempo, luego se vaciaban en 10 minutos y se dejaban vacías por otros periodos de tiempo. Estudiaron los efectos de cinco diferentes tiempos de vaciado: 12 h, 8 h, 6 h, 4 h y 2 h, siendo cinco relaciones de llenado y vaciado de 1:1, 1:2, 1:3, 1:5, 1:11, respectivamente. Los porcentajes de eliminación de N-NH₄⁺ estuvieron dentro de los rangos 49.52 ± 3.29% - 82.16 ± 1.84%, con el porcentaje máximo alcanzado con el tiempo de vaciado de 8 h (1:2) y el mínimo alcanzado con 2 h de vaciado (1:11). La eliminación del N-NH₄ aumentó con el aumento en las horas de vaciado lo que puede ser por el aumento de los niveles de oxígeno disuelto. Mientras que, para la eliminación del TN, el porcentaje máximo de eliminación, 52.89 ± 3.16%, fue alcanzado con las 4 h de vaciado (1:5). Sin embargo, cuando se aumentó el tiempo de contacto a 22 h (1:11), comenzó a disminuir hasta casi alcanzar el resultado de las 12 h (1:1).

Tabla 3: Resumen de diferentes rangos obtenidos de la literatura.

Influyente N-NH ₄ ⁺ (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	Sustrato	Eficiencia	Carga hidráulica superficial aplicada (m ³ /m ² d)	Carga másica superficial de N-NH ₄ ⁺ aplicada (g/m ² d)	Tiempo de retención hidráulico (h)	Fuente bibliográfica
37.9-176.2	Fango deshidratado de aluminio	49-93%	0.29	n/d	4	Y. Q. Zhao et al., (2010)
45.9	Fango deshidratado de aluminio	33.6%	1	46.83	5	Yang et al., (2011)
95.9	Fango deshidratado de aluminio		1.26	97.85		
n/d	Fango deshidratado aluminio	94%	1.63	n/d	16	X. Zhao et al. (2018)
n/d	Fango de aluminio	85.14%				
	Fango de aluminio mejorado con hierro	93.23%	1.07	n/d	6	Zhou et al. (2022)
n/d	Grava	94.3%	0.029	n/d	91.2	Gajewska & Obarska-Pempkowiak, (2013)
		82.2%	0.044		91.2	
			0.056		98.4	

Continuación tabla 3

Influente N- NH₄⁺ (mg N- NH₄⁺/L)	Sustrato	Eficiencia	Carga hidráulica superficial aplicada (m³/m²d)	Carga másica superficial de N-NH₄⁺ aplicada (g/m²d)	Tiempo de retención hidráulico (h)	Fuente bibliográfica
100	Zeolita	97%	0.207	20.7	16	Liu et al. (2014)
	Arena cuarzo Ceramiste Roca volcánica	15-34%				
90	Carbón activado	97%	0.191	17.2	72	Feng et al. (2020)
120		92%		22.93		
150		89%		28.66		
30	Carbón activado y grava	82.16%	n/d	n/d	8	Xu et al. (2021)
941	Grava	89.8%	0.0142 0.021 0.035	n/d	n/d	Wojciechowska et al., (2017)
Influente NT (mg N/L)	Sustrato	Eficiencia	Carga hidráulica superficial aplicada (m³/m²d)	Carga másica superficial de NT aplicada (g/m²d)	Tiempo de retención hidráulico (h)	Fuente bibliográfica
379.3	Grava	94.6%	0.033	8.43	n/d	S. Zhou et al., (2020)
	Zeolita		0.022 0.029			

4) OBJETIVOS

El objetivo principal de este proyecto es evaluar el potencial del fango deshidratado de ETAP como medio filtrante para eliminar nitrógeno amoniacal de aguas altamente cargadas, específicamente el escurrido proveniente de la centrifugación de fangos de digestión anaerobia. Para alcanzar este objetivo, se han llevado a cabo ensayos a escala de laboratorio y planta piloto mediante la implementación de humedales artificiales con los cuales se persigue:

- Evaluar diferentes modos y parámetros de operación para determinar cuáles ofrecen los mejores resultados en términos de eliminación de nitrógeno amoniacal. Esto incluye analizar diferentes condiciones de funcionamiento para optimizar el rendimiento del sistema.
- Investigar la posible colmatación del material filtrante y proponer medidas para prolongar la vida útil del sistema de tratamiento. La colmatación es un factor clave que puede afectar la eficiencia del sistema, y es fundamental abordar este aspecto para garantizar su funcionamiento a largo plazo.
- Determinar si el proceso de nitrificación en el sistema provoca una acidificación que pueda afectar la estabilidad del fango de ETAP. Es importante asegurar que el fango mantenga sus propiedades de filtración a lo largo del tiempo y no se vea afectado negativamente por el proceso de nitrificación.
- Evaluar si la disgregación del fango de ETAP liberaría aluminio en el efluente, lo cual es un aspecto de gran importancia desde una perspectiva ambiental y de calidad del agua.

Además de estos objetivos técnicos, este proyecto busca contribuir al logro de varios de los Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 2030 de las Naciones Unidas. Concretamente a los siguientes:

- ODS 6: agua limpia y saneamiento, al mejorar la calidad de los efluentes de EDAR y ofrecer una nueva alternativa para el tratamiento de corrientes de aguas residuales.
- ODS 11: mejorar la seguridad y sostenibilidad de las ciudades que incluye mejorar la planificación y gestión urbana y esta tecnología busca contribuir a hacer más sostenible uno de los procesos industriales de las ciudades al tratar el escurrido sin consumo de energía.
- ODS 13: acción por el clima, ya que para mejorar la calidad de las corrientes líquidas tratadas mediante tratamiento convencionales intensivos en energía se generarían emisiones de gases de efecto invernadero para la producción de la correspondiente energía eléctrica y porque los humedales artificiales bien gestionados también constituyen un sumidero de carbono y contribuyen a aumentar la superficie de estos sistemas que a nivel mundial juegan un importante papel en la adaptación al cambio climático.

Los resultados permitirían valorizar el fango deshidratado, convirtiéndolo de un residuo de las plantas de potabilización en un recurso valioso para el tratamiento de aguas con altas concentraciones de nitrógeno amoniacal. Esto conllevaría a obtener un efluente de agua residual con concentraciones de nitrógeno amoniacal muy bajas, lo que, a su vez, implicaría una reducción en el consumo de oxígeno necesario para el tratamiento de las aguas residuales y una disminución significativa del consumo de energía en dichas plantas. Con base a esto se abriría la posibilidad de desarrollar en el futuro sistemas de humedales a mayor escala, que podrían operar como apoyo en las plantas de tratamiento, para contribuir a la reducción de las concentraciones de nitrógeno amoniacal en las aguas residuales y, por ende, disminuyendo el gasto energético requerido para su eliminación.

5) MATERIAL Y MÉTODO

5.1 Material

5.1.1 Fango de ETAP (FDP)

El fango, presentado en la figura 9, utilizado en estos ensayos es fango de la estación depuradora de agua potable (ETAP). Este fango con base de aluminio es un residuo deshidratado de la potabilizadora, también conocido como fango hidróxido. Este residuo se genera en el tratamiento de coagulación-floculación realizado en la ETAP, en la que se utiliza policloruro de aluminio como coagulante.

La hipótesis de partida para utilizar este tipo de fango es porque tiene mucha alcalinidad, por el elevado contenido de carbonatos en la cuenca hidrológica. Esto presentaría una ayuda ya que en el proceso de nitrificación se desprenden protones (iones H^+) que acidifican el agua, entonces el fango brindaría alcalinidad suficiente para que no se inhiba la actividad de las bacterias.



Figura 10 : Fango de ETAP utilizado en los ensayos

En la tabla 4, a continuación, se presenta la composición del FDP utilizado en los ensayos.

Tabla 4: Composición del FDP. Fuente: Adaptado de Martínez Biosca (2019)

Parámetro	Valor	Unidades
pH	7.0	u. pH
Materia orgánica total	21	% s.m.s
Humedad	-	% p/p
Materia seca a 100 °C	37	% p/p
Nitrógeno total	0.59	% N s.m.s
Mercurio total	<0.03	mg/kg Hg s.m.s
Aluminio total	70.9	% Al s.m.s
Cadmio total	<2	mg/kg Cd s.m.s
Cinc total	92.8	mg/kg Zn s.m.s
Cobre total	37.8	% Cu s.m.s
Cromo (III+VI) total	13	mg/kg Cr s.m.s
Fósforo total	0.148	% P s.m.s
Níquel total	17	mg/kg Ni s.m.s
Plomo total	11	mg/kg Pb s.m.s
Potasio total	0.26	% K s.m.s
Hierro total	0.73	% Fe s.m.s
Calcio total	8.36	% Ca s.m.s
Granulometría	8.23 – 2.38	mm
Porosidad	10	%
Densidad aparente	1.10	g/cm ³

5.1.2 Columnas de filtración

Se utilizaron tres columnas de filtración, presentadas en la figura 11, en el periodo de prueba previo a la planta piloto. Dos columnas constan de un tubo transparente de PVC con un diámetro de 5.8 cm con una superficie de 0.00264 m². Tienen un relleno de fango de ETAP granulado de 30 cm de altura de granulometría 0.83-2.38 mm. En el fondo hay 3 cm de grava fina con granulometría de 4-8 mm para evitar la pérdida de material y facilitar el drenaje.

La tercera columna es una tubería igualmente de PVC con diámetro de 7.5 cm y una superficie de 0.004417 m². Tiene como sustrato una mezcla de grava de granulometría 4-8 mm y arena. En el fondo se encuentra una capa de 2 cm de grava fina, igualmente para evitar pérdida de material y ayudar al drenaje del agua.

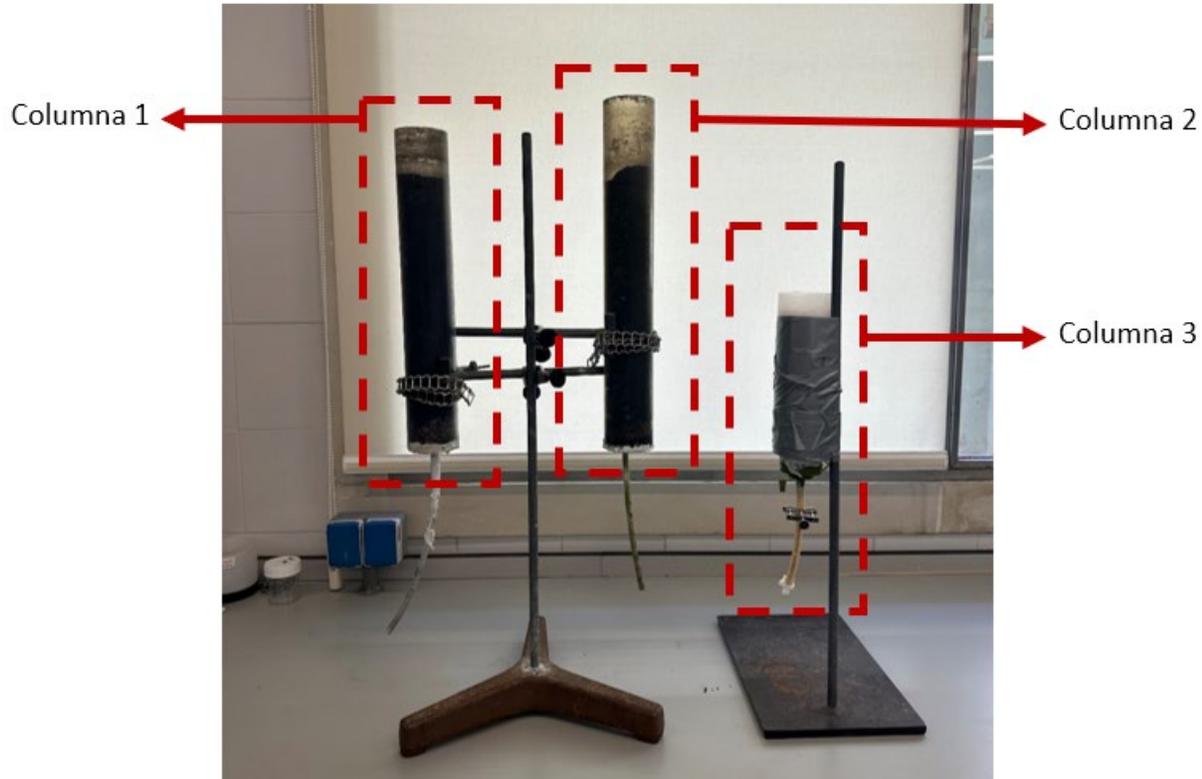


Figura 11: Columnas de filtración

5.1.3 Agua residual de entrada de las columnas

Previo a la dosificación del escurrido de la digestión anaerobia, se utilizó agua de Carrícola para la etapa de aclimatación. La fase de aclimatación es crucial para permitirle a las bacterias a adaptarse gradualmente a concentraciones más altas de nitrógeno amoniacal. Además, fue utilizada para los ensayos de la columna 3. En la tabla 5 se presentan sus características de entrada.

Tabla 5: Características de entrada de Carrícola

Variable	Valor Medio $\pm \sigma$ (n=5)
Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	53.083 \pm 9.97
Nitritos (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	0.158 \pm 0.023
Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	0.083 \pm 0.075

El agua residual utilizada para los ensayos en el laboratorio proviene del escurrido del fango digerido anaerobiamente tras centrifugación de una estación depuradora de Valencia que se caracteriza por presentar concentraciones muy altas de nitrógeno amoniacal. En la tabla 6 se presentan las características del agua de entrada utilizada en las columnas de filtración.

Tabla 6: Características de entrada del escurrido

Variable	Valor Medio $\pm \sigma$ (n=47)
Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	307.1 \pm 105.0
Nitritos (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	15.9 \pm 52.8
Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	9.2 \pm 28.6

5.1.4 Planta Piloto de Humedal Artificial

La planta piloto de humedal artificial fue instalada en una estación depuradora de Valencia que dispone de tratamiento de fangos mediante digestión anaerobia. En la figura 12 se puede observar el esquema de la planta piloto. Consiste en 12 depósitos de medidas: 0.63 m x 0.88 m x 0.51 m, un área de 0.5544 m² y un volumen de 0.2827 m³ cada uno de ellos. Estos depósitos fueron divididos en dos líneas independientes: la línea de grava, que se emplea como tratamiento de referencia, y la línea de FDP, cuya eficacia de eliminación de determinados contaminantes es el objetivo de este estudio. Al mismo tiempo, fueron divididos en tres etapas y están colocados a diferentes alturas, con el fin de conseguir que el flujo se mueva por gravedad, sin más consumo energético que el bombeo del influente.



Figura 12: Planta piloto con línea de grava (izquierda) y línea de FDP (derecha) y tres etapas de tratamiento

La primera etapa del tratamiento consta de 3 depósitos. Para la línea de grava, figura 13, cada depósito fue llenado con 5 cm de grava en el fondo como primera capa, seguido por una capa de 30 cm de arena sílice que será el sustrato de esta línea. Luego se tiene otra capa de 5 cm de grava, terminando con una capa de 3 cm de arena por encima de todo. Esta capa de arena sirve para evitar la entrada de sólidos al depósito.

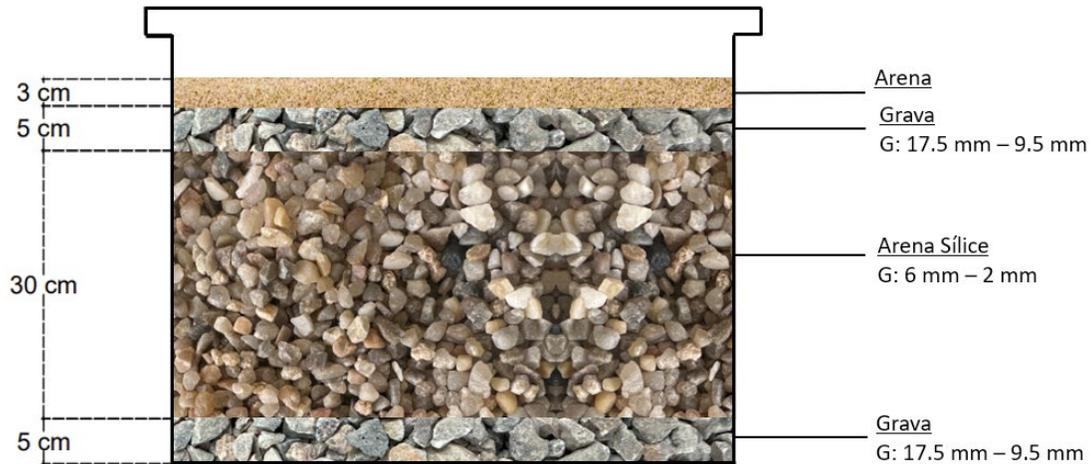


Figura 13: Esquema de distribución de las capas de la línea de grava.

Por otra parte, para la línea de FDP, figura 14, las capas son iguales exceptuando la de 30 cm que, en este caso, consiste en una mezcla de FDP con arena sílice en una relación 70%-30%, es decir por cada 2.33 kg de FDP se agregó 1 kg de arena sílice.

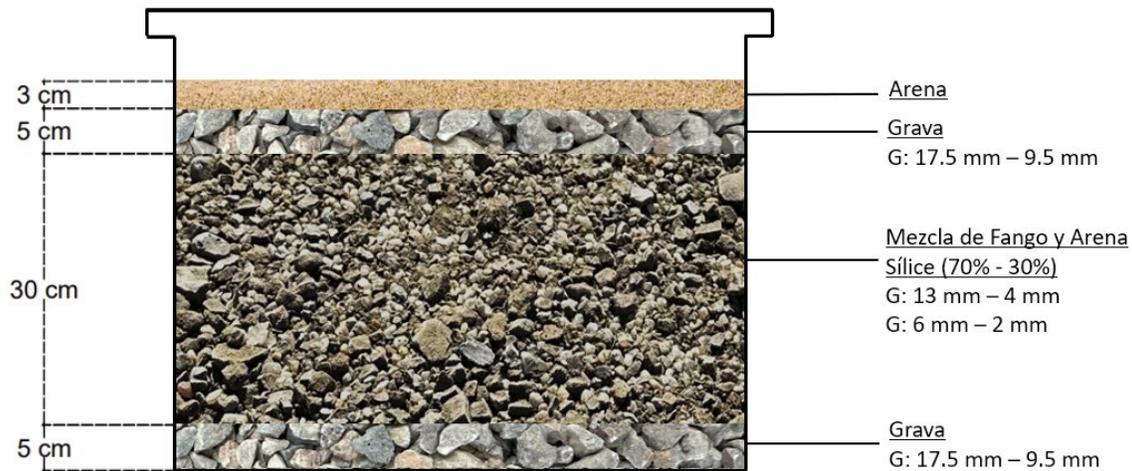


Figura 14: Distribución de las capas de la línea de fango para la primera etapa.

Para la segunda etapa se tienen 2 depósitos. En la línea de grava, los depósitos están compuestos con la misma estructura de la etapa anterior (de abajo hacia arriba): 5 cm de grava, 30 cm de arena sílice, 5 cm de grava y 3 cm de arena. Mientras que la línea de FDP es diferente a la etapa anterior, como se puede observar en la figura 15. Aunque si bien sus etapas constan del mismo grosor, la capa de la mezcla de FDP y arena sílice ya no es una relación 70-30 si no que una relación 50%-50%, es decir por cada kg de FDP se agregó un kg de arena sílice.

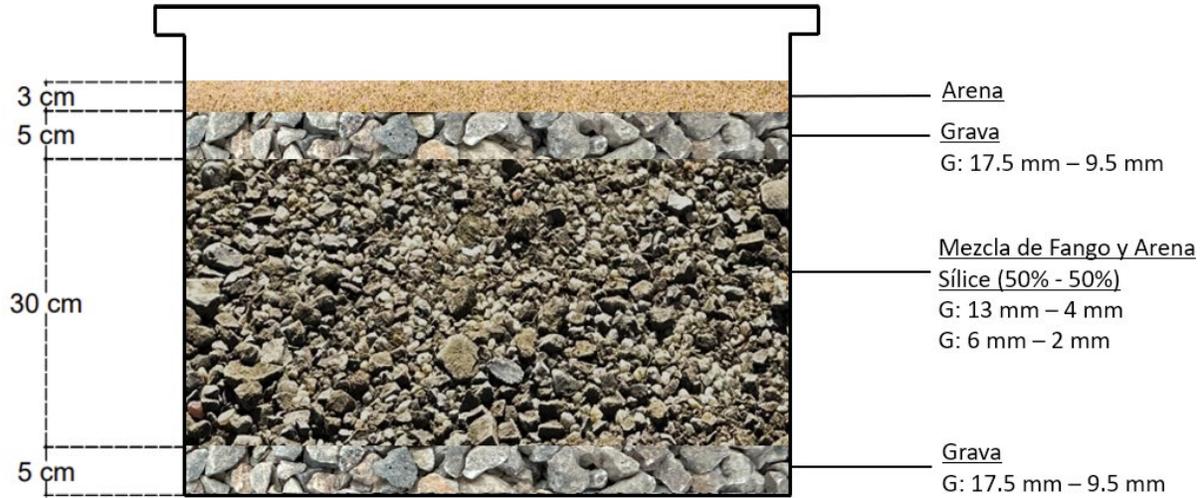


Figura 15: Esquema de distribución de las capas de la línea de fango para la segunda etapa.

La última etapa solo se compone de un depósito para cada línea. Sin embargo, el depósito de la línea de FDP, figura 16, está compuesto de las siguientes capas: 5 cm de grava, una capa de 20 cm de mezcla 50%-50% de FDP y arena sílice, 10 cm de arena sílice, 5 cm de grava y 3 cm de arena. Mientras que la línea de grava mantiene la misma estructura de las etapas anteriores.

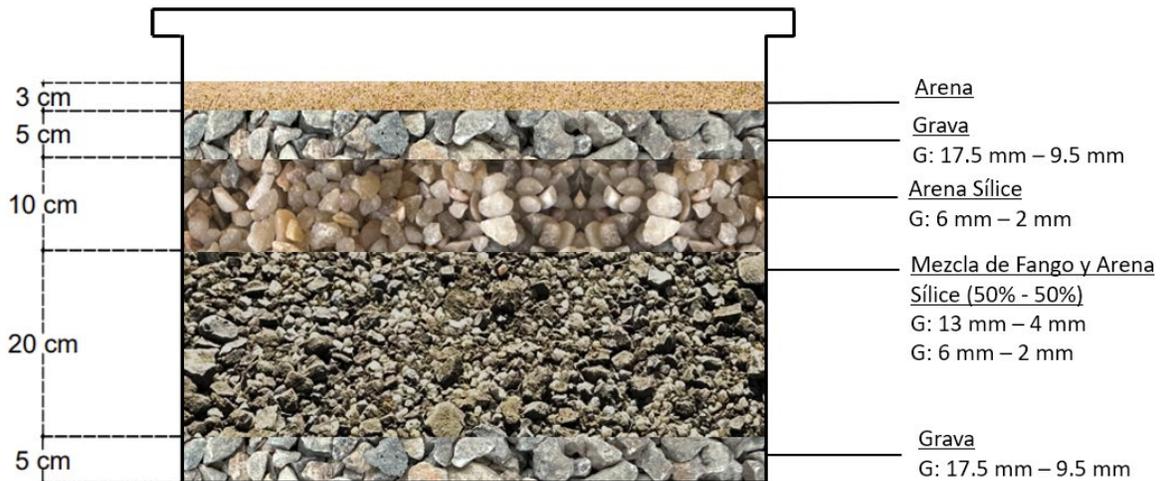


Figura 16: Distribución de las capas de la línea de fango para la tercera etapa.

En la siguiente figura 17 se muestra el proceso de llenado de los depósitos.



Figura 17: Proceso de llenado de depósitos

Una vez llenos los depósitos de todas las etapas, se les plantó carrizo a los mismos. El carrizo fue obtenido de otra planta piloto existente en esta depuradora. Este es beneficioso ya que las bacterias nitrificantes pueden adherirse a sus raíces y oxidar el nitrógeno amoniacal. Se plantaron 3 plantas por depósito, un ejemplo se puede ver en la figura 18.



Figura 18: Carrizo sembrado en los depósitos.

Cada línea es alimentada por una bomba peristáltica que mueve el agua por una tubería de 20 mm de diámetro hasta la primera etapa donde sale por medio de dos tuberías paralelas que atraviesan los depósitos horizontalmente, como se demuestra en la figura 19. En la entrada y salida de esta primera etapa, cada depósito cuenta con una válvula que permite el paso del agua, teniendo entonces dos válvulas por depósito. El objetivo de las válvulas de salida es retener el agua en el depósito por un tiempo determinado antes de continuar con la siguiente etapa. Para tratar el agua se llena el depósito hasta la altura de la capa del sustrato (35 cm) y se deja reposar por un periodo de tiempo determinado, para asegurar que se aprovecha todo el sustrato.



Figura 19: Primera etapa de la planta piloto.

Para la entrada del agua en la segunda etapa, se abre la válvula de salida de la primera etapa y el agua recorre una tubería, igualmente de 20 mm de diámetro y distribuida por cinco partes, que permite la salida del agua de la tubería y su entrada al depósito. La distribución de la tubería tiene como objetivo evitar que se formen caminos preferenciales por parte del agua y ayudar a que esta atraviese toda el área posible del depósito y tener un mejor aprovechamiento del sustrato. En esta etapa no se contaban con válvulas de salida ya que el agua solo debe atravesar el depósito, pues en esta etapa no se retiene como en la anterior. Cabe mencionar que al salir el agua de la tubería lo hace por la parte superior de la tubería, no directamente por la parte de abajo, mientras que, en la primera etapa, el agua si sale por la parte inferior de la tubería. La salida por la parte superior tiene como objetivo ayudar igualmente a prevenir caminos preferenciales del agua y disminuir la presión con la que el agua cae hacia el humedal. En la figura 20, a continuación, se muestra la diferencia en la salida del agua entre la etapa 1 y 2, donde se aprecia la salida del agua por parte inferior y superior del tubo.



Figura 20: Diferencia de salida de agua entre la primera y segunda etapa.

Para la tercera etapa, tampoco se cuenta con válvulas que detienen la salida del agua. Sin embargo, esta etapa cuenta con un tubo de salida de cota regulable que funcionaba para nivelar el volumen de agua que se tiene en este depósito, que se puede apreciar en la figura 21, ya que este depósito se mantiene siempre lleno. La tubería del agua tiene la misma distribución que en la etapa anterior e igualmente el agua sale de esta tubería por la parte superior.



Figura 21: Tubo de salida de cota regulable en etapa 3

La planta piloto también cuenta con un cuadro eléctrico que permite la automatización de su funcionamiento. Con esto en funcionamiento la planta puede funcionar por su cuenta, sin necesidad de que alguien inicie los ciclos todos los días. La automatización, junto con una programación adicional, permite que todos los días, a una hora asignada, la planta piloto empiece a funcionar, tomando en cuenta tiempos de contacto, tiempos de reposo, ciclos a realizarse por día y cual depósito de la primera etapa se utilizaría. En la figura 22, se puede observar la instalación de este cuadro eléctrico.



Figura 22: Instalación de cuadro eléctrico.

5.1.5 Agua de entrada a la planta piloto

Para la puesta en marcha de la planta piloto, se utilizó efluente de decantador secundario previo a la entrada de la etapa de desinfección, cuyas características de entrada se presentan en la tabla 7. El agua era llevada hacia un contenedor IBC-GRG de 1000L por medio de una manguera hasta el nivel deseado. No se mantenía el GRG lleno ya que, al estar debajo del sol y lleno de agua, el agua se eutrofizaba rápido por lo que solo llenaba hasta el nivel de agua necesario.

Tabla 7: Características de entrada del efluente de decantador secundario.

Variable	Valor Medio $\pm \sigma$ (n=9)
Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	3.46 \pm 3.83
Nitritos (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	0.32 \pm 0.11
Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	6.18 \pm 2.61
Nitrógeno total (mg N/L)	15.13 \pm 6.01
Sólidos Suspendidos (mg SS/L)	27.33 \pm 31.35
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	216.85 \pm 57.467
pH	8.30 \pm 0.567

Una vez finalizada la fase de puesta en marcha del sistema, se procedió a la adición gradual de escurrido a las aguas previamente utilizadas. Este proceso se llevó a cabo mediante diluciones progresivas, permitiendo que las bacterias presentes en el sistema se aclimataran gradualmente a las concentraciones más elevadas que el escurrido aportaba, al igual que se hizo con las columnas de filtración.

Inicialmente, se mezcló el escurrido con el agua tratada en proporciones del 20% y 50%, respectivamente. Con estas diluciones se buscaba facilitar la transición del agua previamente tratada hacia la incorporación del escurrido, evitando cambios bruscos que pudieran afectar negativamente el funcionamiento del sistema. De esta manera, se alcanzó el tratamiento del escurrido puro, sin dilución alguna. En la tabla 8, siguiente se presentan las características de entrada de las diluciones realizadas.

Tabla 8: Características de entrada de las diluciones del escurrido.

Variable	Valor medio $\pm \sigma$		
	20% (n=11)	50% (n=7)	100% (n=2)
Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	77.39 \pm 22.80	196.34 \pm 35.23	330.10 \pm 46.53
Nitritos (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	0.33 \pm 0.23	0.16 \pm 0.14	0.11 \pm 0.06
Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	3.80 \pm 2.89	0.79 \pm 0.44	0.89 \pm 0.04
Nitrógeno total (mg N/L)	104.29 \pm 12.10	262.91 \pm 72.76	409.00 \pm 24.04
Fósforo total (mg P/L)	4.73 \pm 0.87	9.36 \pm 1.82	12.68 \pm 0.96
Ortofosfatos (mg P-PO ₃ ⁴⁻ /L)	4.01 \pm 0.85	7.83 \pm 2.08	9.73 \pm 2.19
DQO (mg O ₂ /L)	88.64 \pm 21.28	225.57 \pm 54.88	325.50 \pm 17.68
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	536.58 \pm 38.20	1121.84 \pm 399.71	1705.65 \pm 34.86
pH (u. pH)	8.62 \pm 0.30	8.58 \pm 0.23	8.49 \pm 0.08
Aluminio (mg Al/L)	0.56 \pm 0.19	0.32 \pm 0.20	0.067 \pm 0.075
Sólidos suspendidos (mg SS/L)	35.54 \pm 17.48	83.20 \pm 23.25	108 (n=1)
Sólidos suspendidos volátiles (mg SSV/L)	29.28 \pm 17.58	63.73 \pm 12.88	75 (n=1)
Conductividad eléctrica (μ S/cm)	1709.22 \pm 189.09	2213.27 \pm 207.02	3827.14 \pm 247.49

5.2 Métodos

5.2.1 Columnas de filtración

Las primeras pruebas de las columnas de adsorción se realizaron en tres fases diferentes.

- 1) Se trabajaron las columnas 1 y 2 (re llenas de FDP) en serie, es decir el influente a tratar entraba por la columna 1. En esta columna se dejaba reposar por una cantidad de tiempo determinada y luego se dejaba salir. El efluente de esta primera columna después se introducía a la columna 2 en donde se dejaba reposar por la misma cantidad de tiempo. Todo esto con el objetivo de que en la columna 1 se iniciara el proceso de nitrificación para la eliminación del nitrógeno amoniacal y en la columna 2 se nitrificara lo restante del amonio que no se eliminó en la columna 1. La composición de estas columnas constaba de 3 cm de grava en el fondo para drenaje y 30 cm de FDP para el tratamiento. Las primeras pruebas fueron realizadas operando de manera llenado-contacto-vaciado. Con este sistema de operación, se introducía un volumen de agua a la columna 1 y se dejaba reposar en esta por un tiempo asignado, iniciando con 1 hora de contacto. Una vez pasado el tiempo se vaciaba la columna y este efluente era introducido a la columna 2 que operaba de la misma manera, llenado-vaciado-contacto. Al comprobar la eficiencia del método de llenado-contacto-vaciado, se cambió la modalidad a alimentación por “pulsos”. Con esta modalidad, el agua introducida a las columnas no es retenida y solo atraviesa las columnas.
- 2) La siguiente fase se llevó a cabo utilizando las mismas columnas de manera paralela para tratar influente, pero operando del mismo modo de llenado-contacto-vaciado que en la etapa anterior. En esta etapa, la columna 2 se desmontó y se tomó 70% del FDP que tenía de relleno y se mezcló con grava. El objetivo de este cambio era comprobar si al mezclar el FDP con grava, el sistema nitrificaba igual de bien y se prevenían problemas de colmatación y pérdida de velocidad de vaciado del agua en caso de que el FDP se deshiciera.
- 3) La tercera fase fue utilizando, igualmente, ambas columnas simultáneamente, pero esta vez sin un tiempo de reposo dentro de la columna, modo funcionamiento por “pulsos”. Se introducía un volumen determinado de agua influente y se esperaba a que el agua atravesara la columna y saliera por el fondo. De igual manera, en esta fase se introdujo una tercera columna rellena solo de grava y arena a modo de control (columna 3).

A continuación, se describe cada una de estas fases de funcionamiento con más detalle.

5.2.1.1 Primera fase

Inicialmente las columnas 1 y 2 (re llenas de FDP) trabajaban en serie y operando de manera llenado-contacto-vaciado. Al trabajar en serie, cada ciclo consistió en la introducción de 250 ml de agua de los humedales de Carrícola y se dejó dentro de la columna, en contacto con el sustrato durante 1 hora para ser posteriormente vaciada. Este efluente de la columna 1 era introducido a la columna 2 que operaba de la misma manera, reteniendo el agua por 1 hora y luego ser vaciada.

Al empezar a tratar escurrido del fango digerido anaerobiamente, se empezó utilizando diluciones con agua del grifo aireada para gradualmente introducir las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal presentes en el agua. Se aireaba el agua para eliminar restos de cloro que esta pudiera traer. Las diluciones realizadas fueron, en ese orden, las siguientes: 1:5, 1:2, 2:3, hasta tratar escurrido puro. Igualmente, el volumen dosificado era de 250 ml y el tiempo de contacto fue de 1 hora, pero al tratar escurrido puro se optó por permitir que las columnas descansaran 20 minutos entre cada ciclo.

Una vez confirmada la eficiencia de llenado-contacto-vaciado, se decidió cambiar a la modalidad de alimentación intermitente por pulsos. Operar por pulsos significa que se eliminó el tiempo de reposo del agua dentro de la columna y solo se permitió que esta atravesara la columna reduciendo significativamente el tiempo de contacto entre el agua y el FDP. El cambio en el modo de operación se basa en la hipótesis inicial que el sustrato utilizado podía tener una mayor durabilidad al estar menos tiempo en contacto con el agua residual. Para los primeros ensayos se introdujo menos agua, 50 ml, aumentando a 100 ml, y, finalmente, 200 ml.

Al comprobar que ambos modos de operación eran eficientes, se cambió nuevamente el modo de operación a llenado-contacto-vaciado, pero reduciendo el tiempo de contacto a media hora. Además, el FDP de la columna 1 fue renovado ya que se observó que la columna presentaba dificultades para drenar el agua. Del mismo modo, la columna 1 tuvo un proceso de aclimatación usando diluciones de: 1:5 y 1:2 antes de agregar el agua del escurrido puro. Para intentar prolongar la vida útil del sustrato nuevo se redujo el volumen dosificado de 250 ml a 150 ml.

5.2.1.2 Segunda fase

Para el comienzo de esta fase, se desmontaron ambas columnas y se les cambió su sustrato. A la columna 1, se le cambió completamente el FDP, pues nuevamente disgregó hasta formarse una pasta. Esto, al igual que en la fase anterior, impedía el paso del agua a través de la columna generando problemas para poder realizar las pruebas.

Al observar la posible disgregación del FDP se optó por hacer una mezcla de fango y grava para comprobar si esto ayudase al funcionamiento de la columna. Para esto, se desmontó la columna 2, se tomó el FDP de esta columna y se hizo una mezcla de relación 70-30, donde el 70% sería el FDP y 30% grava. Esta combinación de materiales tenía el propósito de aprovechar las ventajas de ambos sustratos, al permitir una mayor porosidad y capacidad de aireación de la grava, junto con la alta capacidad de adsorción y retención de contaminantes del FDP y con esto se esperaba que la columna no presentara problemas de permeabilidad más adelante.

Se puso en marcha un nuevo sistema de operación en el que ambas columnas tratan el escurrido y operando nuevamente con ciclos de llenado-contacto-vaciado, pero funcionando en paralelo en lugar de en serie. Se llevó a cabo una comparación entre la columna 1, que consiste en un 100% de FDP, y la columna 2, compuesta por una mezcla del 70% de FDP y el 30% de grava. El objetivo era determinar si la columna 2 podría lograr porcentajes de eliminación de nitrógeno amoniacal igualmente altos en comparación con la columna 1, a pesar de tener un menor volumen de FDP.

Nuevamente, para intentar prolongar la vida útil del sustrato solo se realizaron como máximo dos ciclos por día y se le redujo su volumen de agua de entrada de 150 ml y a 100 ml.

5.2.1.3 Tercera fase

En la tercera fase, las mismas columnas empleadas en la segunda fase se comenzaron a alimentar nuevamente por pulsos. Nuevamente, se le agregaban determinadas cantidades de agua, pero en lugar de dejar el agua reposar dentro de las columnas, se dejaba salir al atravesar las columnas. Se inició esta fase como consecuencia de que la eficiencia de la columna 1 disminuyó y comenzó a presentar problemas de anoxia. Al funcionar por pulsos se esperaba que hubiera una mejor transferencia de oxígeno y alcanzar una nitrificación completa.

Además, se adicionó la columna 3 que consistía solamente de grava y arena, sin FDP, para tener una columna a modo de control y así poder comparar la eliminación del nitrógeno amoniacal cuando se tiene presente el FDP y cuando no. Inicialmente, el sustrato de la columna 3 solo era grava, pero se observó que era muy porosa y para ralentizar la velocidad del flujo se mezcló con arena para permitir un mayor tiempo de contacto entre el agua residual y el sustrato. Al esperar eficiencias bajas de este sustrato, esta se operó por medio llenado-contacto-vaciado.

El funcionamiento de esta columna fue bastante complejo. Presentó eficiencias más bajas de las esperadas por lo que su sistema de operación fue cambiado constantemente. Inicialmente, se realizaron ciclos de 1 hora de contacto agregando 100 ml de escurrido diluido al 50% a la columna. Seguido por ciclos de 100 ml, pero reduciendo el tiempo de contacto a media hora. Luego se realizaron ciclos de 100 ml, con el tiempo de contacto a media hora, pero sin dilución, utilizando escurrido puro. Posteriormente, se redujo el volumen introducido a la columna a 50 ml y se cambió el tiempo de contacto a 2 horas. Este cambio se propuso, debido a que la columna 3 es un poco más pequeña que las otras dos por lo que se creía que se le estaba alimentando mucha concentración para una menor columna de sustrato. Al mismo tiempo, después de reducir el volumen a 50 ml, se realizaron tres ciclos, reteniendo el agua hasta la mañana siguiente para obtener un tiempo de contacto de 18 horas.

Al no observar una mejora, se decidió tratar, en lugar del escurrido, agua de Carrícola. Con esta agua, se realizaban dos ciclos al día con un volumen de 180 ml que era cuando se alcanzaba la saturación del sustrato para permitir que toda el agua estuviera en contacto con el sustrato. Para esta agua, se analizó un ciclo con tiempo de contacto de media hora, pero posteriormente se cambió a 2 horas de contacto e igualmente se realizaban ciclos reteniendo el agua 18 horas.

5.2.2 Planta piloto

La primera etapa de la planta funciona como un sistema francés modificado, utilizando el mismo sistema de operación de la primera fase de las columnas. El agua entra desde arriba verticalmente y es retenido por un tiempo determinado. Para las pruebas iniciales de la puesta en marcha este tiempo fue de 30 minutos, ya que fue el menor tiempo utilizado en las columnas y presentó buenos resultados. El agua salía por la tubería hacia el depósito y este se llenaba hasta la superficie del sustrato (altura de 35 cm), aprovechando todo el volumen del sustrato para tratar el agua. Para

dejar a los depósitos airear y no saturar el sustrato los depósitos se alternaban cada 2 días, funcionando siempre un depósito de esta etapa para cada ciclo y descansando durante 4 días, los que no estaba operando.

La segunda etapa funciona como un humedal de flujo vertical, funcionando por pulsos. En esta etapa el agua no es retenida dentro del depósito, solo atraviesa el humedal y así mismo sale a la siguiente etapa. El tiempo de contacto de esta etapa es de unos 2 minutos aproximadamente, desde que entra el agua a esta etapa y sale en la siguiente.

La tercera etapa funciona como un humedal horizontal saturado. Esta etapa siempre se mantiene lleno de agua hasta la superficie del sustrato activo. Con el tubo de salida de cota regulable el agua empieza a salir cuando el nivel del agua supera el nivel deseado, una vez cesa el flujo, el nivel de agua en el interior del humedal se mantiene nuevamente en el nivel determinado por el tubo de cota regulable.

5.2.2.1 Características fisicoquímicas del fango

A los materiales que conforman las diferentes capas de los depósitos de la planta piloto se les estimó sus características de densidad aparente y porosidad.

La densidad aparente se define como la relación de la masa de un material seco y el volumen de dicho material incluyendo sus poros. Para este cálculo, se utilizó la siguiente ecuación (4):

$$\rho_a = \frac{M_s}{V} \quad (4)$$

Donde:

- ρ_a (g/cm³): densidad aparente
- M_s (g): masa del material seco
- V (cm³): volumen del material

Por otra parte, la porosidad es la medida de espacios vacíos que tiene un material en su superficie o en su estructura. Para obtener esta característica se utilizó la siguiente fórmula (5):

$$\phi = \frac{V_a}{V_T} \quad (5)$$

Donde:

- ϕ (%): porosidad
- V_a (cm³): volumen de agua que cabe en los poros del material, previamente humedecido.
- V_T (cm³): volumen total del material

5.2.2.2 Recolección de muestras de agua

Las muestras recogidas de la planta piloto se tomaban 3 veces por semana a la salida de cada etapa, además del influente, dando un total de 7 muestras. Estas eran recolectadas en recipientes de PVC

de capacidad de 1 litro y llevadas al laboratorio para su análisis correspondiente. En la figura 23, a continuación, se presenta un ejemplo de las muestras recogidas.



Figura 23: Muestras recolectadas.

5.2.3 Analíticas

Las variables analizadas fueron realizadas mediante las técnicas colorimétricas utilizando las siguientes pruebas Spectroquant de Merck® y siguiendo la metodología descrita en el Standard Methods (APHA et al., 2018):

- Amonio Test Spectroquant ®
- Nitritos Test Spectroquant ®
- Nitratos Test Spectroquant ®
- Aluminio Test Spectroquant ®
- Nitrógeno Total Test Spectroquant ®
- Fósforo Total Test Spectroquant ®
- Ortofosfatos Test Spectroquant ®
- DQO Test Spectroquant ®
- Sólidos suspendidos
- Sólidos suspendidos volátiles
- DBO₅
- pH
- Alcalinidad
- Conductividad eléctrica

5.2.4 Cálculos

Para poder determinar la eficiencia de las analíticas realizadas de los efluentes de las columnas se utilizó la siguiente ecuación (6):

$$\eta = \frac{c_0 - c_f}{c_0} * 100 \quad (6)$$

Donde:

- η (%): rendimiento de eliminación de nitrógeno amoniacal.
- c_0 (mg/L): concentración en el influente.
- c_f (mg/L): concentración en el efluente.

6) RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Columnas de filtración

6.1.1 Primera fase

Los resultados de estas pruebas iniciales fueron bastante positivos. Tanto con el agua de Carrícola, como con el escurrido, el FDP mostró una buena capacidad de para eliminar las diferentes concentraciones del nitrógeno amoniacal introducidas. En la figura 24 muestra los resultados obtenidos durante esta fase. Sin embargo, al introducir el escurrido puro se observó una notable disminución en el rendimiento de la columna 1 durante los primeros días. A medida pasaron varios días de funcionamiento con el escurrido puro, la eficiencia volvió a alcanzar niveles muy elevados. Cabe destacar que, en determinados momentos, ambas columnas lograron alcanzar una eficiencia casi del 100%.

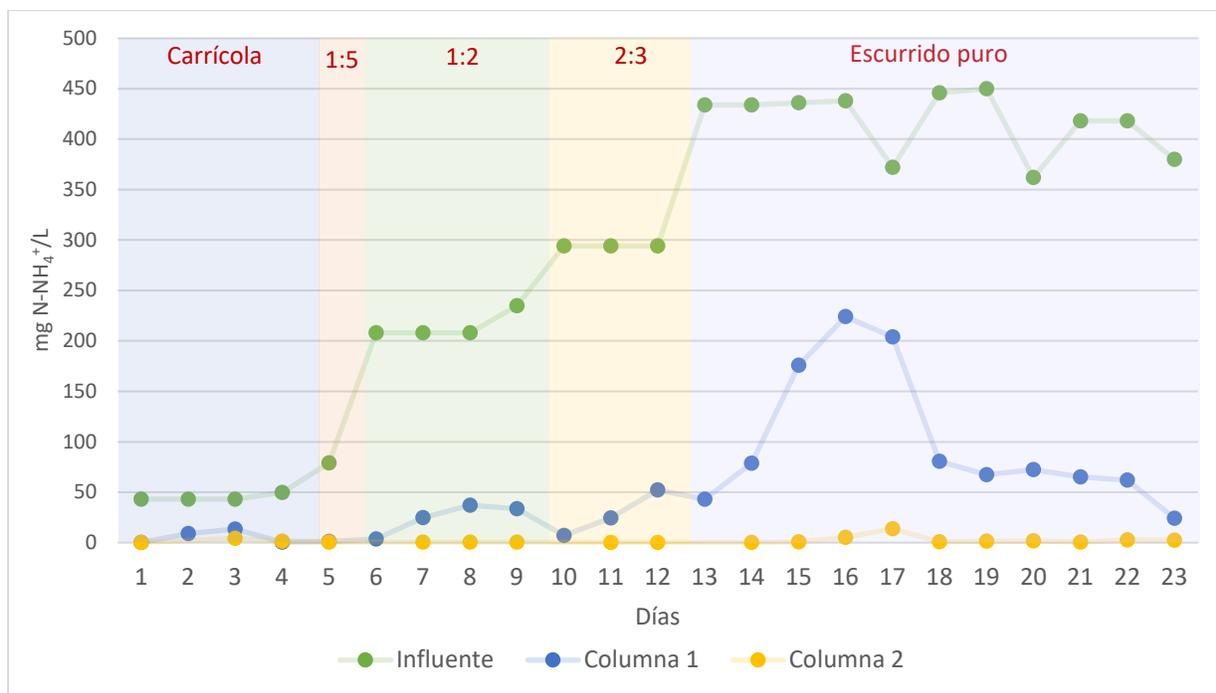


Figura 24: Concentraciones de nitrógeno amoniacal, señalando las diferentes diluciones realizadas.

Este comportamiento indica que, si bien el fango es capaz de eliminar eficientemente el nitrógeno amoniacal en el escurrido puro, existe un periodo de adaptación inicial en el que la columna 1 requiere más tiempo para ajustarse y alcanzar su máximo rendimiento, probablemente debido a que recibe mayor concentración en el influente. Sin embargo, una vez superado este período de adaptación, ambas columnas logran operar a niveles óptimos de eficiencia.

A continuación, en la tabla 9 se presentan los valores medio al tratar puramente el escurrido en las columnas.

Tabla 9: Resumen de los valores medios obtenidos y utilizados al tratar escurrido puro.

$C_i\text{-NH}_4$ (mg N- NH_4^+ /L)	CHS ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$)	Vol. (L)	Ciclos	TRH (horas)	TV (minutos)	Eficiencia	$C_{\text{efl-NO}_2}$ (mg N- NO_2^- /L)	$C_{\text{efl-NO}_3}$ (mg N- NO_3^- /L)
Columna 1								
413.11 ± 33.44 (n=9)	0.284	0.25	3	1	20	77%	117.20 ± 117.10 (n=2)	270 ± 183.85 (n=2)
436 (n=1)	0.189	0.25	2	1	20	60%	-	-
Columna 2								
92.14 ± 33.44 (n=8)	0.284	0.25	3	1	20	96%	97.9 ± 130.25 (n=2)	317 ± 117.38 (n=2)
176 (n=1)	0.189	0.25	2	1	20	99.5%	-	-

C_i : Concentración media influente, CHS: Carga superficial hidráulica, Vol.: Volumen dosificado por ciclo, Ciclos: Ciclos realizados al día, TRH: Tiempo de retención hidráulico, TV: Tiempo de vaciado, Eficiencia: eficiencia de eliminación media de N-NH_4^+ , $C_{\text{efl-NO}_2}$: Concentración efluente de NO_2^- , $C_{\text{efl-NO}_3}$: Concentración efluente de NO_3^-

En la investigación realizada por Y. Q. Zhao et al., (2010) se trabajó con una carga hidráulica superficial parecida de $0.29 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. Sin embargo, sus eficiencias llegaron a alcanzar un valor de 93% de eliminación. Esta diferencia se podría atribuir a un influente de menor concentración ($176.2 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{L}$) y a un TRH mayor (4 horas) que el utilizado en el presente estudio.

Al cambiar la modalidad de llenado-contacto-vaciado a pulsos se observó una mejora significativa en el rendimiento de la columna 1, como se muestra en la figura 25. Los primeros tres días se dosificó un volumen de 50 ml, seguido por dos ciclos de 100 ml y terminando con dos ciclos de 200 ml.

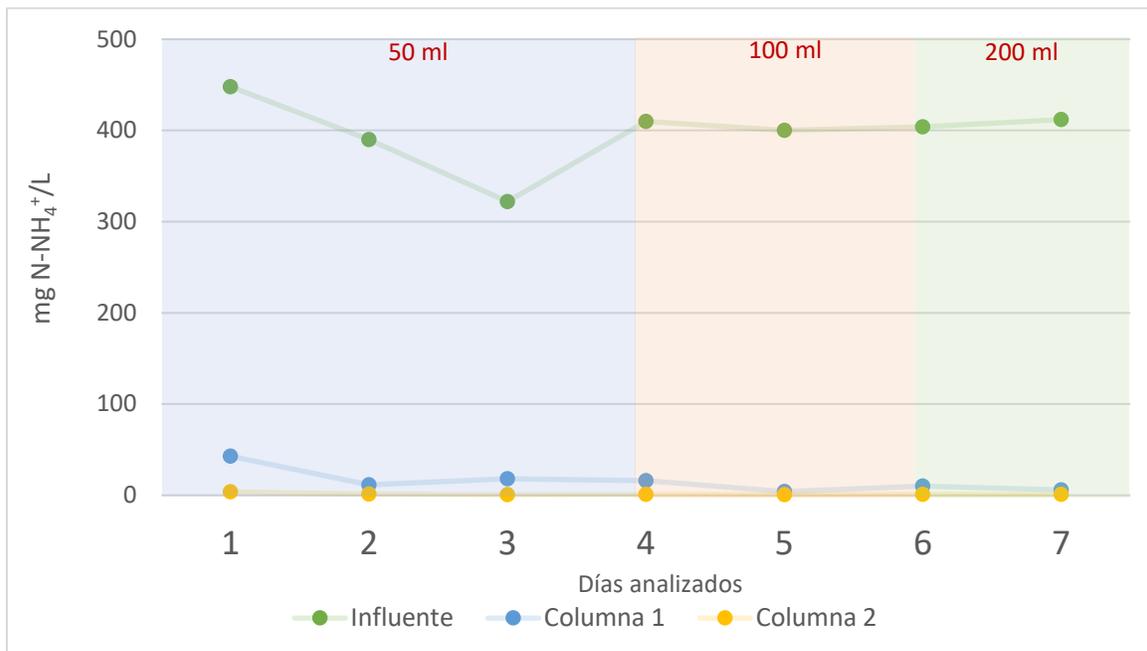


Figura 25: Concentraciones de nitrógeno amoniacal al alimentar por pulsos, señalando los volúmenes dosificados utilizados por día.

Dado los buenos resultados obtenidos, se inició a realizar más ciclos al día, para poder tratar el mismo caudal que estaba siendo tratado por medio de llenado-contacto-vaciado y al igual que trabajar con la misma carga superficial hidráulica. Como se mencionó anteriormente, para este cambio de modalidad se comenzó con un volumen más pequeño, de 50 ml, por ciclo. Al observar que el nitrógeno amoniacal estaba siendo eliminado se aumentó a ciclos de 100 ml y terminando con ciclos de 200 ml de agua a tratar. A continuación, en la tabla 10 se presentan los valores medio al tratar el escurrido en las columnas por medio de pulsos.

Tabla 10: Resumen de los valores medios obtenidos y utilizados

C_{i-NH_4} (mg N- NH_4^+ /L)	CHS (m^3/m^2d)	Vol. (L)	Ciclos	Eficiencia	C_{efl-NO_2} (mg N- NO_2^- /L)	C_{efl-NO_3} (mg N- NO_3^- /L)
Columna 1						
385.00 ± 89.10 (n=2)	0.076	0.05	4	94%	19 (n=1)	328 (n=1)
390.00 (n=1)	0.095	0.05	5	97%	-	-
405.00 ± 7.07 (n=2)	0.152	0.1	4	98%	-	-
408.00 ± 5.66 (n=2)	0.227	0.2	3	98%	200 (n=1)	280 (n=1)
Columna 2						
30.4 ± 17.54 (n=2)	0.076	0.05	4	97%	4.6 (n=1)	540 (n=1)
11.60 (n=1)	0.095	0.05	5	88%	-	-
10.00 ± 8.49 (n=2)	0.152	0.1	4	87%	-	-
8.00 ± 2.83 (n=2)	0.227	0.2	3	87%	88 (n=1)	280 (n=1)

C_{i-NH_4} : Concentración influente medio de entrada, CHS: Carga superficial hidráulica, Vol.: Volumen dosificado por ciclo, Ciclos: Ciclos realizados al día, Eficiencia: eficiencia de eliminación media de $N-NH_4^+$, C_{efl-NO_2} : Concentración efluente de NO_2^- , C_{efl-NO_3} : Concentración efluente de NO_3^-

Se puede observar que al reducir el volumen dosificado hay un incremento en la eficiencia. A pesar de haber iniciado con un CHS menor al anteriormente trabajado, consecuencia de la reducción de volumen dosificado, este fue aumentando progresivamente hasta casi alcanzar el caudal diario tratado en la modalidad anterior. Sin embargo, se debe tener en cuenta que a un mayor caudal se reduce la vida útil del fango. Con este sistema de operación, se superaron las eficiencias de Y. Q. Zhao et al., (2010), mencionadas anteriormente, del 93%, con un influente más concentrado y solo con una leve disminución de CHS, siendo la carga de ellos de $0.29 m^3/m^2d$ contra el más alto utilizado en este estudio de $0.23 m^3/m^2d$ para esta modalidad.

Durante los primeros ensayos realizados, también se observó un aumento en las concentraciones de nitritos y nitratos desde el influente hasta el efluente de la columna 2. Este incremento en las

concentraciones de nitritos y nitratos en los efluentes confirma que el proceso de nitrificación está teniendo lugar. El aumento gradual de estas concentraciones es un indicador clave de que los microorganismos presentes en las columnas están llevando a cabo la oxidación del amonio a nitrito y posteriormente a nitrato.

Estos resultados fueron muy alentadores, ya que demuestran que el sistema está cumpliendo con éxito su objetivo de nitrificación, lo que contribuye a la reducción de la carga de nitrógeno amoniacal en el agua tratada. La presencia de nitratos en el efluente final es una señal positiva, ya que indica que el proceso de nitrificación está completo.

En la segunda etapa de operación (dentro de la fase 1), se reemplazó el FDP de la columna 1 por problemas de colmatación. Además, el tiempo de contacto se redujo a 30 minutos para evaluar la eficiencia del sistema con un menor tiempo de retención y se redujo el volumen dosificado a 150 ml por ciclo, los resultados se pueden observar en la figura 26. En la primera etapa del proceso, la columna 1, presentaba altos porcentajes de eliminación de amonio, entorno al 95%, eliminándolo casi en su totalidad. Mientras que la segunda columna oxidaba el amonio restante, obteniéndose un efluente con una concentración inferior a 1 mg N-NH₄⁺/L.

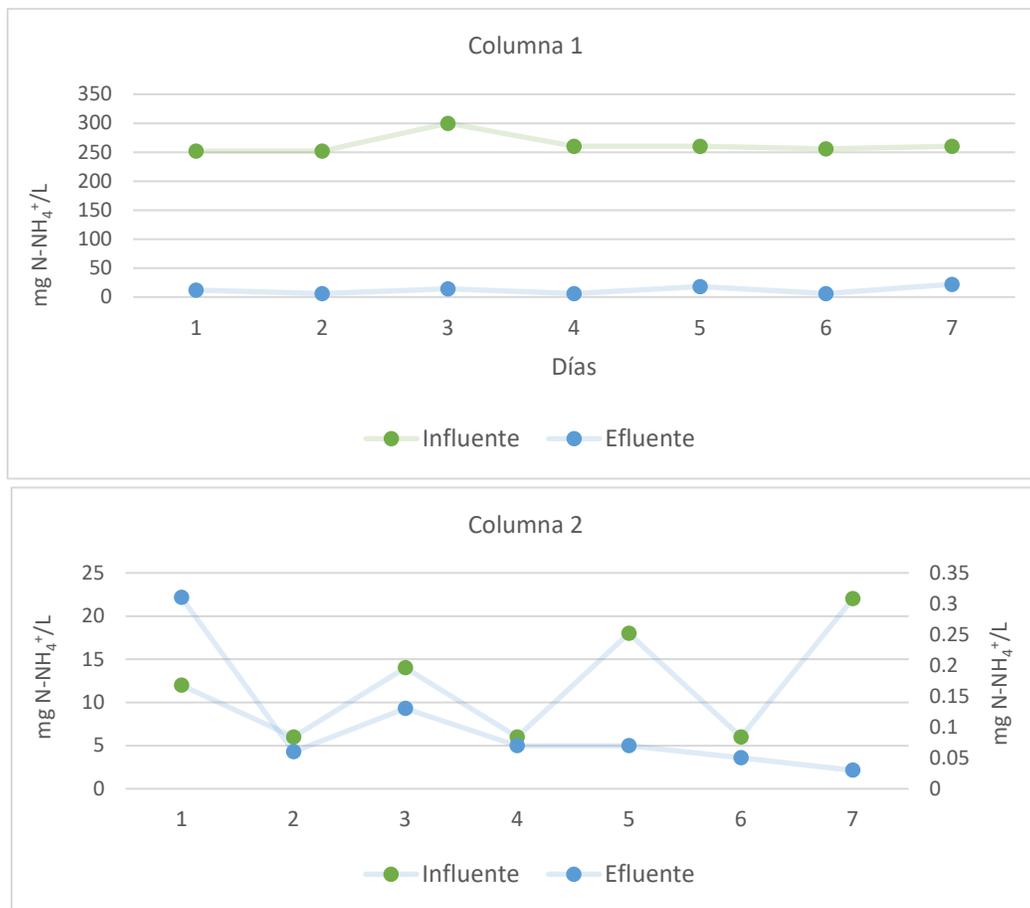


Figura 26: Reducción de nitrógeno amoniacal al salir de ambas columnas. En el gráfico de la columna 2, el efluente se lee en el eje secundario.

En la tabla 11 que se presenta a continuación, se resumen los valores obtenidos durante esta segunda etapa:

Tabla 11: Resumen de los valores obtenidos y trabajados en esta etapa de esta fase.

$C_i\text{-NH}_4$ (mg N- NH_4^+ /L)	CHS ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$)	Vol. (L)	Ciclos	TRH (horas)	TV (minutos)	Eficiencia	$C_{\text{efl-NO}_2}$ (mg N- NO_2^- /L)	$C_{\text{efl-NO}_3}$ (mg N- NO_3^- /L)
Columna 1								
262.86 ± 16.77 (n=7)	0.114	0.15	2	0.5	15	95%	141.99 ± 102.48 (n=7)	178.58 ± 64.66 (n=7)
Columna 2								
12.00 ± 6.43 (n=7)	0.114	0.15	2	0.5	15	99%	22.41 ± 9.275 (n=7)	205.71 ± 42.76 (n=7)

Ci: Concentración influente medio de entrada, CHS: Carga superficial hidráulica, Vol.: Volumen dosificado por ciclo, Ciclos: Ciclos realizados al día, TRH: Tiempo de retención hidráulico, TV: Tiempo de vaciado, Eficiencia: eficiencia de eliminación media de N- NH_4^+ , $C_{\text{efl-NO}_2}$: Concentración efluente de NO_2^- , $C_{\text{efl-NO}_3}$: Concentración efluente de NO_3^-

Lamentablemente, a pesar de los altos rendimientos de eliminación, la columna 1 experimentó problemas de permeabilidad debido a la colmatación del sustrato. Se observó que el FDP presente en la columna comenzó a disgregarse, formando una pasta que obstruía el paso del agua.

Estos resultados subrayan la importancia de mantener el sustrato en condiciones óptimas para asegurar un rendimiento consistente del sistema. La colmatación y la disgregación del FDP pueden afectar significativamente la permeabilidad de la columna y, en consecuencia, la eficiencia del tratamiento.

Estas eficiencias superaron las eficiencias obtenidas por Zhou et al. (2022). Con una carga hidráulica superficial mayor ($1.07 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$) y un TRH de 6 horas la eficiencia alcanzada fue del 85%. La diferencia se puede atribuir a la carga hidráulica menor utilizada. Con el presente estudio se ha comprobado que con una menor carga y un influente altamente concentrado se pueden alcanzar eficiencias entorno al 95%.

En la columna 1 al final de esta fase se trataron 5.23L de escurrido sin dilución, siendo esto un volumen tratado por superficie de $1.98 \text{ m}^3/\text{m}^2$ y por unidad de volumen de fango de $6.6 \text{ m}^3/\text{m}^3$ con los cuales se alcanzó la colmatación por disgregación.

6.1.2 Segunda fase

Ante la problemática de la colmatación observada en la primera columna, se tomó la decisión de realizar modificaciones significativas en el sistema de tratamiento. Para abordar este problema, se implementaron diversos cambios con el objetivo de mejorar la eficiencia y prolongar la vida útil del sistema.

En primer lugar, se procedió a reemplazar completamente el FDP de relleno de la columna 1 con FDP nuevo con la esperanza de eliminar los problemas de colmatación y restablecer la capacidad

de tratamiento óptima de la columna. Por otro lado, en la columna 2, se mezcló el 70% del FDP existente en la columna con 30% grava para prevenir problemas de colmatación.

Además, para poder evaluar y comparar adecuadamente el desempeño de ambas columnas, se cambió el modo de funcionamiento del sistema. Se operó nuevamente con ciclos de llenado-contacto-vaciado y funcionando en paralelo en lugar de en serie. Esta modificación permitió obtener datos simultáneos y directos de la eficiencia de cada columna en la eliminación del nitrógeno amoniacal.

En la figura 27 y figura 28 se presentan los resultados de las concentraciones medias de nitrógeno amoniacal en ambas columnas. Los resultados obtenidos, junto con el análisis estadístico representado en el diagrama de cajas y bigotes, indican que la columna 2, compuesta por un 70% de FDP y un 30% de grava, presenta un rendimiento superior en la eliminación del nitrógeno amoniacal en comparación con la columna 1, compuesta por un 100% de FDP. Estos resultados desafían las expectativas iniciales y sugieren que la inclusión de grava en el sustrato podría mejorar la eficiencia del sistema de tratamiento. En el día 5, se redujo el volumen de 150 ml a 100 ml, con el propósito de prolongar la vida útil del FDP.

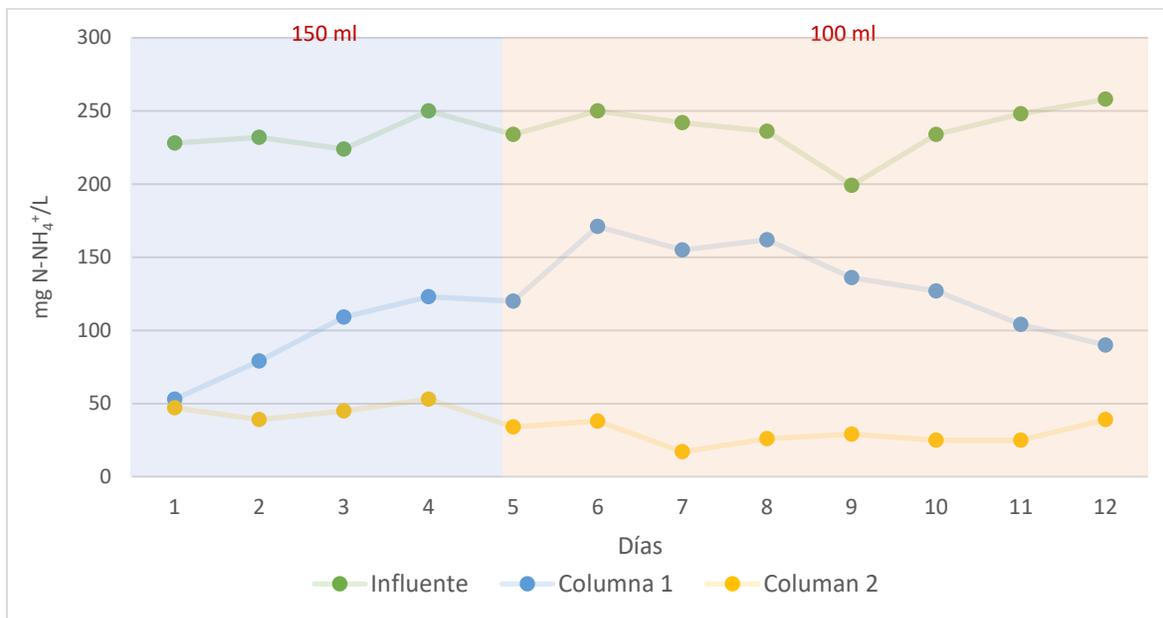


Figura 27: Comparación de concentraciones de amonio entre columna 1 y columna 2.

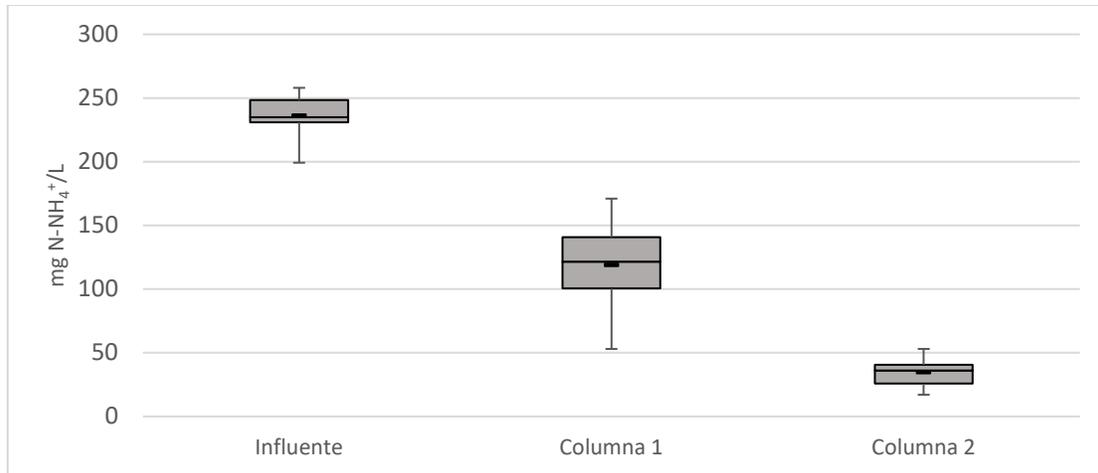


Figura 28: Diagrama de cajas y bigotes para las concentraciones de nitrógeno amoniacal.

Desafortunadamente, después de 31 ciclos y el tratamiento de 3.48 litros de escurrido, la columna 1 comenzó a experimentar problemas de anoxia. Esto se ve reflejado en la figura 27, ya que las concentraciones de amonio en el efluente de la columna 1, comenzaron a aumentar. Esto se reflejó también en los análisis de nitritos y nitratos, donde se observó que la nitrificación era incompleta. Esto significa que el amonio no se estaba convirtiendo completamente en nitratos, sino que una gran parte del nitrógeno se encontraba en forma de nitritos. Además, se observó que la suma de las concentraciones de nitritos y nitratos en el efluente de la columna 1 eran más altas que en el influente. Esto sugiere que el amonio y la materia orgánica adsorbida en el fango estaban mineralizándose, lo que contribuía a la presencia de nitritos y nitratos en el agua tratada. En la tabla 12, a continuación, se presenta un resumen de los valores obtenidos durante esta segunda fase:

Tabla 12: Valores trabajado y obtenidos en la segunda fase.

$C_i\text{-NH}_4$ (mg N- NH_4^+ /L)	CHS ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$)	Vol. (L)	Ciclos	TRH (horas)	TV (minutos)	Eficiencia	$C_{\text{efl-NO}_2}$ (mg N- NO_2^- /L)	$C_{\text{efl-NO}_3}$ (mg N- NO_3^- /L)
Columna 1								
233.50 ± 11.48 (n=4)	0.114	0.15	2	0.5	10	61%	3.78 ± 0.56 (n=4)	32.25 ± 58.54 (n=4)
237.65 ± 17.73 (n=8)	0.076	0.10	2	0.5	10	44%	116.41 ± 108.18 (n=8)	73.79 ± 71.81 (n=8)
Columna 2								
91.00 ± 31.28 (n=4)	0.114	0.15	2	0.5	10	80%	5.25 ± 1.82 (n=4)	137.50 ± 33.04 (n=4)
133.125 ± 28.47 (n=8)	0.076	0.10	2	0.5	10	88%	8.4 ± 1.61 (n=8)	191.25 ± 22.32 (n=8)

Ci: Concentración influente medio de entrada, CHS: Carga superficial hidráulica, Vol.: Volumen dosificado por ciclo, Ciclos: Ciclos realizados al día, TRH: Tiempo de retención hidráulico, TV: Tiempo de vaciado, Eficiencia: eficiencia de eliminación media de N-NH_4^+ , $C_{\text{efl-NO}_2}$: Concentración efluente de NO_2^- , $C_{\text{efl-NO}_3}$: Concentración efluente de NO_3^-

Para abordar este problema, se decidió implementar un tiempo de reposo (descanso) de 1 hora entre cada ciclo en ambas columnas en el último día realizado. Esto se hizo con el objetivo de permitir un tiempo adecuado de aireación a las columnas y así lograr una nitrificación completa. Sin embargo, no se observó una mejora en los resultados de la columna 1 a pesar de este cambio. Es importante mencionar que la columna 2 no presentó problemas de anoxia, lo que indica que la presencia de grava en su composición puede proporcionar porosidad y permitir la entrada de oxígeno necesario para la nitrificación.

En la figura 29 se demuestra como el influente tiene bajas concentraciones de nitritos, menores a 0.15 mg N-NO₂⁻/L y van aumentando, llegando a alcanzar 268 mg N-NO₂⁻/L en la columna 1, mientras que en la columna 2 las concentraciones de nitritos se mantienen menor de 15 mg N-NO₂⁻/L.

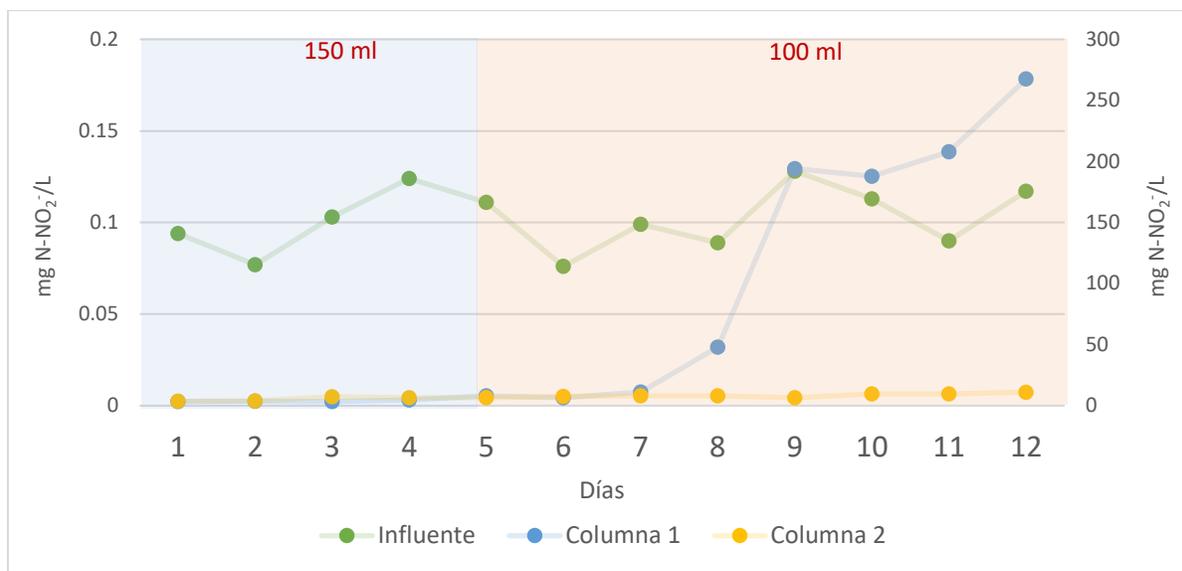


Figura 29: Concentraciones de nitritos de entrada y a la salida de ambas columnas. Los resultados de la columna 1 se deben leer en el eje secundario.

Basándose en estos hallazgos, se propuso utilizar la composición de FDP y grava en la planta piloto, ya que la grava parece desempeñar un papel crucial en la prevención de problemas de disgregación del material o aparición de condiciones anóxicas, al proporcionar mayor estructura y porosidad al medio filtrante, necesaria para la oxigenación adecuada. Esta decisión se tomó considerando que la columna 2, que contiene grava, mostró un mejor rendimiento y no experimentó problemas de anoxia en comparación con la columna 1.

Con el análisis estadístico en la figura 30 se observa mejor como la columna 1 estaba transformando el amonio a nitritos, sin embargo, esos niveles tan altos eran indicación de falta de oxígeno dentro de la columna a no poder nitrificar totalmente hasta llegar a nitratos.

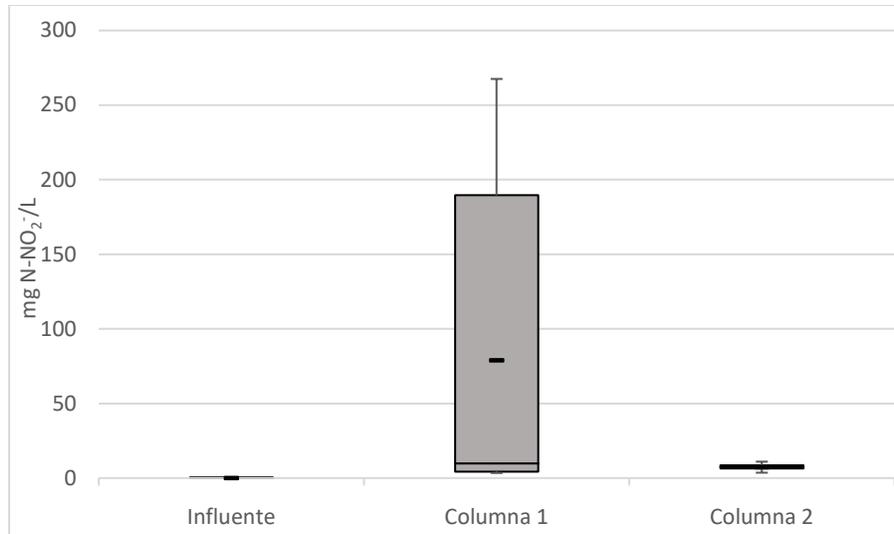


Figura 30: Diagrama de cajas y bigotes de nitritos del influente y de los efluentes de ambas columnas.

En la figura 31 se indican las concentraciones de nitratos obtenidos. Se observa como el influente tiene concentraciones muy bajas, menores de 1.2 mg N-NO₃⁻/L. En el efluente de la columna 1, se observa un aumento gradual en las concentraciones de nitratos a lo largo del tiempo. Por otro lado, las concentraciones de nitratos en la columna 2 son altas desde el inicio del proceso.

Estos resultados sugieren que en la columna 2, la nitrificación ocurre de manera completa desde el principio del tratamiento. Esto significa que el amonio se convierte con rapidez en nitritos y posteriormente en nitratos. Por otro lado, en la columna 1, el amonio es mayormente adsorbido por el FDP y solo se produce una nitrificación parcial. Esto explicaría el aumento gradual en las concentraciones de nitratos en el efluente de la columna 1 a lo largo del tiempo.

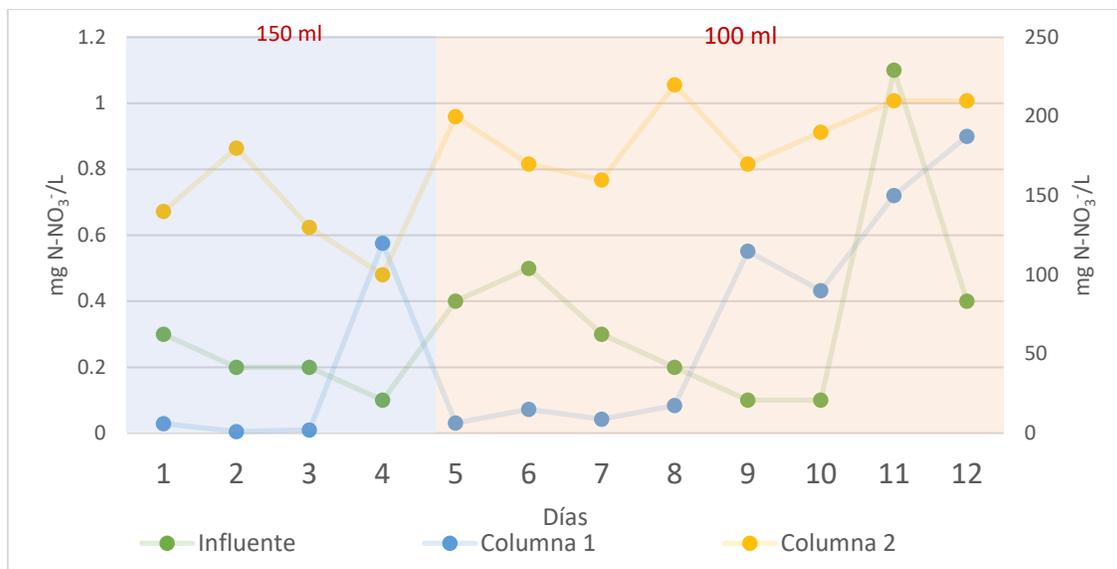


Figura 31: Concentraciones de nitratos de entrada y a la salida de ambas columnas donde el efluente se lee en el eje secundario.

Además, en la figura 32 se presenta el diagrama de cajas y bigote para las concentraciones de nitratos de los efluentes de ambas columnas. En este diagrama se aprecia de una manera más clara, como las concentraciones de la columna 2 son superiores a la de la columna 1.

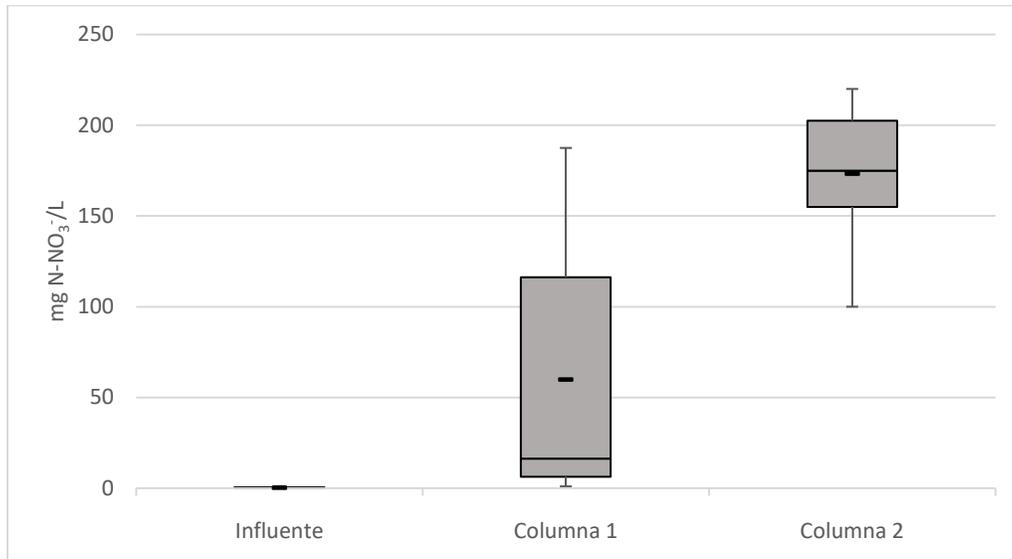


Figura 32: Diagrama de cajas y bigotes para los efluentes de nitratos de ambas columnas.

Igualmente, en la figura 33 se presenta la transformación del nitrógeno amoniacal ocurrida en cada columna, donde se puede apreciar que las concentraciones de nitritos de la columna 1 son mayores que las de nitratos. La diferencia en los perfiles de nitrificación entre la columna 1 y la columna 2 puede estar relacionada con las características y condiciones de operación de cada columna. La columna 2, posiblemente debido a la presencia de grava en el sustrato, permite una mejor aireación y un mayor contacto entre el agua y los microorganismos nitrificantes, lo que favorece una nitrificación más eficiente y completa desde el inicio. Por otro lado, en la columna 1, es posible que la disponibilidad limitada de oxígeno en la columna dificulte la nitrificación completa.



Figura 33: Concentraciones de amonio, nitratos y nitritos en el efluente de ambas columnas

La columna 2, presentó rendimientos muy altos de eliminación, a pesar de haber reducido su volumen de fango. Con las figuras anteriores se representan los efluentes de ambas columnas. Recordando que el influente promedio era de 237 mg N-NH₄⁺/L aproximadamente, se presenta como la columna 1 tiene mayor concentración de amonio en el efluente y como los niveles de nitritos y nitratos van aumentando a lo largo del periodo de funcionamiento. Mientras que la columna 2 mantiene baja concentraciones de amonio y nitritos en sus efluente y altas concentraciones de nitratos, indicando una nitrificación completa. En la figura 34, se puede observar los porcentajes de eliminación obtenidos de ambas columnas y se puede apreciar que mientras la columna 1 presentaba problemas de eliminación, la columna 2 mejoraba su rendimiento.

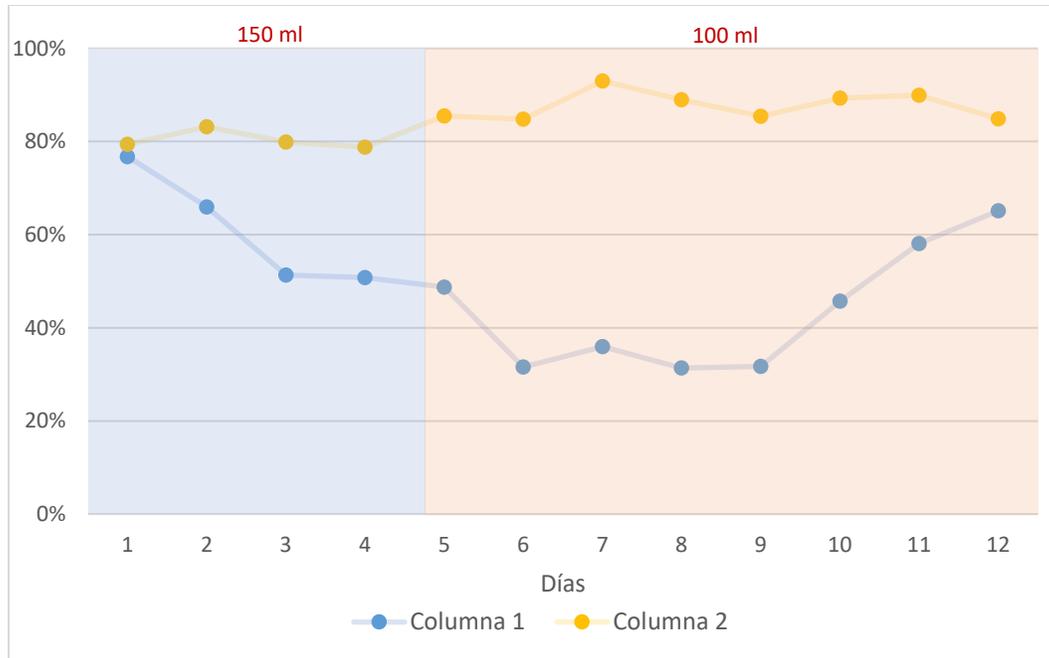


Figura 34: Porcentajes de eliminación de amonio entre la columna 1 y 2

La mezcla entre fango y grava ayuda a mejorar mucho el rendimiento de las columnas. Incluso esta eficiencia es mayor a los resultados obtenidos por Xu et al. (2021), donde se alcanzó una eficiencia del 82% pero con un TRH de 8 horas y tratando un influente mucho menor al del estudio actual (30 mg N-NH₄⁺/L).

Ante la observación de que el fango comenzaba a disgregarse en algún punto, se realizó un análisis de la concentración de aluminio tanto en el influente como en los efluentes. Esto se hizo con el objetivo de monitorear y controlar que el fango no estuviera aportando aluminio al agua tratada.

Sin embargo, al examinar los resultados, representados en la siguiente figura 35, se observa que los primeros días el FDP recién colocado generó interferencias en los resultados debido a los sólidos presentes en el FDP. Sin embargo, tras realizar varios lavados, los valores de aluminio se normalizaron y se mantuvieron en rangos bajos, inferiores a 0.2 mg Al/L.

Es importante seguir monitoreando y controlando la concentración de aluminio en el proceso de tratamiento para garantizar que se cumplan los estándares de calidad del agua tratada. Si se detectan concentraciones altas de aluminio, se deben implementar medidas adicionales, como ajustes en el lavado y tratamiento del fango, para minimizar su liberación en el agua tratada.

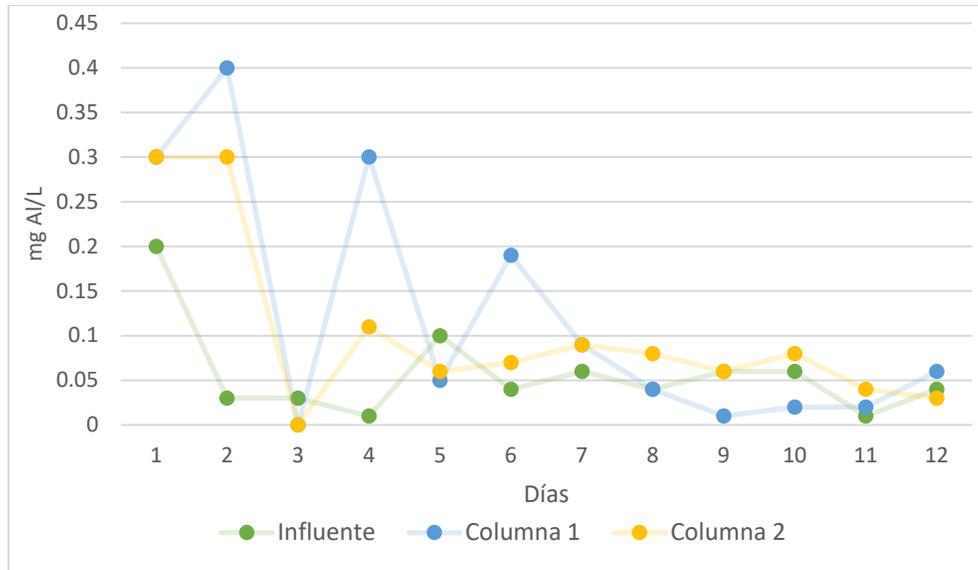


Figura 35: Comparación de concentración de aluminio entre el influente y los efluentes de las columnas.

6.1.3 Tercera fase

El inicio de esta fase fue otro cambio de operación de las columnas. Al observar que la eficiencia de la columna 1 continuaba disminuyendo, se optó por trabajar por pulsos, sin dejar el agua reposar en la columna, con un tiempo de 1 hora entre cada ciclo y manteniendo la dosificación de 100 ml por ciclo. Se utilizó este método de operación para tratar de solucionar los problemas de columna 1 con la idea que al solo dejar el agua pasar a través de la columna no habría problemas de falta de oxígeno. Como se puede ver en la figura 36 este cambio de operación mejoró mucho el rendimiento de la columna 1 superando incluso la eficiencia de la columna 2.

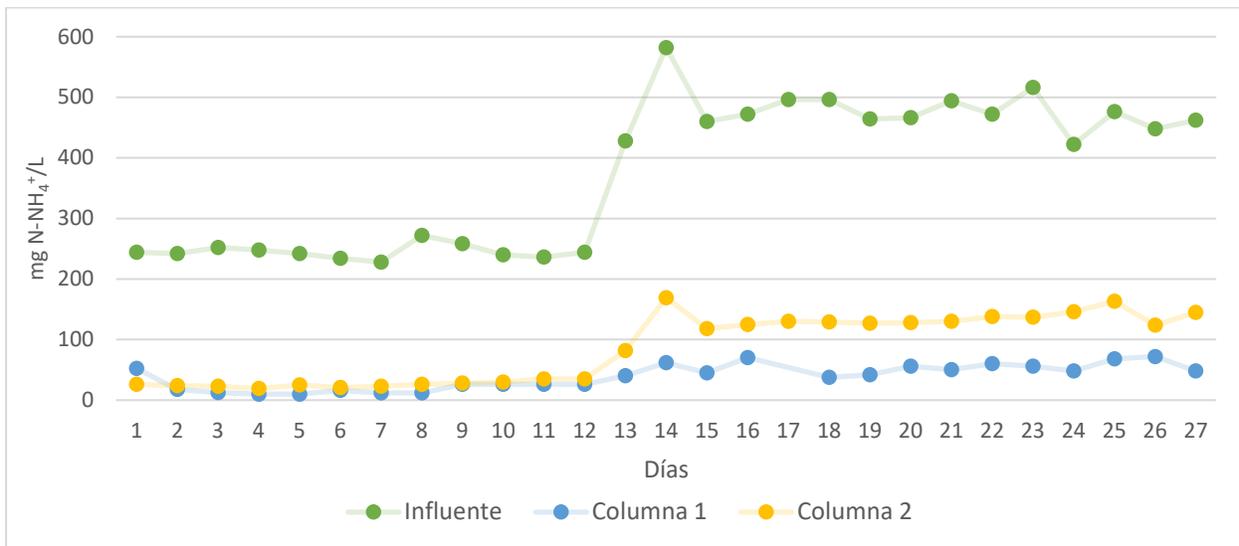


Figura 36: Comparación de reducción de amonio entre columna 1 y 2 por pulsos

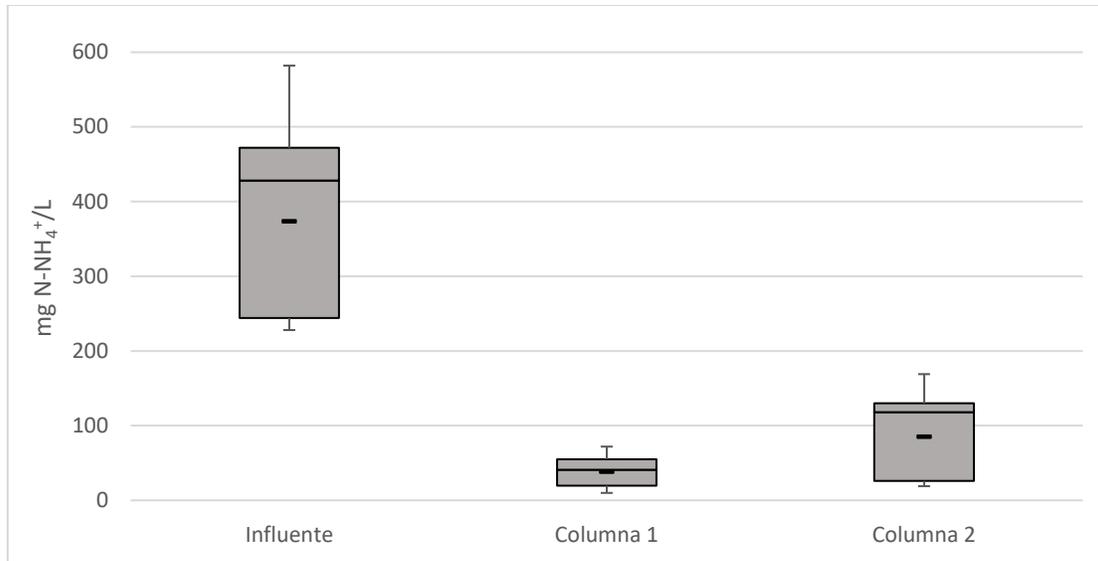


Figura 37: Diagrama de cajas y bigotes para la reducción de amonio anteriormente mencionada.

A continuación, tabla 13, se encuentran los resultados obtenidos para la modalidad de pulsos para la columna 1 y 2.

Tabla 13: Resumen de los valores medios obtenidos y utilizados

C_{i-NH_4} (mg N- NH_4^+ /L)	CHS (m^3/m^2d)	Vol. (L)	Ciclos	Eficiencia	C_{efl-NO_2} (mg N- NO_2^- /L)	C_{efl-NO_3} (mg N- NO_3^- /L)
Columna 1						
$373.86 \pm$ 121.02 (n=27)	0.076	0.1	2	90%	$166.58 \pm$ 127.87 (n=27)	$251.25 \pm$ 116.15 (n=27)
Columna 2						
$373.86 \pm$ 121.02 (n=27)	0.076	0.1	2	80%	$28.23 \pm$ 25.44 (n=27)	$265.00 \pm$ 73.00 (n=27)

C_{i-NH_4} : Concentración influente medio de entrada, CHS: Carga superficial hidráulica, Vol.: Volumen dosificado por ciclo, Ciclos: Ciclos realizados al día, Eficiencia: eficiencia de eliminación media de $N-NH_4^+$, C_{efl-NO_2} : Concentración efluente de NO_2^- , C_{efl-NO_3} : Concentración efluente de NO_3^-

Al mismo tiempo, en esta fase se introdujo la tercera columna que serviría de referencia para demostrar la eficiencia del FDP. La columna 3 presentó rendimientos bajos desde el inicio, a pesar de haberse diluido el escurrido a la mitad. Al observar los bajos rendimientos se trabajaron diferentes volúmenes y tiempos de contacto para poder mejorar su eficiencia. En la tabla 14, se muestran los resultados de los cambios realizados al tratar el escurrido.

Tabla 14: Resumen de los valores medios obtenidos y utilizados para la columna 3.

C_{i-NH_4} (mg N- NH_4^+ /L)	CHS (m^3/m^2d)	Vol. (L)	Ciclos	TRH (horas)	Dilución	Eficiencia	C_{ef-NO_2} (mg N- NO_2^- /L)	C_{ef-NO_3} (mg N- NO_3^- /L)
129.00 (n=1)	0.045	0.1	2	1	50%	9%	86.00 (n=1)	60.00 (n=1)
125.00 (n=1)	0.045	0.1	2	0.5	50%	1%	96.00 (n=1)	40.00 (n=1)
372.5 ± 108.62 (n=4)	0.045	0.1	2	0.5	100%	11%	106.00 ± 92.39 (n=4)	30.18 ± 23.35 (n=4)
484.00 ± 16.97 (n=2)	0.023	0.05	2	2	100%	38%	110.00 ± 5.66 (n=2)	90.00 ± 14.14 (n=2)
480.00 ± 18.33 (n=3)	0.023	0.05	1	18	100%	18%	97.67 ± 51.45 (n=3)	56.67 ± 24.92 (n=3)

Ci: Concentración influente medio de entrada, CHS: Carga superficial hidráulica, Vol.: Volumen dosificado por ciclo, Ciclos: Ciclos realizados al día, TRH: Tiempo de retención hidráulico, Eficiencia: eficiencia de eliminación media de $N-NH_4^+$, C_{ef-NO_2} : Concentración efluente de NO_2^- , C_{ef-NO_3} : Concentración efluente de NO_3^-

En la figura 38, se presentan las concentraciones del nitrógeno amoniacal con los parámetros utilizados mencionados en la tabla anterior.

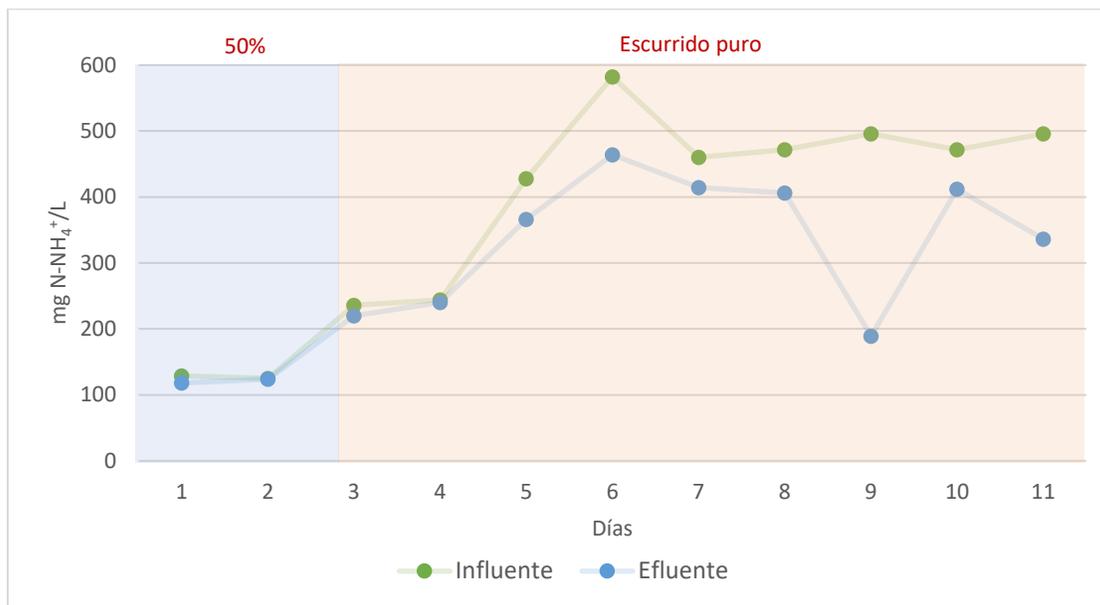


Figura 38: Concentraciones de nitrógeno amoniacal en el influente y efluente de la columna 3. La línea roja representa el cambio de tratar ecurrido diluido al 50% a tratar ecurrido puro.

Así mismo, con el diagrama de cajas y bigotes de estos resultados, figura 39, se puede observar cómo no hay una diferencia muy significativa entre el influente y los efluentes obtenidos con los análisis anteriormente mencionados.

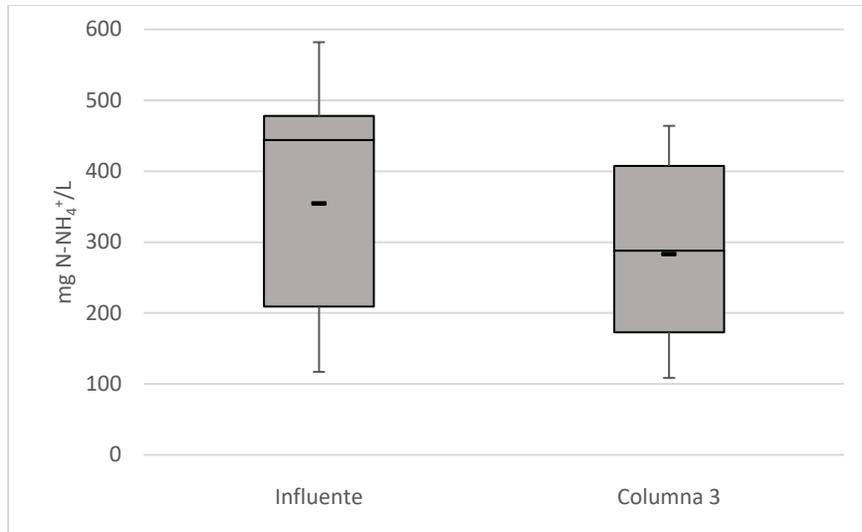


Figura 39: Diagrama de cajas y bigotes utilizando escurrido.

Otro intento de solución fue cambiar el agua de entrada de esta columna, en lugar de tratar agua de escurrido, se alimentaba con agua de Carrícola que tiene menores concentraciones de nitrógeno amoniacal. Además, para mejorar la eficiencia se cambió la dosificación a 180 ml porque este era el volumen de saturación de la columna permitiéndole al agua estar en contacto con todo el volumen del sustrato. Los resultados se presentan en la figura 40 siguiente.

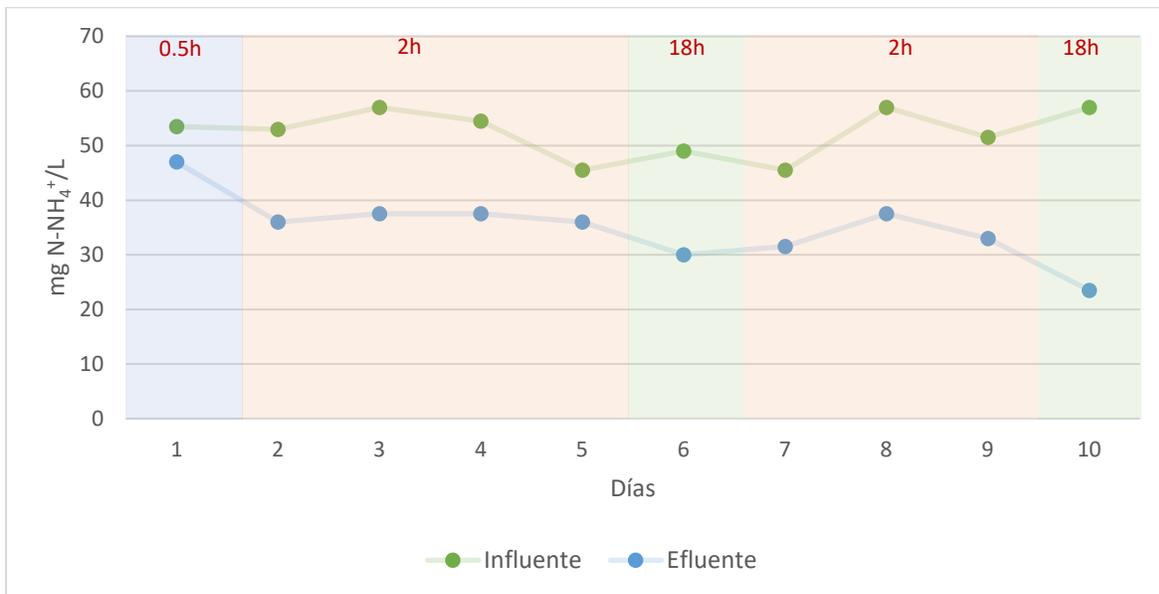


Figura 40: Reducción de amonio en la columna 3 utilizando únicamente agua de Carrícola, señalando los diferentes TRH utilizados.

En la tabla 15, se pueden observar las eficiencias medias obtenidas para los análisis realizados con el agua de Carrícola. Con el cambio a un agua menos cargada de nitrógeno amoniacal se logró

mejorar la eficiencia de esta columna, en especial en los tiempos de contacto mayores, 2 y 18 horas.

Tabla 15: Resumen de los valores medios obtenidos y utilizados para la columna 3.

$C_i\text{-NH}_4$ (mg N- NH_4^+ /L)	CHS ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$)	Vol. (L)	Ciclos	TRH (horas)	Eficiencia	$C_{\text{eff-NO}_2}$ (mg N- NO_2^- /L)	$C_{\text{eff-NO}_3}$ (mg N- NO_3^- /L)
53.5 (n=1)	0.082	0.18	2	0.5	12%	7.00 (n=1)	25.00 (n=1)
52.38 ± 4.63 (n=7)	0.082	0.18	2	2	36%	14.79 ± 4.38 (n=7)	14.81 ± 7.83 (n=7)
53.00 ± 5.66 (n=2)	0.082	0.18	1	18	49%	15.78 ± 4.60 (n=2)	13.60 ± 1.70 (n=2)

Ci: Concentración influente medio de entrada, CHS: Carga superficial hidráulica, Vol.: Volumen dosificado por ciclo, Ciclos: Ciclos realizados al día, TRH: Tiempo de retención hidráulico, Eficiencia: eficiencia de eliminación media de N-NH_4^+ , $C_{\text{eff-NO}_2}$: Concentración efluente de NO_2^- , $C_{\text{eff-NO}_3}$: Concentración efluente de NO_3^-

La columna tratando el agua de Carrícola, trató un volumen total de 3.75 L, obteniendo un volumen tratado por superficie de $0.8527 \text{ m}^3/\text{m}^2$ y por unidad de volumen de grava de $2.842 \text{ m}^3/\text{m}^3$. Cabe mencionar que en la etapa de aclimatación de las columnas 1 y 2 en la primera fase del estudio, se utilizó esta misma agua de Carrícola. En estos ensayos, la columna 1, que recibió la mayor carga de nitrógeno amoniacal, alcanzó una eficiencia media de 84.4% obtenido de dos análisis realizados de ciclos de 1 hora de tiempo de contacto y una dosificación de 250 ml, mostrando como el FDP fue más eficiente al tratar esta misma agua residual.

En la figura 41, se presenta una comparación entre los resultados obtenidos de la columna 3 y los resultados obtenidos en la segunda fase ya que se trabajaron operando de modo llenado-contacto-vaciado. Se puede observar como la columna 1, a pesar de mostrar una disminución en su eficiencia, solo fue superada una vez por la columna 3. A partir del día 12, la columna 3 trataba agua de Carrícola donde se puede apreciar la mejora en su eficiencia.

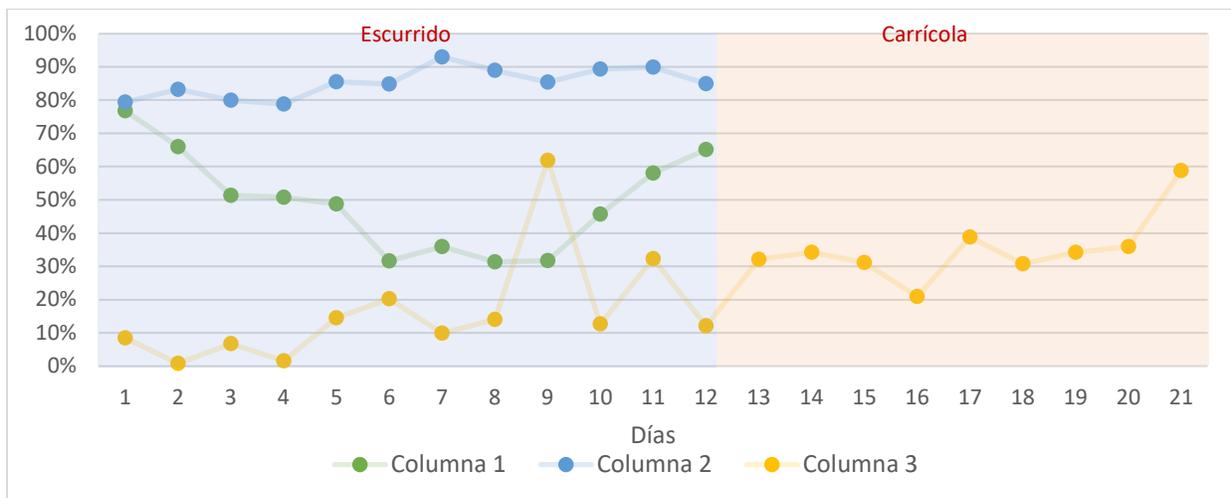


Figura 41: Porcentajes de reducción de nitrógeno amoniacal entre columnas 1, 2 y 3, tomando en cuenta el cambio de agua de la columna 3 a partir del día 12.

Igualmente, en esta fase se mantuvo un control sobre el aluminio en los efluentes de las columnas rellenas de FDP (columnas 1 y 2). En la figura 42, se puede observar, que el fango no está desprendiendo cantidades significativas de aluminio en los efluentes, obteniendo valores menores a 0.2 mg Al/L. Este valor se utiliza como referencia ya que es el valor establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para pequeñas plantas en cuanto a consumo del agua (Guevara & Palau, 2015).

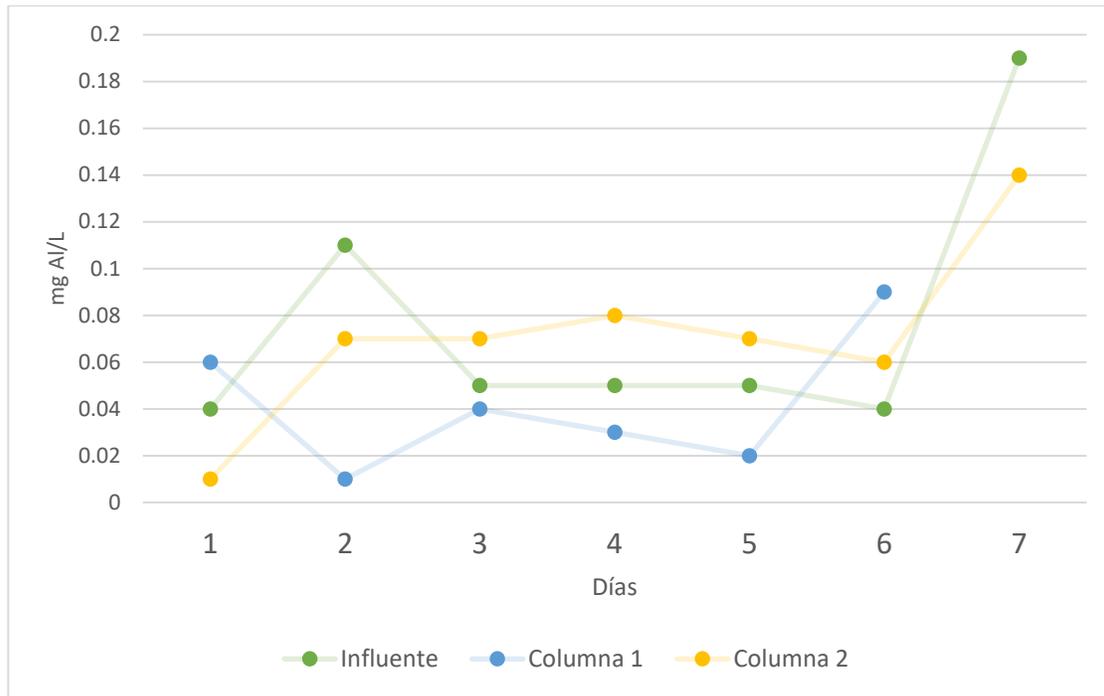


Figura 42: Comparación de concentración de aluminio.

6.1.4 Llenado-vaciado vs Pulsos

A continuación, se comparan los resultados obtenidos de las dos modalidades trabajadas en la segunda y tercera fase. No se incluyen los resultados de la primera fase ya que el objetivo de este apartado es comparar los resultados con una columna exclusivamente rellena de FDP (columna 1) con una columna con menos volumen de FDP (columna 2). La principal razón para el cambio de modalidad (de llenado-contacto-vaciado a pulsos) fue la disminución en la eficiencia de la eliminación de nitrógeno amoniacal de la columna 1.

El cambio de operación fue muy positivo para la columna 1. Se puede apreciar en la figura 43 como la eficiencia aumenta significativamente al cambiar de modalidad. La eficiencia media para llenado-contacto-vaciado fue de 49%, alcanzando como valor máximo una eficiencia de 77%. Mientras que la eficiencia media operando por pulsos fue de 90%, obteniendo una eficiencia máxima de 96%.

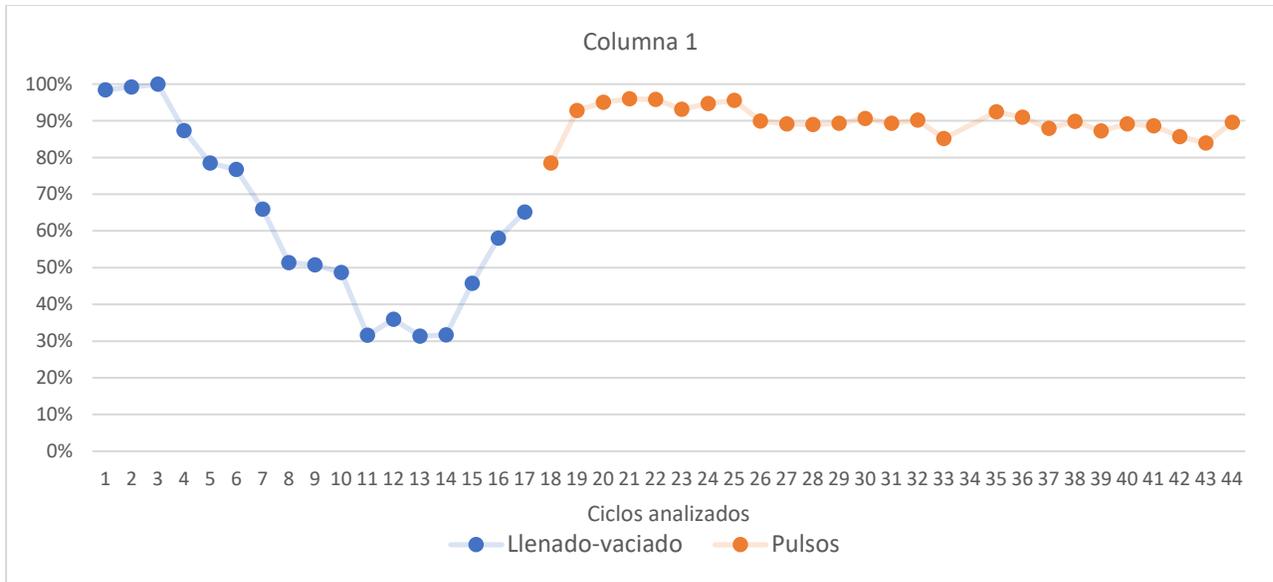


Figura 43: Evolución de la eficiencia de la columna 1 al cambiar de modalidad.

Por otra parte, para la columna 2 este cambio de operación no mejoró su eficiencia. A pesar de que esta columna no presentó ningún problema operando por llenado-contacto-vaciado, se puede observar, en la figura 44, como el rendimiento para la eliminación comenzó a disminuir levemente. Esta reducción se puede atribuir a que esta columna ha utilizado el mismo FDP desde las pruebas de la primera fase. Es necesario tener en cuenta que el FDP, al ser un medio filtrante, se desgasta y colmata por la acumulación de contaminantes.

Operando por medio de llenado-contacto-vaciado, los resultados indican que la columna 2 tuvo una eficiencia media de 85%, alcanzando una máxima de 93%. Mientras que, operando por pulsos, la eficiencia media alcanzada fue de 80%, obteniendo un valor máximo de 92%.

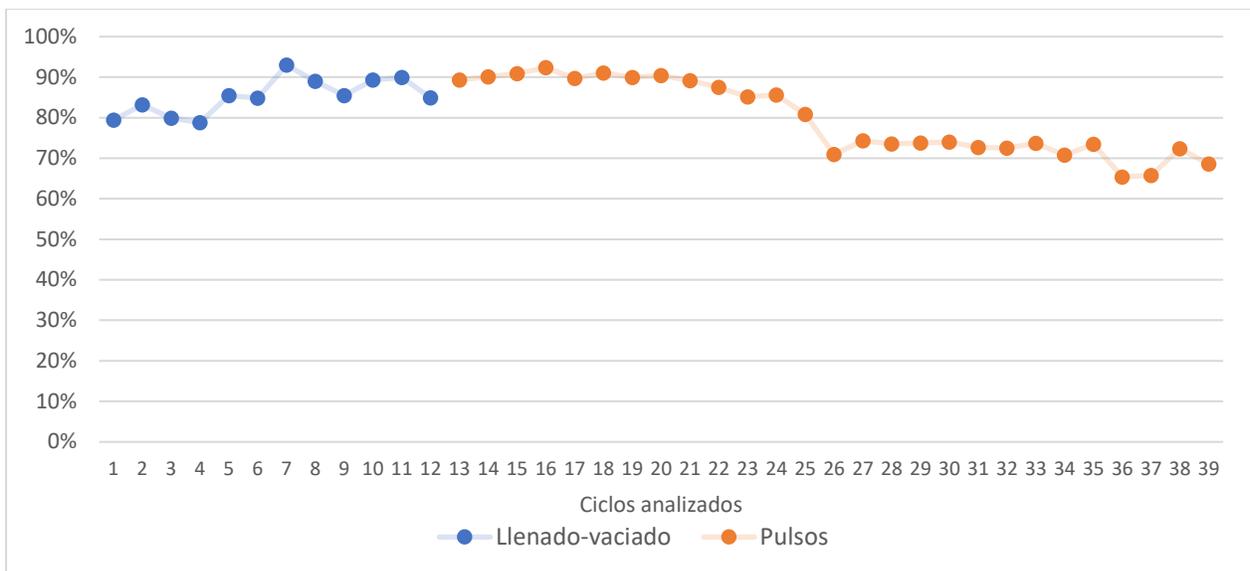


Figura 44: Evolución de la eficiencia de la columna 2 al cambiar de modalidad.

6.1.5 Influencia del TRH

Se utilizaron dos diferentes tiempos de retención hidráulicos en cuando el sistema operaba con la modalidad de llenado-contacto-vaciado. Inicialmente, se utilizó un TRH de 1 hora para asegurar que el escurrido estuviera suficiente tiempo en contacto con el sustrato para que ocurriera la nitrificación. Al observar que con un TRH de 1 hora se obtuvieron eficiencias altas, este tiempo se redujo a 0.5 horas para determinar si era necesario tanto tiempo para obtener buenos rendimientos.

Cabe mencionar que se utilizó el TRH de 1 hora, antes de que se cambiara la modalidad de trabajar las columnas en serie a paralelo, por lo que para este TRH no se cuenta una comparación con la columna de 70% fango y 30% grava. Además, al trabajar las columnas en paralelo, se redujo el volumen de escurrido que se le añadía a las columnas. Inicialmente, con el TRH de 1 hora se trataban 0.25L por cada ciclo realizado y al reducir el TRH a 0.5 horas se estaba trabajando con 0.1-0.15L por ciclo, ya que para ese punto de los ensayos se había observado la posibilidad de disgregación del fango. En la siguiente figura 45, se observa las eficiencias alcanzadas con los tiempos utilizados.

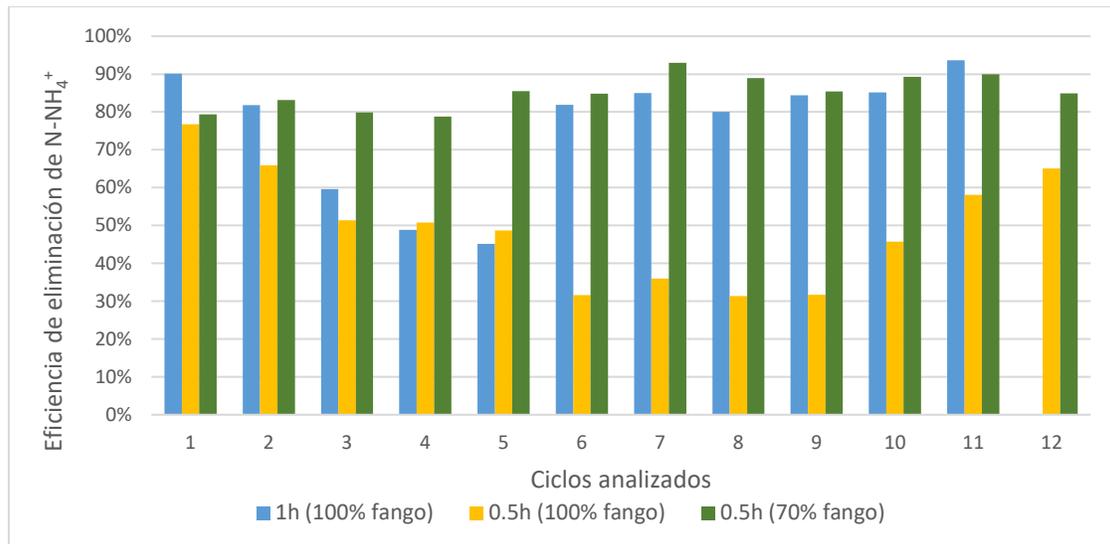


Figura 45: Eficiencias obtenidas con diferentes TRH.

Con esta figura se puede observar como la eficiencia de 1 h con la columna 100% fango es bastante similar a la de 0.5 h, pero con el sustrato 70% fango y 30% grava. La columna 100% fango no obtuvo altos rendimientos para el TRH de 0.5 h, sin embargo, la baja eficiencia de esta columna se debe más a las condiciones anóxicas que se comentaron anteriormente que al cambio del TRH. Esto también se puede comprobar con las eficiencias medias obtenidas de todos los ciclos analizados, presentadas en la tabla 16, a continuación.

Tabla 16: Resumen de eficiencias obtenidas con diferentes TRH

Sustrato	TRH (horas)	Volumen tratado por ciclo (L)	Eficiencia media	Eficiencia máx.	Eficiencia min.
Columna 1	1	0.25	76%	94%	45%
Columna 1	0.5	0.1-0.15	49%	77%	31%
Columna 2	0.5	0.1-0.15	85%	93%	79%

Se puede observar que el reducir el TRH no mejora la eficiencia de la columna si esta está rellena únicamente de FDP mientras que al mezclar el FDP con grava (columna 2), pero manteniendo el TRH, se alcanzan eficiencias mejores que la columna 1 con TRH de 1 hora. Esta mejora se debe, no a la reducción del TRH, sino a la adición de grava al sustrato que permite más entrada de oxígeno al sistema. Por tanto, si se realiza la mezcla de FDP y grava se alcanzan eficiencias superiores del 80% con un TRH de 0.5h, lo que presenta una ventaja al escalar la tecnología.

6.2 Planta piloto

Para el llenado de la planta piloto se pesaron las cantidades de los materiales que conformarían las capas. Para la línea de grava se pesaron solamente dos de los seis depósitos ya que toda la línea sería igual. Sin embargo, para la línea de FDP si se pesaron dos depósitos para la primera y segunda etapa, exceptuando la tercera que solo es conformada por un depósito. En la tabla 17, a continuación, se presentan los valores medios de los pesos de obtenidos para cada capa y peso total del sustrato.

Tabla 17: Pesos de material en los depósitos.

Sustrato	Línea de grava (kg)	Línea de FDP (kg)		
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3
Grava (capa inferior)	27.65	21.43	21.24	19.15
Grava (capa superior)	44.42	44.29	43.80	45.85
Arena sílice	212.70	44.03	65.02	19.15
Fango	-	114.11	65.02	60.58
Mezcla fango/arena sílice	-	163.14	138.03	60.58
Total	284.76	228.86	219.04	255.18

Una vez rellenos los distintos depósitos que forman la planta piloto, esta se puso en marcha. Para las pruebas iniciales, se utilizó agua de decantador secundario de la EDAR ya que tiene bajas concentraciones de amonio. Estas pruebas sirvieron, además, para poder conocer los tiempos de llenado y vaciado de los depósitos, que eran necesarios para la automatización de la planta piloto.

Con estas pruebas de llenado y vaciado se observó que los depósitos de FDP se llenaban más rápido que los de arena sílice, indicando que posiblemente el fango era menos poroso que la arena.

Para comprobarlo, se le hicieron análisis de densidad y porosidad a todos los materiales que llenaban dichos depósitos, obteniendo los siguientes resultados presentados en la tabla 18. Cabe mencionar, que la primera etapa de la línea de grava utiliza arena sílice diferente de las demás etapas. Al realizar el primer llenado de esta etapa, se desconocía la cantidad que iba a ser necesaria para llenar estos depósitos y no se contaba con suficiente material. Nuevo material fue comprado y a pesar de ser el mismo se analizaron las características igualmente.

Tabla 18: Densidad aparente y porosidad de cada material utilizado.

Sustrato	Densidad aparente (g/cm ³)	Porosidad (%)
Grava	1.597	36%
Fango	1.104	10%
Arena sílice 1	1.495	29%
Arena sílice 2	1.465	26%

6.2.1 Puesta en marcha

Para la puesta en marcha de la planta piloto, se utilizó agua de salida del decantador secundario, previo al tratamiento de desinfección. Esta agua al ya estar tratada contiene concentraciones bajas de contaminantes como nitrógeno amoniacal y fósforo, por lo que se usa para que las bacterias tengan un ambiente apto para crecer previo al tratamiento del escurrido que es agua más contaminada. Los ciclos realizados con esta agua fueron igualmente analizados para llevar un control del funcionamiento de la planta piloto. A continuación, se presentarán los resultados de las variables analizadas, iniciando con nitrógeno amoniacal, figura 46. Cabe mencionar que las muestras fueron recolectadas a las salidas de cada etapa por lo que en la nomenclatura de las gráficas se utiliza la S y 1, 2, 3 para indicar la salida de cada etapa y luego la letra G y F haciendo referencia a la línea de grava y de FDP.

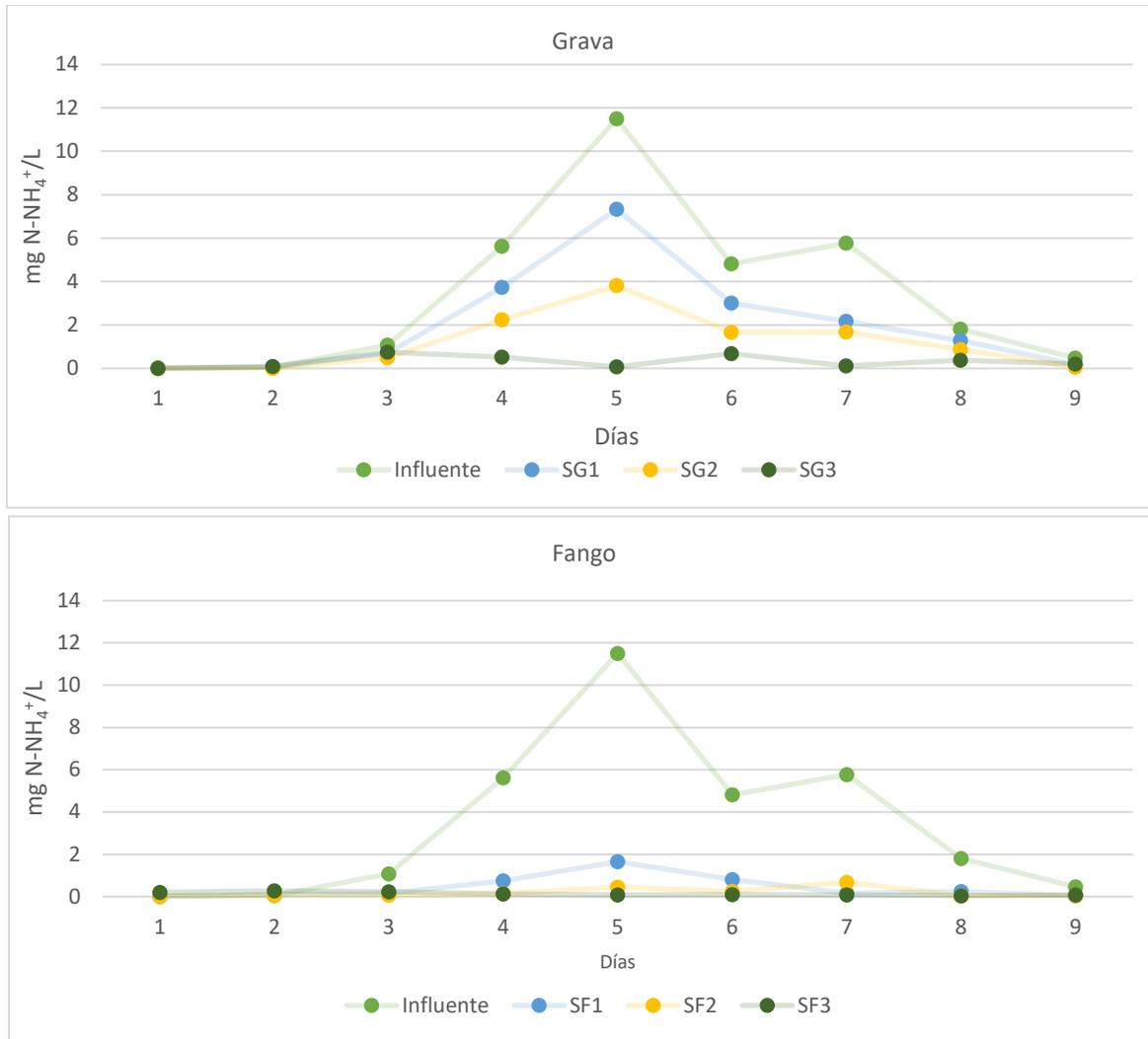


Figura 46: Concentraciones de nitrógeno amoniacal a través de todas las etapas de la planta piloto.

Como se puede apreciar en las gráficas anteriores, el FDP tiene un mejor rendimiento de eliminación del nitrógeno amoniacal desde la primera etapa. Para la concentración media de entrada de 3.46 mg N-NH_4^+ , la línea de grava alcanzó una eficiencia total del 64% y la línea de fango un 94% para el efluente de la última etapa.

En cuanto a los nitritos se puede apreciar en la figura 47, que desde el influente hasta el efluente de la tercera etapa hay un incremento de concentración de estos. Esto es indicativo de la transformación del nitrógeno amoniacal a nitritos, es decir de nitrificación. Si bien se observa que los niveles más altos se encuentran en la primera y segunda etapa.

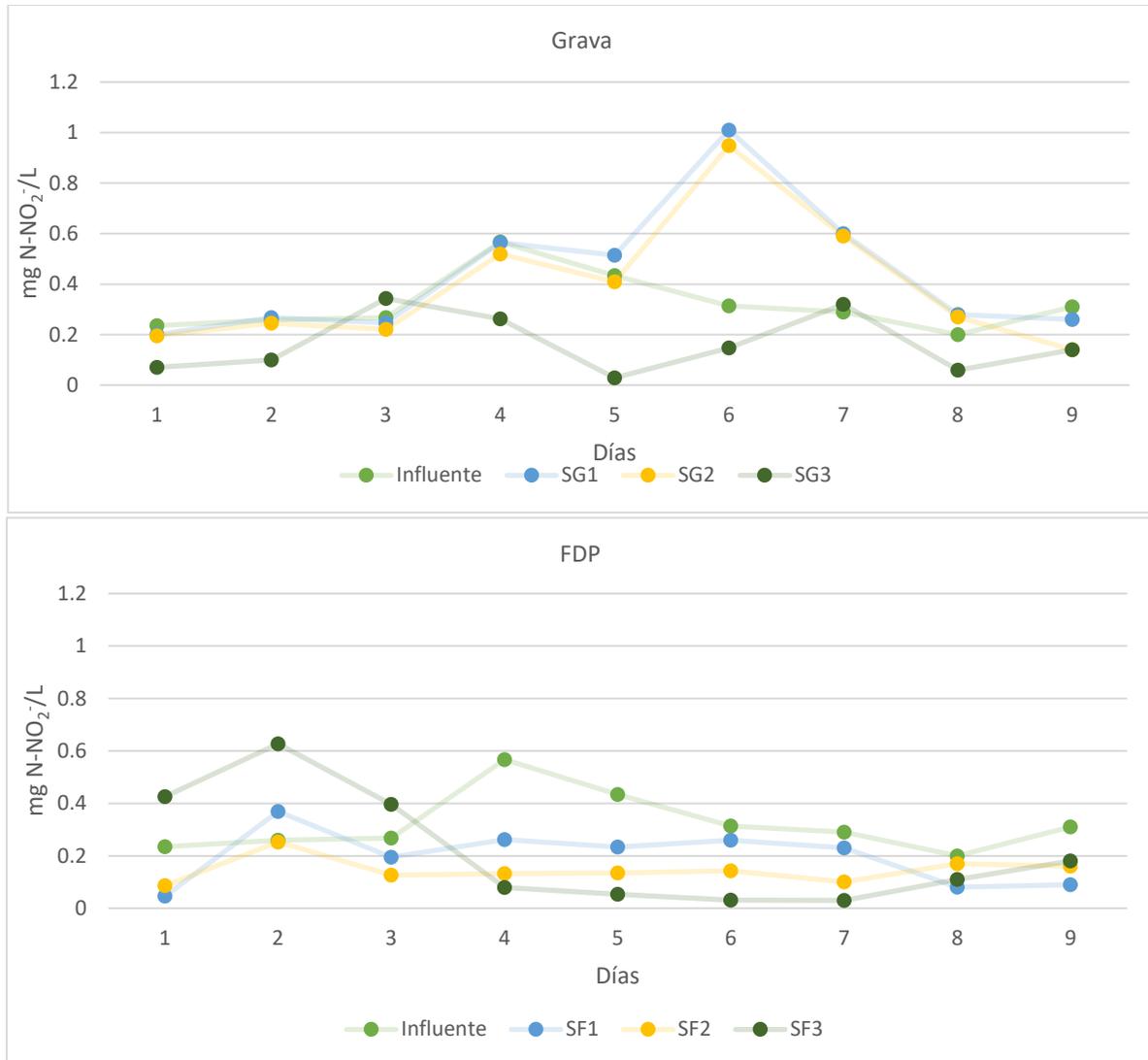


Figura 47: Transformación de NH_4^+ a NO_2^- a través de la planta piloto.

Por otra parte, para los nitratos, se observó que la línea de FDP estaba aportando nitratos al efluente final. Comprobando con los análisis de todas las etapas, el agua de entrada contenía bajos niveles de nitratos y en los efluentes de cada etapa las concentraciones iban aumentando significativamente. Esto no se podía atribuir a la nitrificación pues el influente no contenía altas concentraciones de amonio. En contraste, en la línea de grava, a pesar del aumento en los niveles de nitratos, no se observaba una desproporción significativa entre los valores de amonio de entrada y los de nitratos de salida. Esto sugiere que la causa de este incremento estaba relacionada con una contribución de nitratos proveniente del FDP.

Para esto, se hicieron varios análisis de FDP reposado en agua destilada y agua de decantador secundario para poder calcular, junto con los valores obtenidos de la planta piloto, cuanto nitrato estaba siendo liberado al agua por el fango, obteniendo el siguiente resultado:

$$43.38 \frac{\text{mg N} - \text{NO}_3^- \text{ liberado}}{\text{kg de fango}}$$

Al obtener este resultado y con el fin de confirmar la aportación de nitratos por parte del FDP se hicieron ciclos de tres lavados por tres días (nueve lavados en total) con agua de decantador secundario de los depósitos con el propósito de eliminar los nitratos que estaban en el FDP. Como se puede ver la figura 48, efectivamente luego de nueve lavados hay una reducción significativa de nitratos en los efluentes de la línea de FDP.

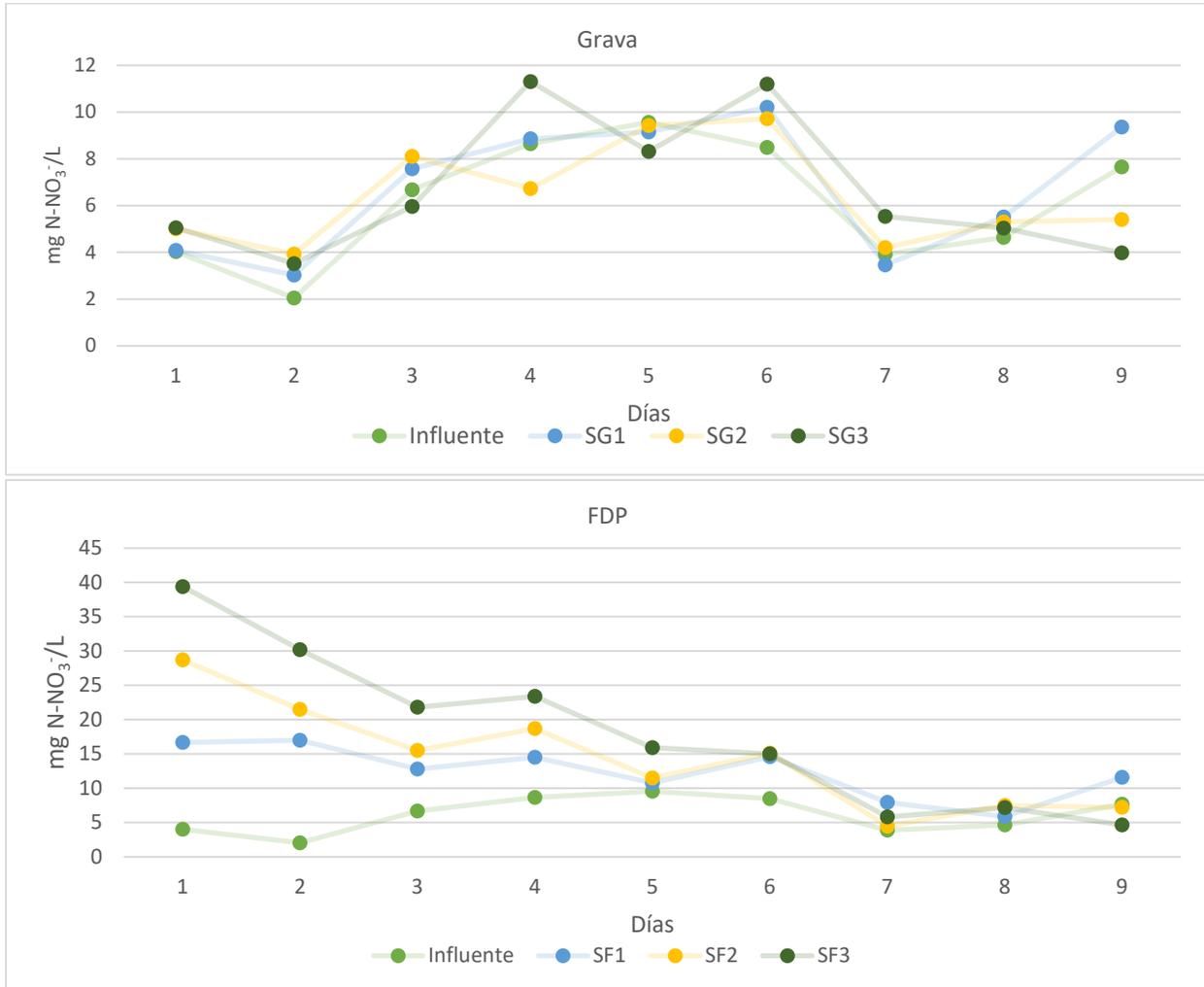


Figura 48: Concentraciones de nitratos en cada ciclo realizado.

La influencia de la contribución de nitratos por parte del FDP también se manifestó en las concentraciones de nitrógeno total, tal como se refleja en la figura 49. De manera similar a los resultados obtenidos para los nitratos, en la línea de grava no se evidenció una gran disparidad entre los valores de entrada y los de salida en la planta piloto. En el caso específico de la línea de grava, se alcanzó una eficiencia media de eliminación total del 13% para todo el sistema, mientras que para la línea de fango se obtuvo un valor de -114%. Sin embargo, es importante destacar que

sí se observó una reducción en estas concentraciones después de llevar a cabo los lavados, lo que permitió revertir esta situación.

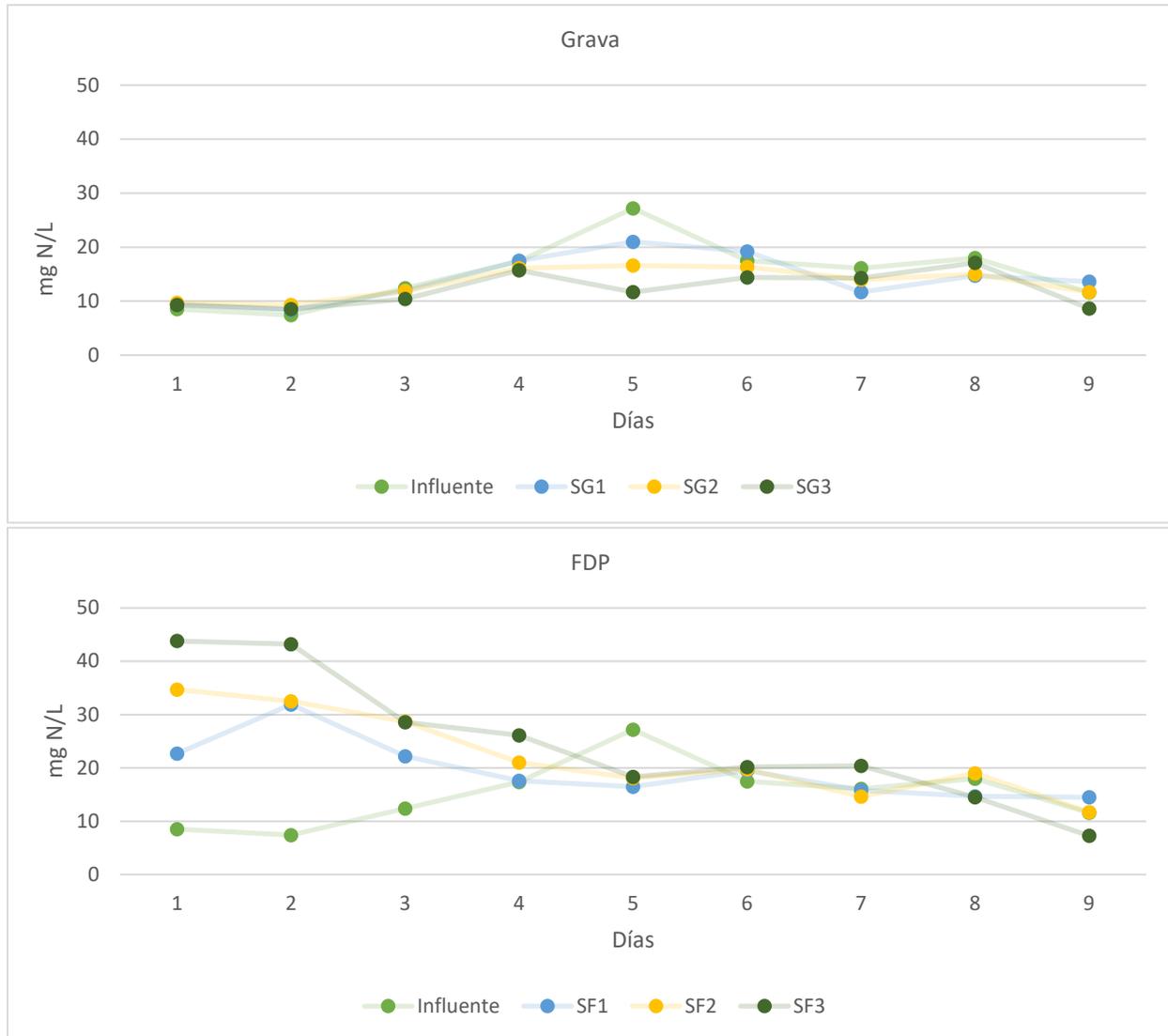


Figura 49: Diferencia en las concentraciones de nitrógeno total en ambas líneas de la planta piloto.

Los lavados realizados no solo ayudaron a disminuir los nitratos provenientes del FDP, si no que ayudaron a disminuir los sólidos suspendidos que poseían ambos sustratos. En las pruebas iniciales, y en especial en la segunda etapa, se notaba un incremento en los sólidos suspendidos de los efluentes, especialmente en la línea de grava. Sin embargo, estos sólidos lograban ser retenidos en la tercera etapa. En la figura 50 siguiente, se puede apreciar como los valores de entrada de sólidos aumentaban, pero se normalizaban para el efluente final.

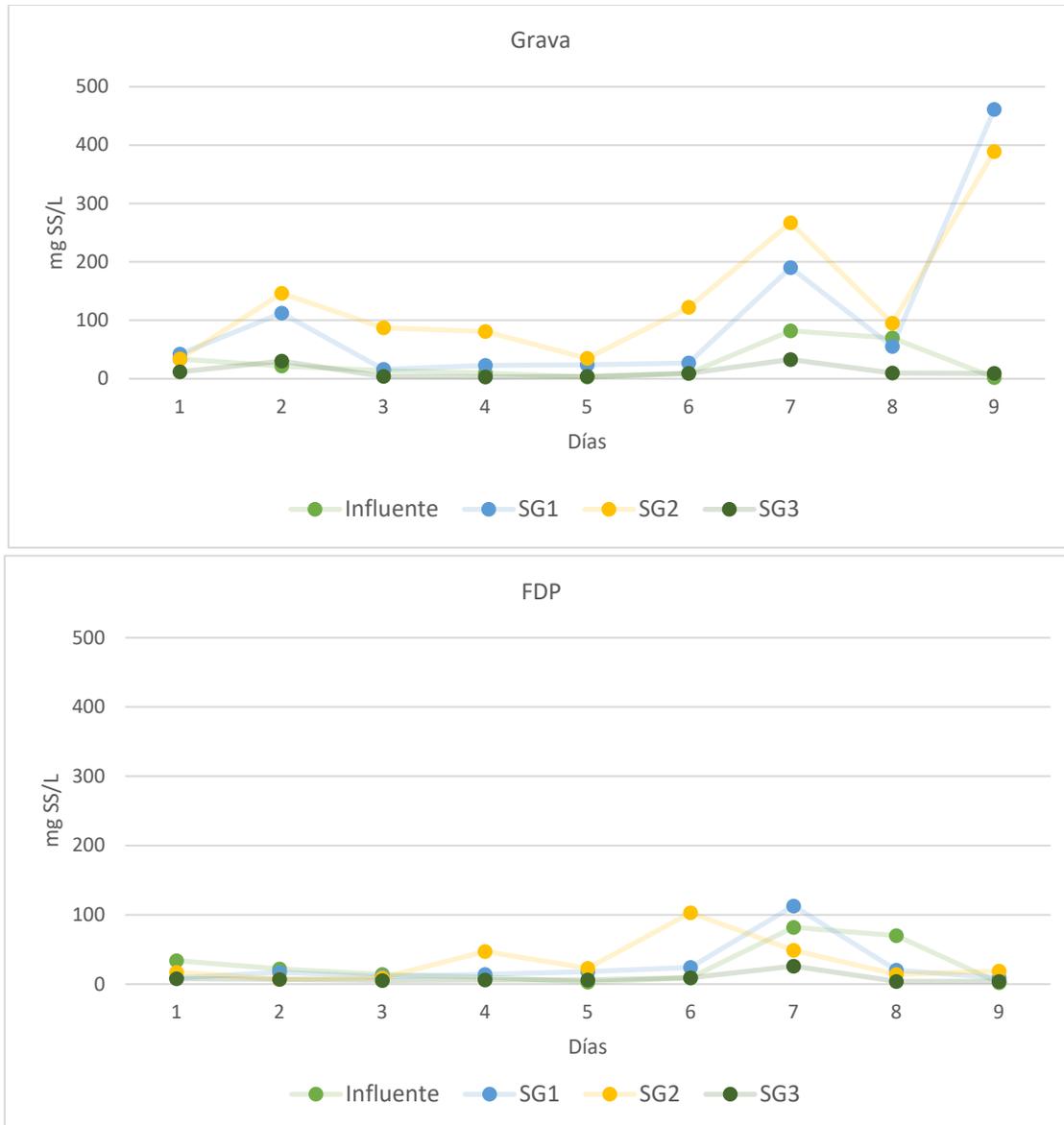


Figura 50: Concentración de sólidos suspendidos en los efluentes de la planta piloto.

Así mismo en la tabla 19 se presentan los valores medios obtenidos de sólidos suspendidos a la salida de cada etapa, en donde se aprecia como la línea de grava está aportando muchos más sólidos, provenientes del mismo material ya que no fue lavado antes de ser colocado, en la primera y segunda etapa del tratamiento.

Tabla 19: Concentraciones medias de sólidos suspendidos a salida de cada etapa del tratamiento.

Etapa	Línea Grava (mg SS/L)	Línea Fango (mg SS/L)
Influyente (n=9)	27.33 ± 29.43	27.33 ± 29.43
1 (n=9)	105.56 ± 144.81	26.11 ± 32.98
2 (n=)	139.56 ± 116.76	32 ± 30.63
3 (n=9)	12.67 ± 11.14	8.33 ± 6.84

Además de observar la transformación de nitrógeno amoniacal a nitratos, la alcalinidad es otro parámetro que confirma que está ocurriendo nitrificación. Como se mencionó anteriormente, durante la nitrificación se desprenden protones que acidifican el agua y esta acidificación puede causar una inhibición en la actividad de las bacterias. Sin embargo, se plantea la hipótesis que el FDP puede brindar alcalinidad para prevenir esto. En la figura 46, anteriormente, se mostró como efectivamente el FDP está reduciendo las concentraciones de amonio del influente. Además, las mediciones de alcalinidad, junto con los análisis del amonio y nitrato, con el de pH indican que, si ocurre la nitrificación, pero no se acidifica el agua lo suficiente para inhibir la actividad bacteriana, como en la figura 51 y figura 52

Se puede observar en la figura 51, como la alcalinidad de la línea de FDP se reduce más que la de la línea de grava. Esto se podría atribuir, no solamente a la nitrificación ocurrida dado que en estos ciclos el influente contenía bajas concentraciones de amonio, pero también a procesos de adsorción y precipitación sobre el fango hidróxido.

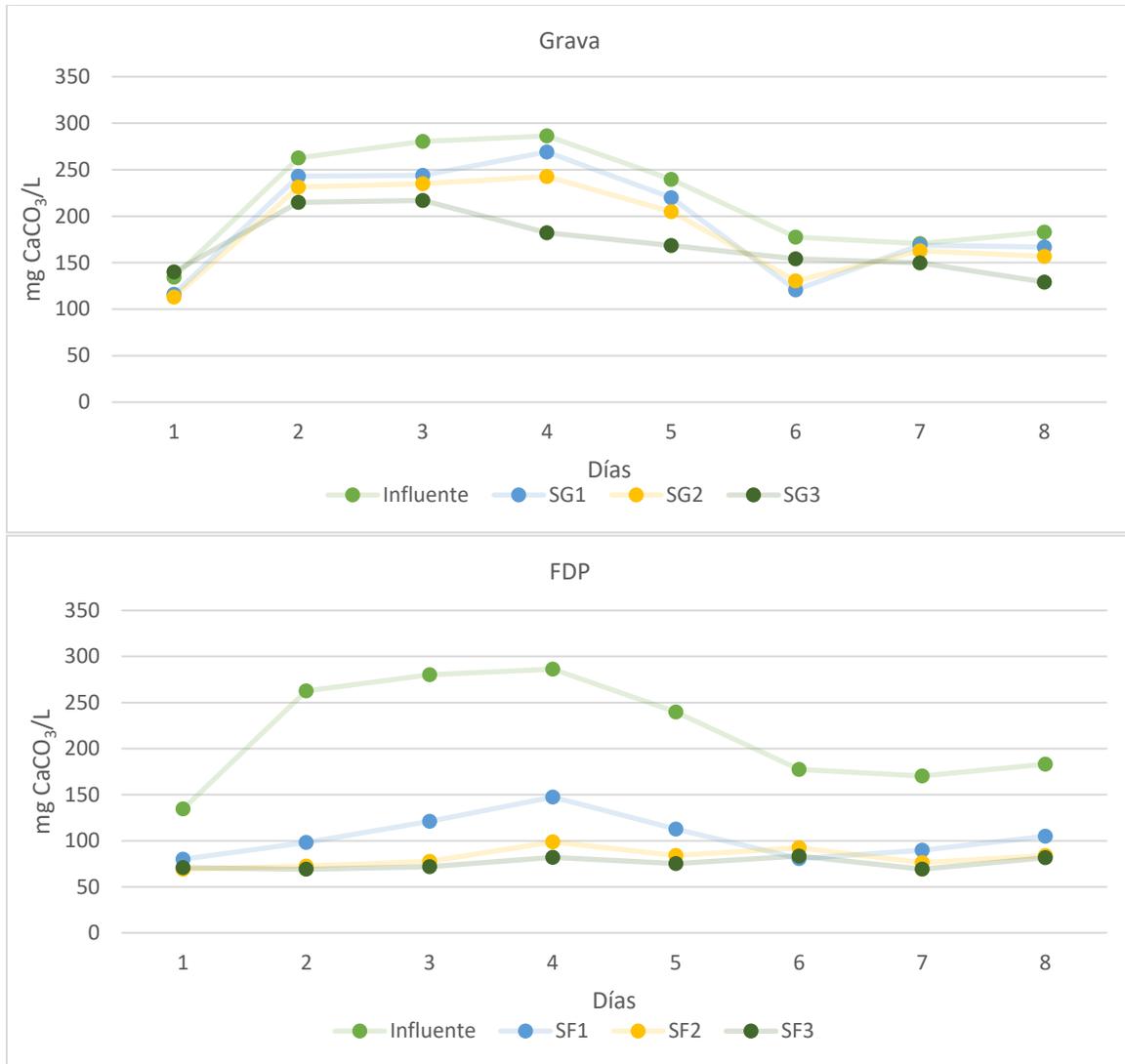


Figura 51: Resultados de medida de alcalinidad de todas las etapas para los ciclos analizados.

Igualmente, se puede observar como en la figura 52, los valores de pH no van reduciéndose en las diferentes etapas. Nuevamente esto podría darse por la alcalinidad aportada por el fango. Al aportar alcalinidad, se neutralizan los carbonatos desprendidos y no se acidifica el agua, manteniendo su pH.

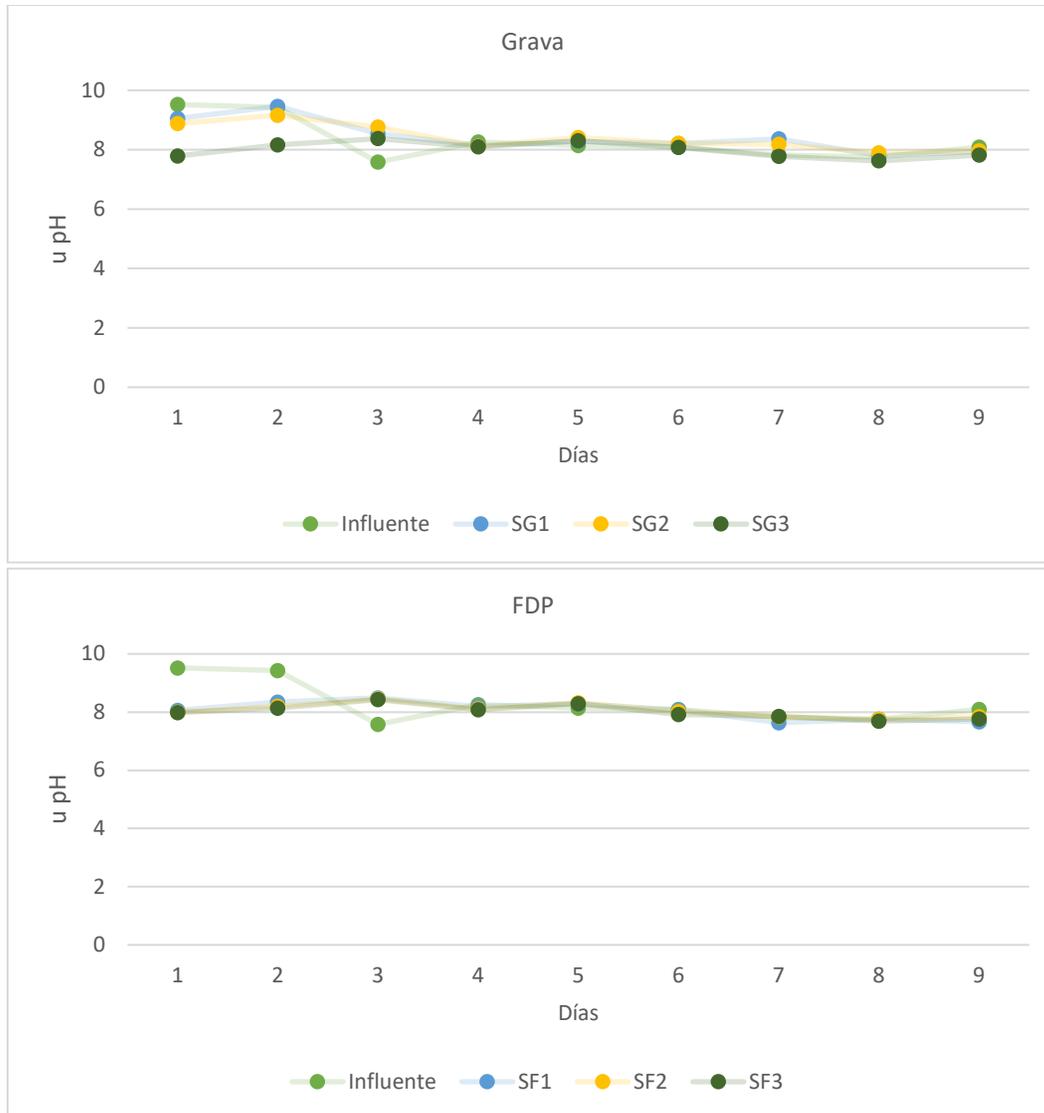


Figura 52: Medidas de pH de todas las etapas de la planta piloto.

6.2.2 Aclimatación

Una vez puesta en marcha la planta piloto, se comenzó la etapa de aclimatación al agregar diferentes concentraciones del escurrido junto con el agua del decantador secundario utilizada en la puesta en marcha. Se inició con una dilución del 20% de escurrido, seguido por una dilución del 50% y por último se utilizó el escurrido puro, sin dilución. Haciendo esto se utiliza un agua un poco más contaminada gradualmente para aclimatar las bacterias a concentraciones mayores de nitrógeno amoniacal.

Al agregar escurrido al agua de entrada de la planta piloto, la concentración media de entrada de amonio incrementó gradualmente de un valor de 3.46 mg N-NH₄⁺/L de la puesta en marcha hasta 330.10 mg N-NH₄⁺/L de escurrido puro sin dilución. Con este aumento significativo de concentraciones se logra apreciar mejor la eficiencia del fango en comparación a la línea de grava. La línea de fango continúa teniendo mejores rendimientos que la línea de grava, llegando a

alcanzar eficiencias totales de reducción media de amonio entre 98% y 99% mientras que la línea de grava logró alcanzar unas eficiencias totales medias entre 59% y 64%. En la tabla 20 se presentan las eficiencias alcanzadas para cada porcentaje de dilución utilizado.

Tabla 20: Resumen de la eliminación de nitrógeno amoniaco para ambas líneas de la planta piloto.

C_i (mg N- NH_4^+ /L)	Aclimatación	CHS ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$)	C_{ef-LG} (mg N- NH_4^+ /L)	Eficiencia media línea de grava	C_{ef-LF} (mg N- NH_4^+ /L)	Eficiencia media línea de FDP
77.39 ± 22.80 (n=11)	20%	0.095	30.50 ± 14.10	62%	0.89 ± 0.72	99%
196.34 ± 35.23 (n=7)	50%	0.095	80.24 ± 15.76	59%	3.53 ± 0.70	98%
330.10 ± 46.53 (n=2)	100%	0.095	123.30 ± 58.97	64%	3.53 ± 1.00	99%

C_i : Concentración media del influente, CHS: Carga superficial hidráulica, C_{ef-LG} : Concentración media del efluente en línea de grava, C_{ef-LF} : Concentración media del efluente en línea de FDP.

Se compararon estos resultados con Yang et al., (2011), quienes obtuvieron una eficiencia de apenas el 33.6% como eficiencia del FDP en el sistema en cuanto a eliminación del nitrógeno amoniaco. El influente utilizado por ellos, el cual era una mezcla de sobrenadante de espesador primario con escurrido de fango centrifugado, era de bajas concentraciones (45.9-95.9 mg N- NH_4^+ /L), sin embargo, su carga hidráulica era mayor. Contaban con una carga hidráulica de 1 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ para las primeras dos etapas y 1.26 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ para las etapas tres y cuatro. Además de tener un TRH de 6 horas. Nuevamente se resalta como el trabajar con cargas hidráulicas no muy altas, se alcanzan mejores eficiencias y se puede trabajar con TRH más reducidos.

Igualmente, se puede observar, en la figura 53, las concentraciones de ambas líneas por cada etapa e incluso se aprecia mejor como la línea de FDP, desde la primera etapa, tiene un mejor rendimiento que la línea de grava. Las líneas rojas en las gráficas representan el aumento en las diluciones utilizadas. Lamentablemente, por cuestiones de tiempo, solo se cuenta con dos resultados de la planta piloto funcionando con escurrido al 100%.

Los efluentes de la línea de FDP son significativamente inferiores a los valores de entrada. Se observa como en la primera etapa de la línea de FDP se elimina la mayor parte del amonio agregado al sistema. Su funcionamiento de sistema francés permite la aireación suficiente para oxigenar el sistema y favorecer el proceso de nitrificación. La segunda etapa al no tener un tiempo de retención el depósito no carece del oxígeno necesario para eliminar la mayor parte del amonio restante. Sin embargo, la tercera etapa su objetivo principal es desnitrificar, por lo que siempre esta inundada y es la que menor eficiencia de eliminación presenta para ambas líneas.

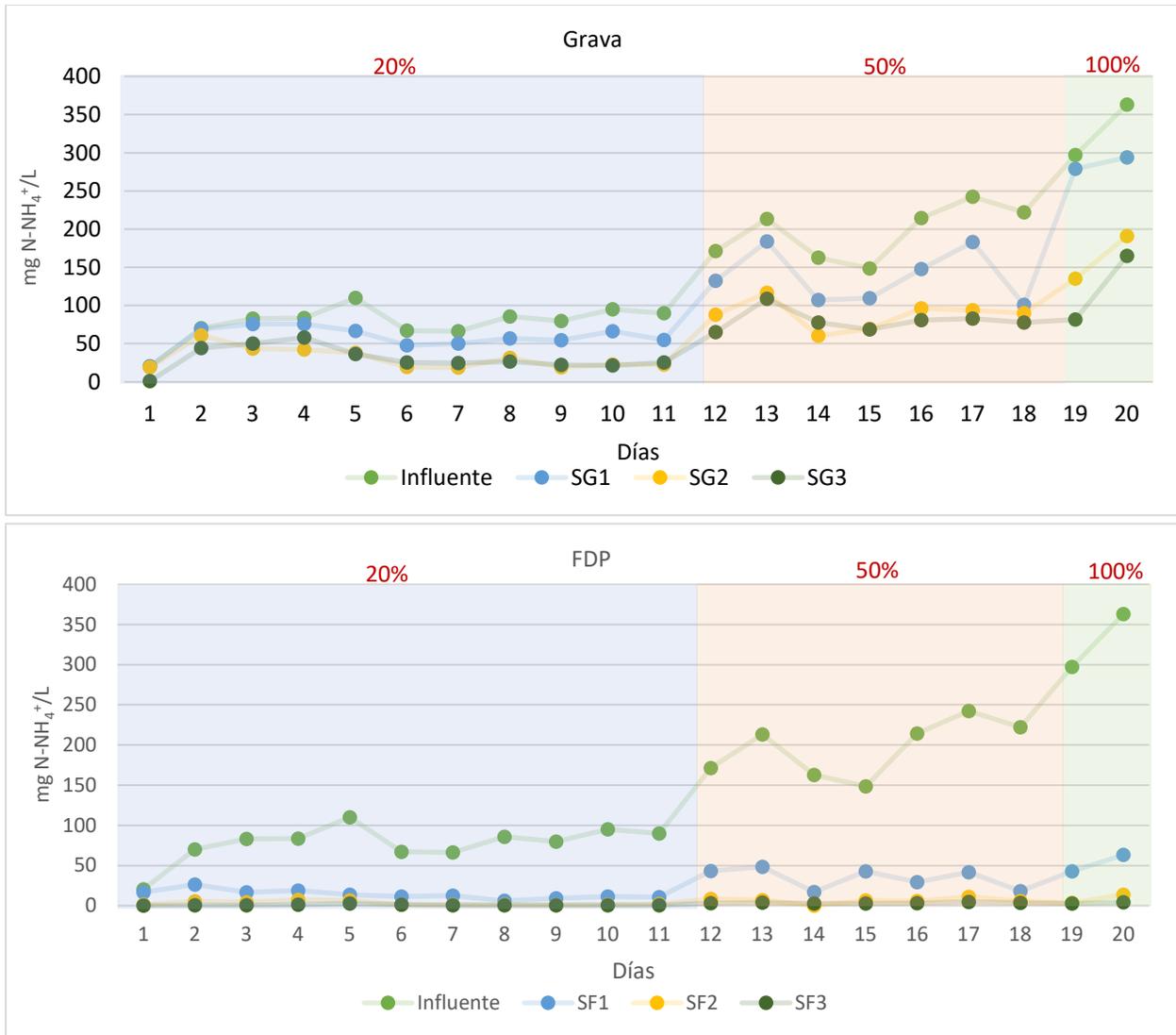


Figura 53: Concentraciones de amonio de todas las etapas de ambas líneas de la planta piloto, representando el cambio de dilución hasta alcanzar escurrido puro.

Además, se presentan los diagramas de cajas y bigotes, figura 54, para esta etapa de aclimatación con todas las diluciones realizadas. Cabe mencionar que, para este parámetro, los valores anómalos en la línea de grava son debido al incremento de concentración de nitrógeno amoniacal por el uso de escurrido puro, ya que esta línea no nitrifica tan eficientemente como la de FDP.

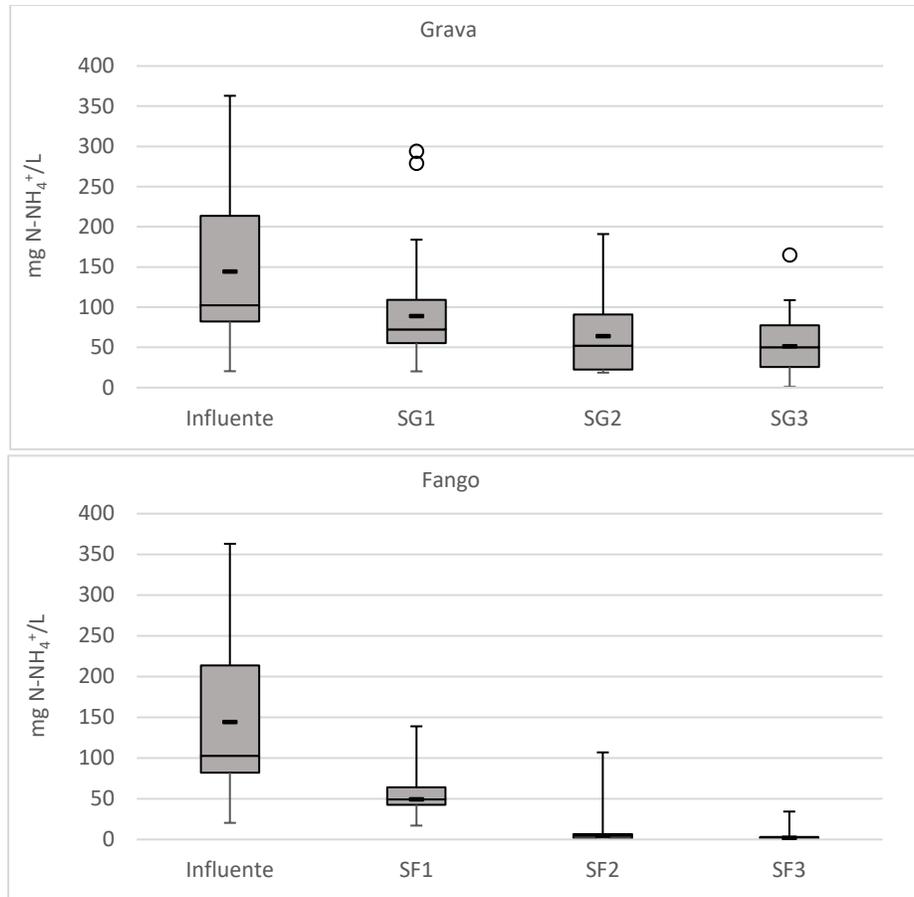


Figura 54: Diagrama de cajas y bigotes de las concentraciones de nitrógeno amoniacal en ambas líneas.

En cuanto a nitritos, se puede observar en la figura 55 siguiente, que las concentraciones son mayores en la primera etapa para ambas líneas. Esto podría darse dado que la primera etapa se mantiene inundada por media hora por lo que se podría agotar el oxígeno y no permitir la nitrificación completa del amonio. Asimismo, en la línea de grava se mantienen concentraciones mayores de nitritos en los efluentes, a diferencia de la línea de fango, indicando que posiblemente en este medio filtrante no se encuentren tantas bacterias nitrificantes como en el fango. Además, la alta concentración de amonio en el influente podría inhibir la actividad de las bacterias nitrito oxidantes, lo cual es algo que debería evaluarse en un futuro.

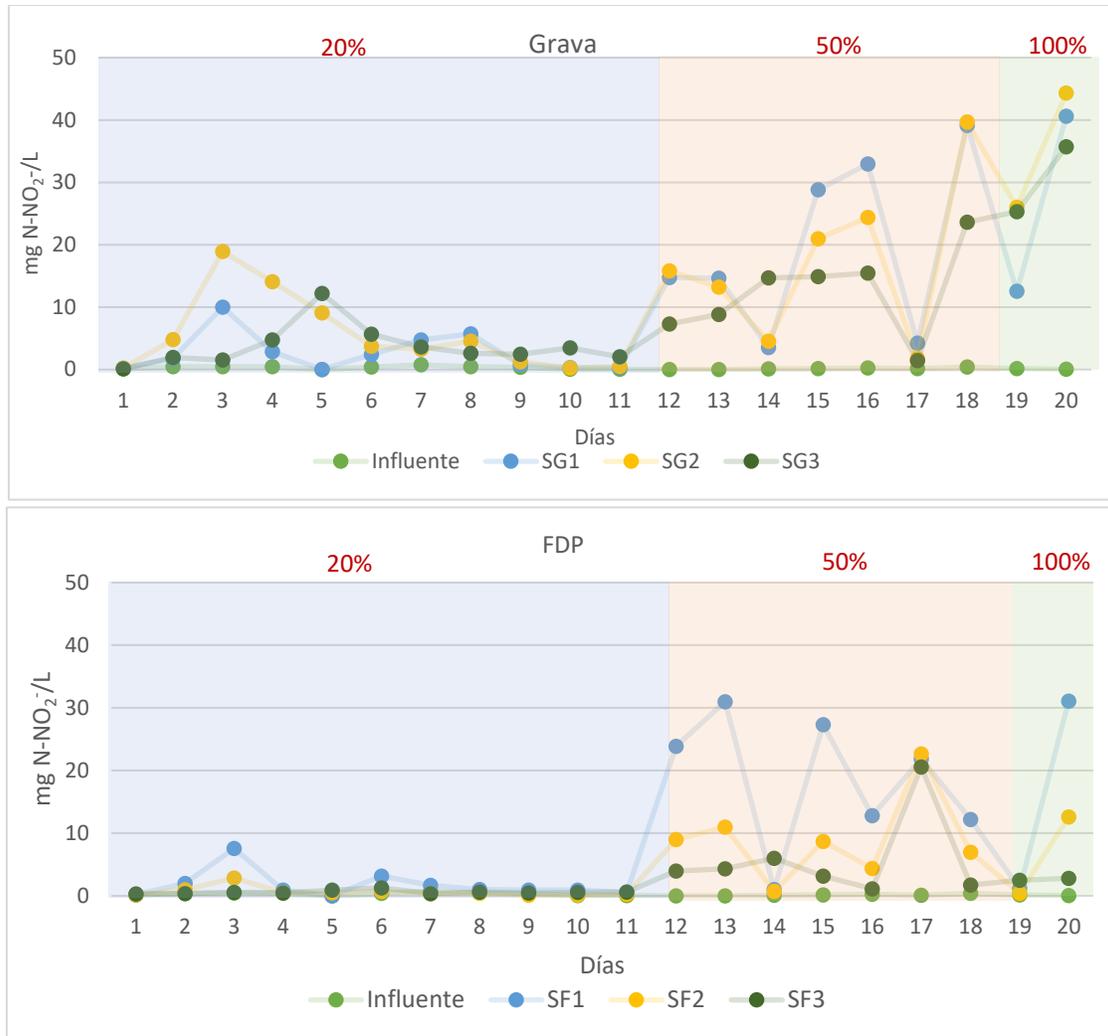


Figura 55: Concentración de nitritos en los efluentes de la planta piloto.

En la tabla 21 se presentan las concentraciones medias para todas las diluciones realizadas, en donde se puede observar como la línea de grava mantiene efluentes más altos que la línea de FDP.

Tabla 21: Resumen de concentraciones medias de nitritos a la salida de la planta piloto.

C_i (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	Aclimatación	$C_{\text{efl-LG}}$ (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	$C_{\text{efl-LF}}$ (mg N-NO ₂ ⁻ /L)
0.32 ± 0.23 (n=11)	20%	3.67 ± 3.21	0.61 ± 0.28
0.16 ± 0.14 (n=7)	50%	12.32 ± 7.14	9.05 ± 6.69
0.11 ± 0.06 (n=2)	100%	30.49 ± 7.37	6.52 ± 0.23

Ci: Concentración media del influente, C_{efl-LG}: Concentración media del efluente en línea de grava, C_{efl-LF}: Concentración media del efluente en línea de FDP.

Una vez más, al analizar las concentraciones obtenidas de los efluentes, es posible observar en los diagramas de cajas y bigotes, tal como se muestra en la figura 56, que en la línea de fango los valores experimentan un notable aumento, seguido de una reducción en las etapas subsiguientes. En contraste, en la línea de grava, se registra un aumento en los valores durante la primera y segunda etapa, y aunque estos disminuyen en la tercera etapa, siguen siendo mayores que los valores de la primera etapa.

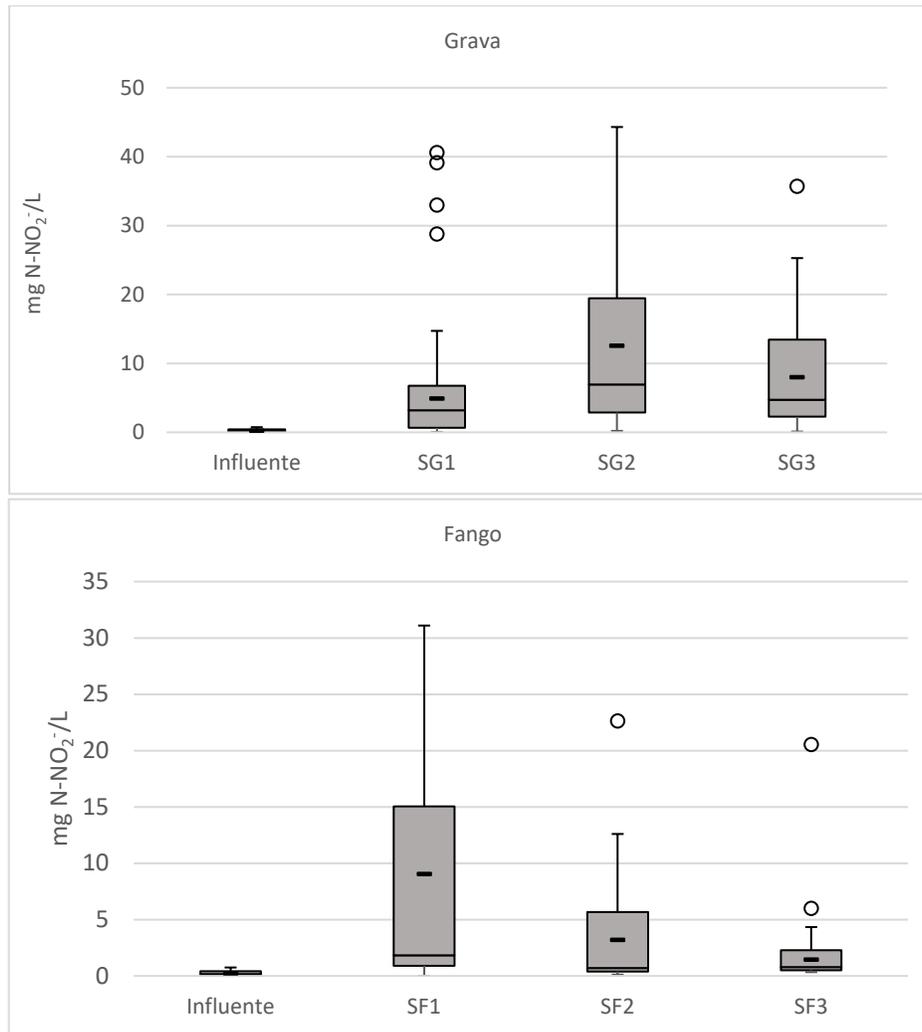


Figura 56: Diagrama de cajas y bigotes para las concentraciones de nitritos.

En cuanto a nitratos, luego de realizar los lavados las concentraciones de salida se estabilizaron y los efluentes del tratamiento ya no contenían concentraciones mucho más altas que superaban los niveles del amonio aportado al tratamiento. Se puede observar cómo, al igual que la mayor parte del amonio es eliminado en la primera etapa, las concentraciones de nitratos aumentan significativamente, confirmando que el proceso por el que se reduce la concentración de amonio es la nitrificación.

Las concentraciones de nitratos en efluentes de la línea de FDP indican una nitrificación completa y por consecuencia, que el sistema trabaja eficientemente para eliminar el nitrógeno amoniacal. No obstante, en la línea de grava, las concentraciones de los nitratos no aumentan tanto como la línea de FDP. Esto era esperado dado que no se obtuvo una eliminación del nitrógeno amoniacal tan alta como en la línea de FDP. Además, según la figura 57, se observa que la línea de FDP nitrifica muy bien para todas las diluciones utilizadas en esta etapa de aclimatación.

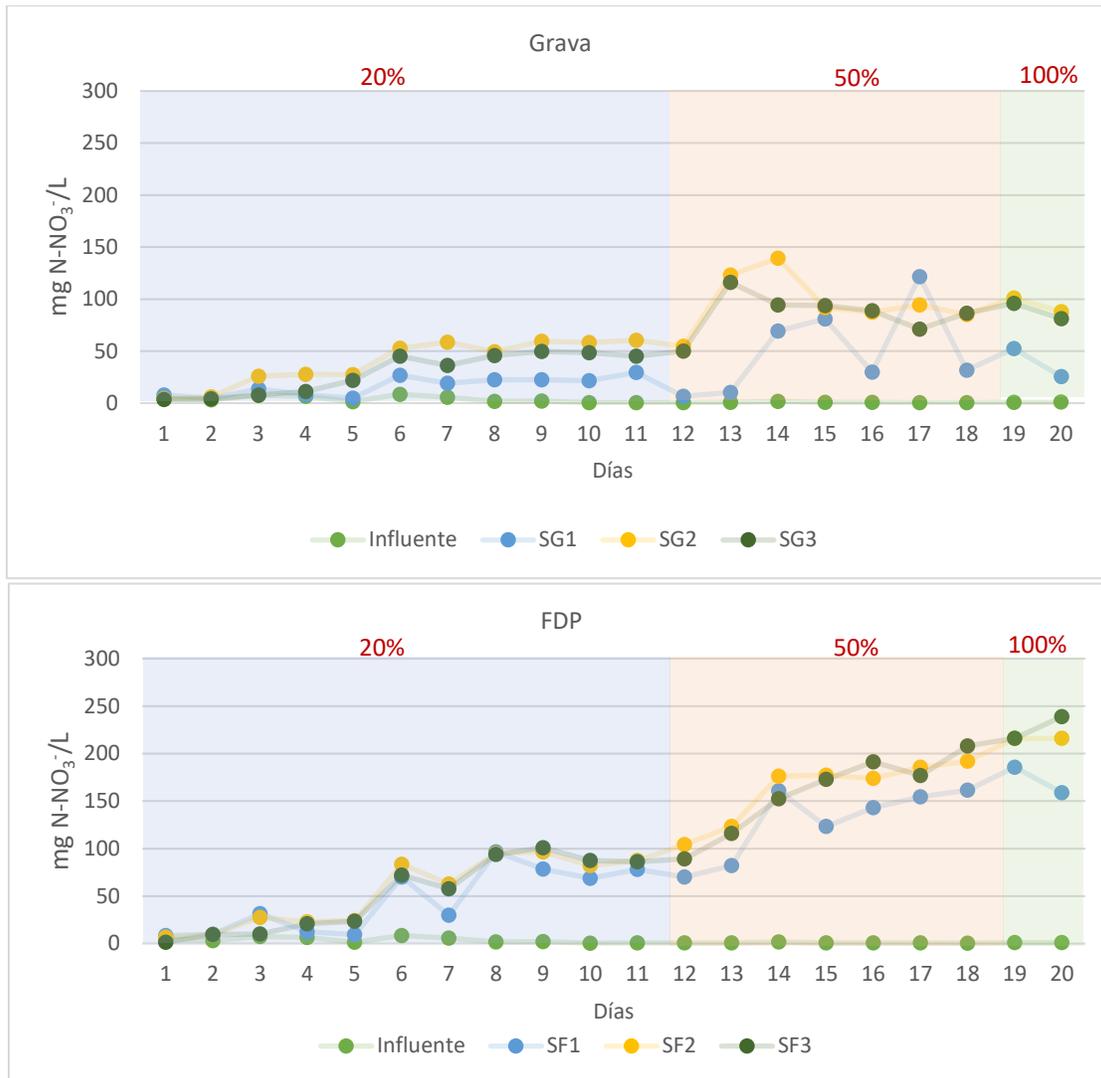


Figura 57: Concentraciones de nitratos en los efluentes de todas las etapas de la planta piloto.

Además, en la figura 58 se encuentran los diagramas de cajas y bigotes para las concentraciones de nitratos en donde se puede apreciar de una manera más clara, la significativa diferencia entre el aumento de la línea de grava contra la línea de FDP.

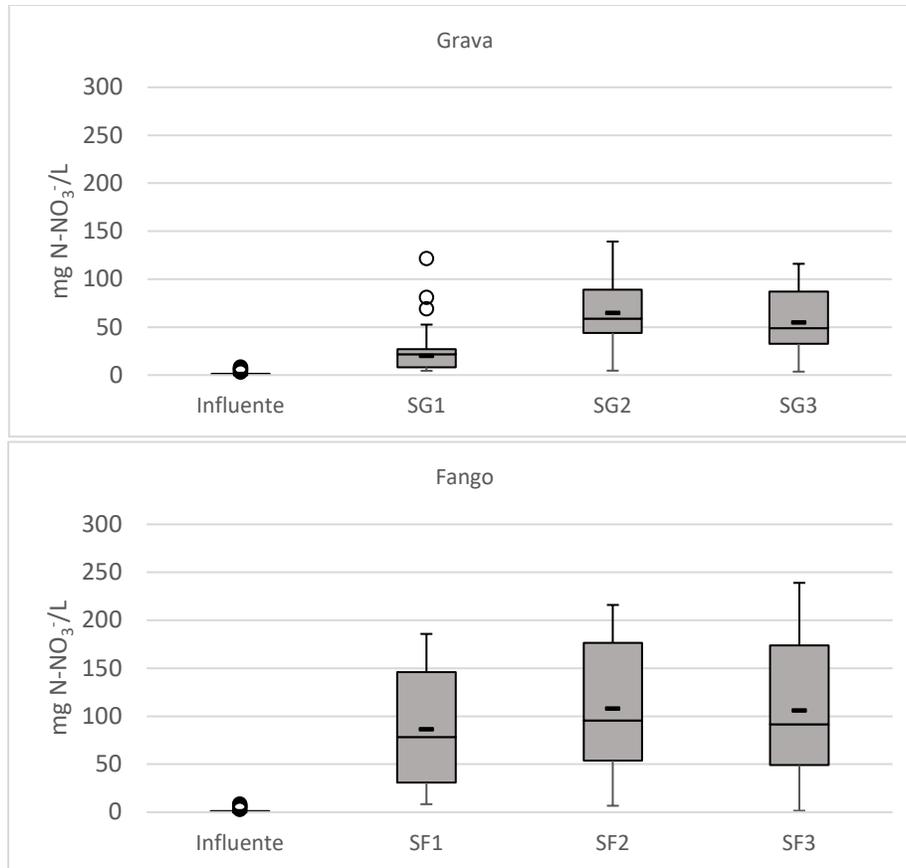


Figura 58: Concentración de nitratos representados diagramas de cajas y bigotes de ambas líneas.

Con los nuevos influentes para tratamiento, las concentraciones medias de nitrógeno total de entrada incrementaron gradualmente desde 15.13 mg N/L hasta 409 mg N/L. En la figura 59, se observan las concentraciones del nitrógeno total para los ciclos analizados en donde los efluentes de las etapas de la línea de FDP ya no están aportando nitrógeno en forma de nitratos como lo hacía en la etapa de puesta en marcha, gracias a los lavados realizados.

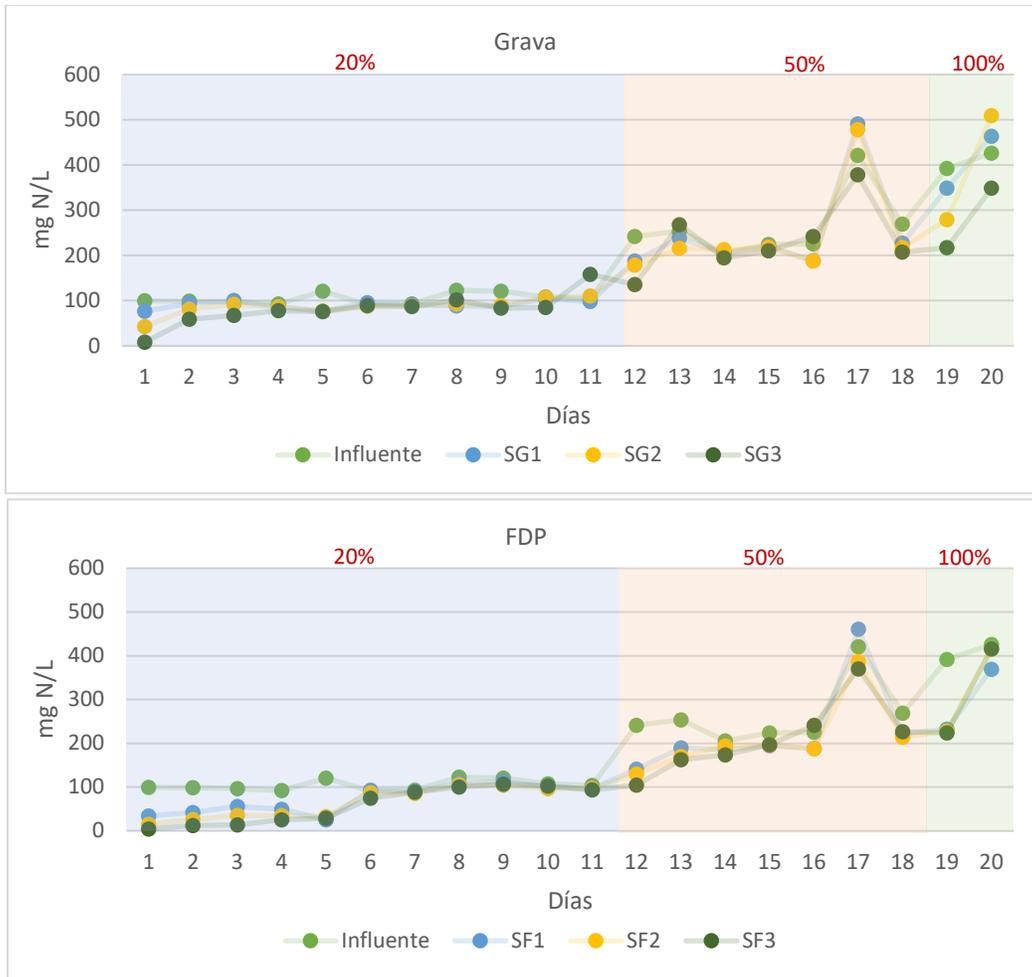


Figura 59: Evolución de la concentración de nitrógeno total medido en el influente y efluente de las distintas etapas de ambas líneas de tratamiento de la planta piloto.

Igualmente, con los diagramas de cajas y bigotes, se muestra como las concentraciones de nitrógeno total se mantienen relativamente constantes a lo largo de las etapas de tratamiento tanto para la línea de grava como para la línea de FDP.

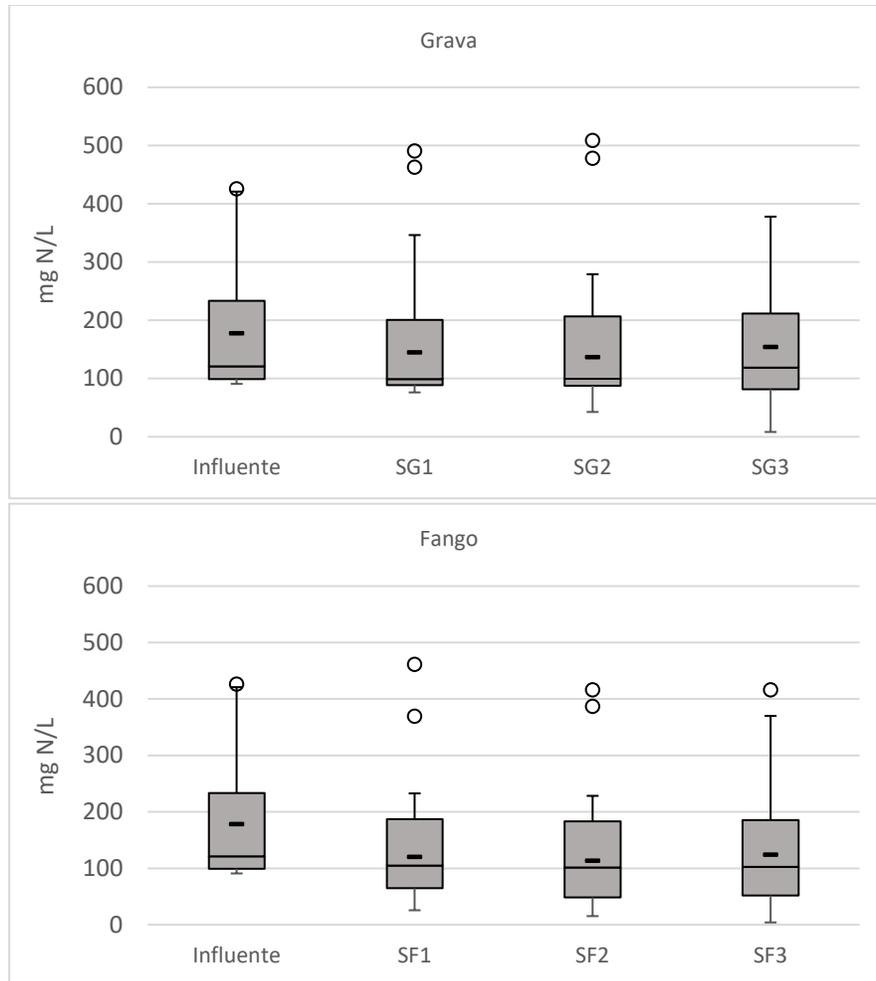


Figura 60: Diagrama de cajas y bigotes para los análisis realizados de nitrógeno total.

La evolución de las concentraciones en las diferentes etapas del sistema, junto con los diagramas de cajas y bigotes presentados, muestran como la línea de FDP tiene una mejor eficiencia en la eliminación del nitrógeno total. En cambio, al utilizar escurrido puro sin dilución, la eficiencia de la línea de fango es menor que la de la de grava, sin embargo, este resultado se ve afectado por solo tener el resultado de dos análisis realizados con estas concentraciones altas por lo que el sistema todavía necesita más pruebas para estabilizarse.

Para este parámetro se presenta la tabla 22, en donde se puede observar que efectivamente que tiene lugar el proceso de desnitrificación al obtenerse concentraciones menores de nitrógeno total en la salida del tratamiento.

Tabla 22: Resumen de las concentraciones de nitrógeno total para ambas líneas de la planta piloto.

C_i (mg N/L)	Aclimatación	CHS (m^3/m^2d)	C_{ef-LG} (mg N/L)	Eficiencia media línea de grava	C_{ef-LF} (mg N/L)	Eficiencia media línea de FDP
104.29 ± 12.10 (n=11)	20%	0.095	81.07 ± 35.28	22%	73.46 ± 41.82	44%
262.91 ± 72.76 (n=7)	50%	0.095	233.46 ± 75.92	11%	255.94 ± 83.43	20%
409 ± 24.04 (n=2)	100%	0.095	282.90 ± 93.48	31%	300.90 ± 136.05	23%

Ci: Concentración media del influente, CHS: Carga superficial hidráulica, Cefl-LG: Concentración media del efluente en línea de grava, Cefl-LF: Concentración media del efluente en línea de FDP.

En cuanto a fósforo total, se añadía un promedio de 4.73 mg P/L hasta 12.68 mg P/L en el influente de los ciclos analizados. Ambas líneas eliminaban fósforo, pero en diferentes cantidades, como se puede ver en la figura 61. La línea de fango tiene rendimientos superiores llegando a alcanzar el 100% de eliminación, mientras que la línea de grava logra eliminar entre un 45% y 55%.

Los resultados obtenidos confirman la superioridad de la línea de fango en términos de eliminación de fósforo, alcanzando eficiencias cercanas al 100%. Esto sugiere que el fango utilizado como sustrato tiene una alta capacidad de adsorción y retención de fósforo, lo que contribuye a su eliminación efectiva del agua tratada, algo que ya se ha demostrado en el estudio realizado por Hernández-Crespo et al., (2022) y el proyecto LIFE Renaturwat. Por otro lado, aunque la línea de grava también logró eliminar fósforo, su eficiencia fue menor. Esto puede estar relacionado con las diferencias en las características de los sustratos y su capacidad para retener nutrientes.

En la tabla 23, a continuación, se presenta un resumen de las eficiencias medias de fósforo total obtenidas para todas las diluciones realizadas hasta el uso del escurrido puro.

Tabla 23: Resumen de la eliminación de fósforo total para ambas líneas de la planta piloto.

C_i (mg P/L)	Aclimatación	CHS (m^3/m^2d)	C_{ef-LG} (mg P/L)	Eficiencia media línea de grava	C_{ef-LF} (mg P/L)	Eficiencia media línea de FDP
4.73 ± 0.87 (n=11)	20%	0.095	2.39 ± 0.72	49%	0.01 ± 0.02	100%
9.36 ± 1.82 (n=7)	50%	0.095	5.07 ± 0.56	45%	0.08 ± 0.13	99%
12.68 ± 0.96 (n=2)	100%	0.095	5.66 ± 0.87	55%	0.04 ± 0.06	100%

Ci: Concentración media del influente, CHS: Carga superficial hidráulica, Cefl-LG: Concentración media del efluente en línea de grava, Cefl-LF: Concentración media del efluente en línea de FDP.

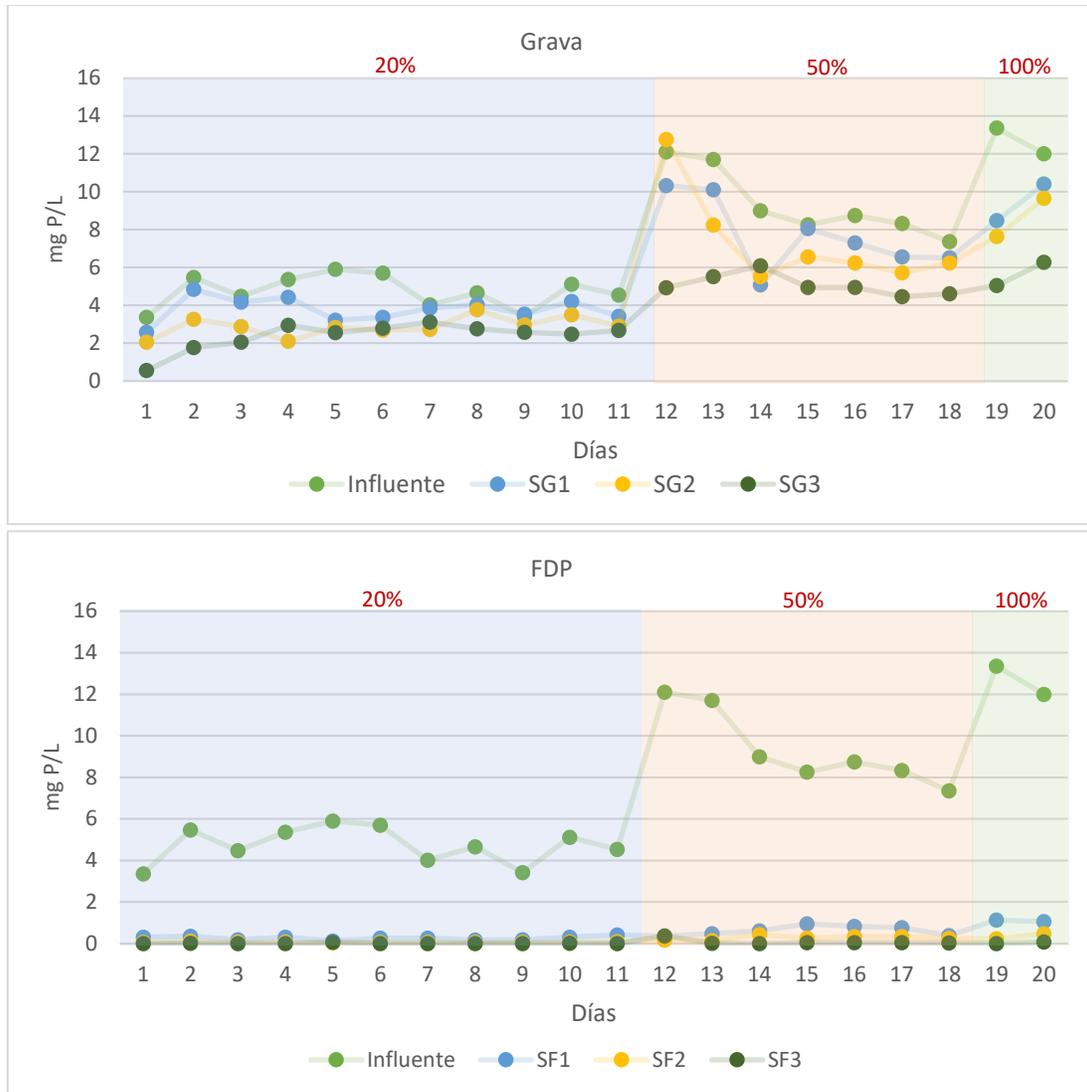


Figura 61: Concentraciones de fósforo total obtenido para las tres etapas y para todas las diluciones realizadas.

Además de las gráficas anteriores, con los diagramas de cajas y bigotes, figura 62, se puede observar de manera más clara las diferencias en las concentraciones y como el fango elimina casi en su totalidad el fósforo aportado por el influente desde la primera etapa, mientras que en la línea de grava la reducción no es tan alta.

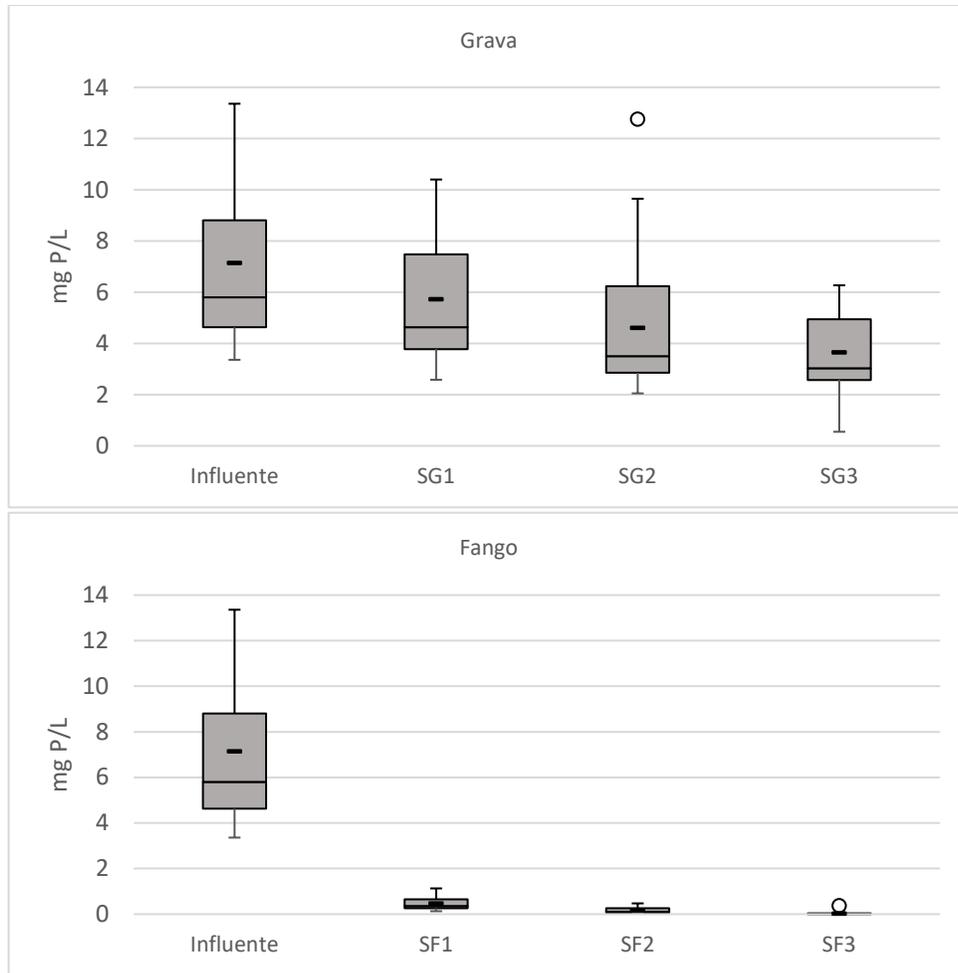


Figura 62: Los diagramas de cajas y bigotes para los resultados de las concentraciones en los efluentes de las líneas de tratamiento de los ciclos realizados.

El comportamiento de los ortofosfatos fue igual que el fósforo total. La concentración media de entrada era de 4.01, 7.83 y 9.73 mg P-PO₃⁴⁻/L, respectivamente para las diluciones de 20%, 50% y 100%. Con este parámetro la línea de fango también logró alcanzar eficiencias del 100% para las concentraciones tratadas, mientras que las eficiencias medias de la línea de grava fueron de 44%, 37% y 47% para las diluciones realizadas respectivamente. En la figura 63 y figura 64, se muestra las concentraciones de los ortofosfatos en cada etapa junto con los diagramas de cajas y bigotes en donde se observa la diferencia entre los efluentes de la línea de grava y línea de FDP.

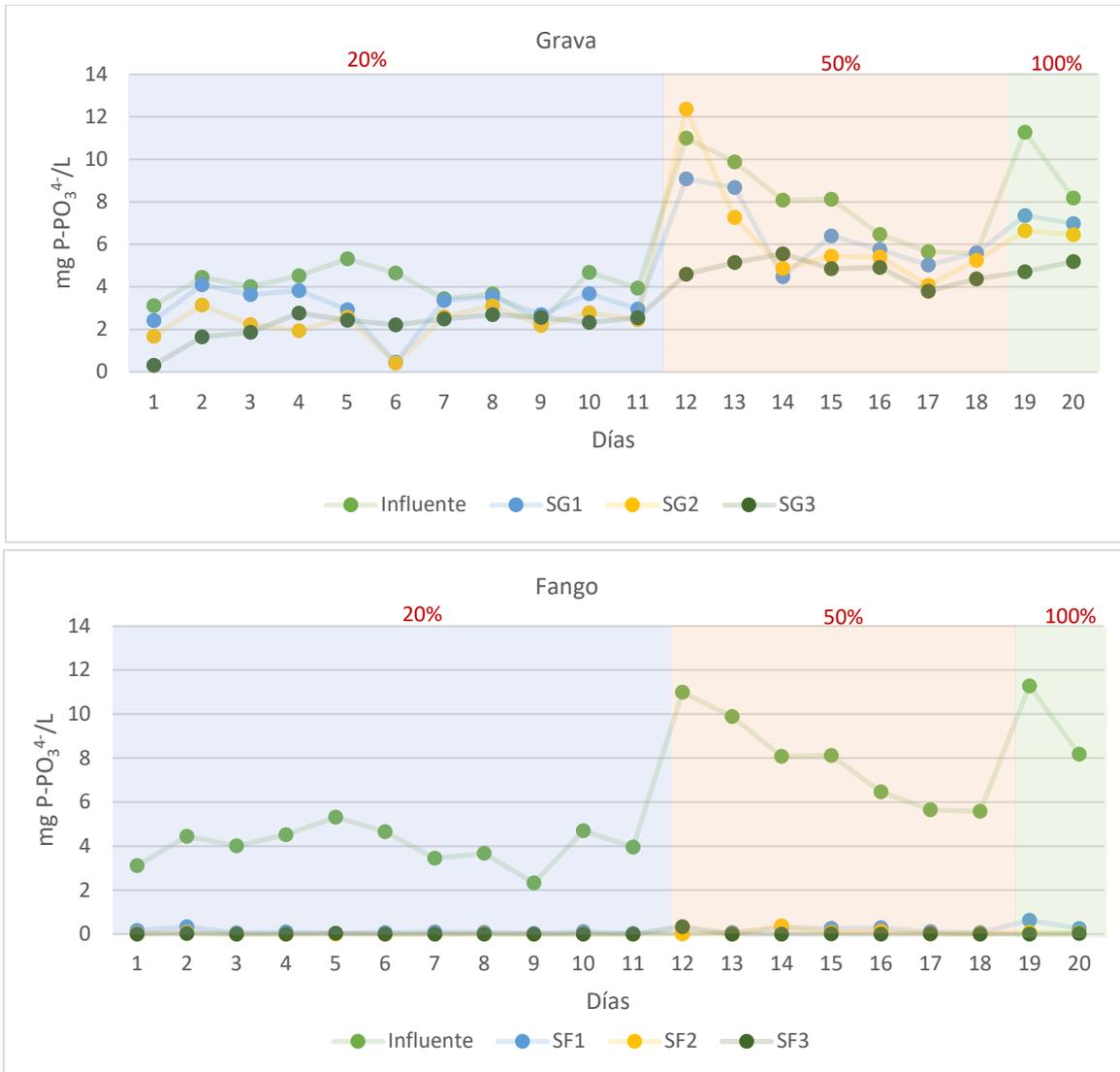


Figura 63: Evolución de la concentración de ortofosfatos en todas las etapas de la línea de tratamiento.

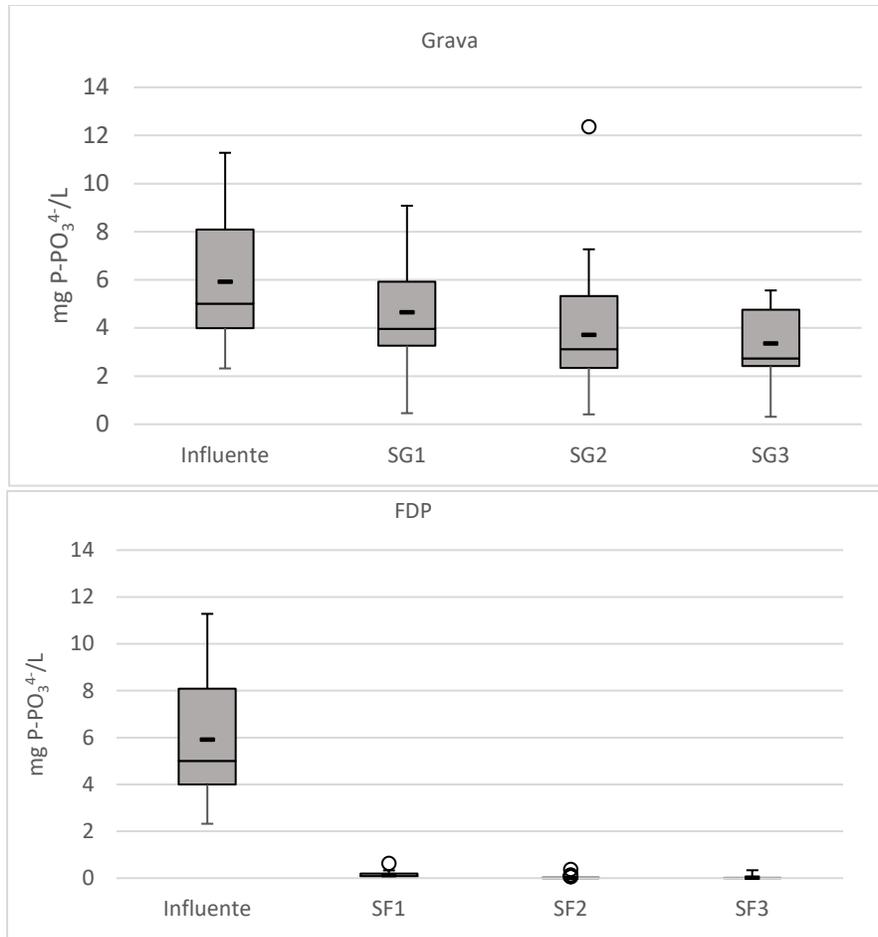


Figura 64: Diagramas de cajas y bigotes representando la eliminación de ortofosfatos que ocurre en cada línea de la planta piloto.

En cuanto a la materia orgánica que trae consigo el agua, las diluciones como se ha mencionado antes fueron hechas con efluente de decantador secundario, lo que tiene poca materia orgánica al tener que cumplir con límites de vertido. Sin embargo, el escurrido si tiene concentraciones significativas de materia orgánica que se ven reflejadas en el incremento de los valores de entrada de cada dilución, al agregar más escurrido a la mezcla mayor la concentración de materia orgánica. En la figura 65 y figura 66, se presenta las eficiencias de ambas líneas en cuanto a eliminación de dicha materia orgánica presente, en donde se presenta que la línea de fango tiene una mejor eficiencia para eliminarla.

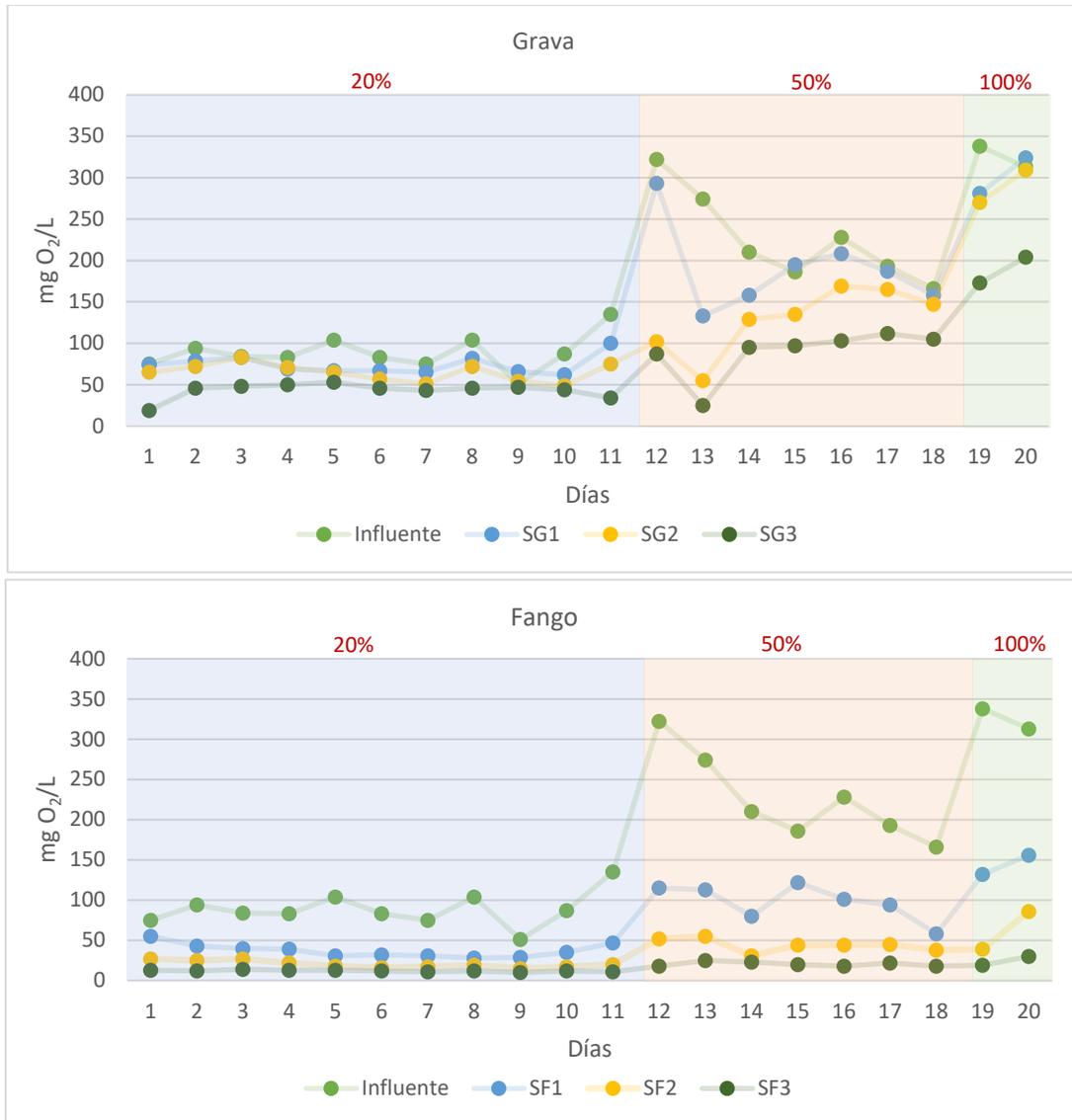


Figura 65: Concentraciones de DQO a lo largo de las etapas de ambas líneas de tratamiento de la planta piloto.

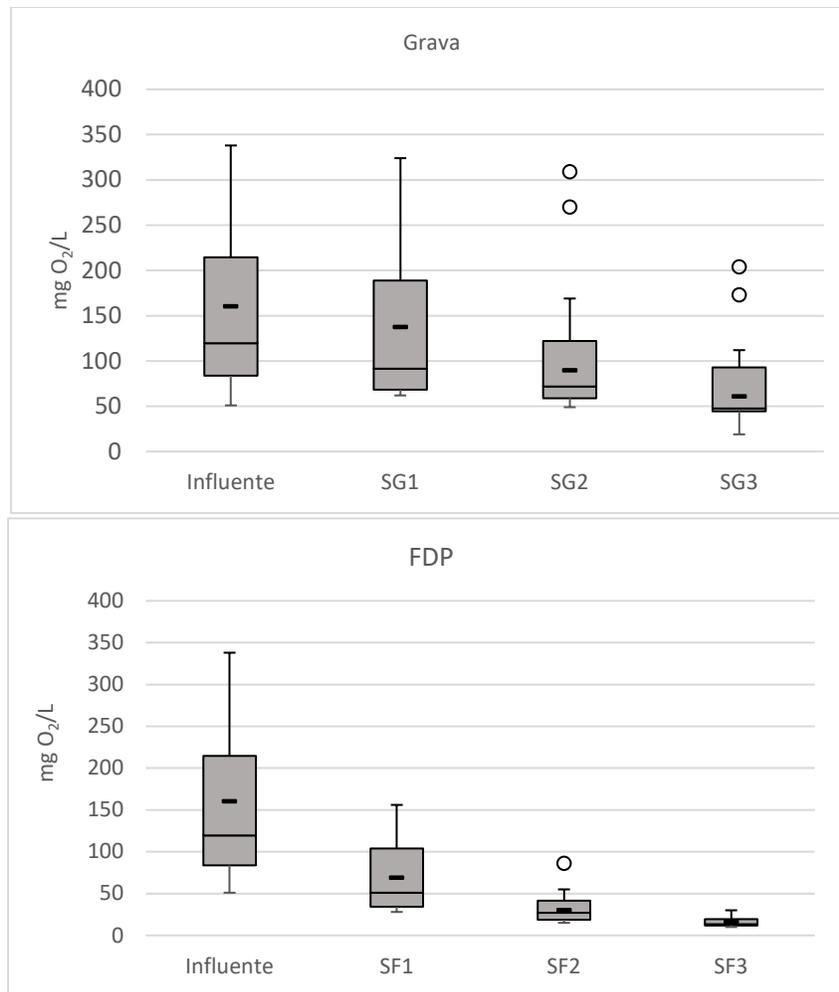


Figura 66: Concentraciones de DQO para ambas líneas de tratamiento. En la parte inferior, los diagramas de cajas y bigotes de los resultados obtenidos.

En el análisis de la DBO_5 , los resultados disponibles provienen de pruebas realizadas con diluciones del 20% y 50%. Para la dilución del 20%, se obtuvo un influente medio de 25.67 $mg O_2/L$, mientras que para la dilución del 50%, el influente medio fue de 49 $mg O_2/L$. Observando la figura 67 y figura 68, se puede apreciar que, al igual que en el caso de la DQO, la línea de fango muestra un rendimiento superior en el tratamiento de la DBO_5 .

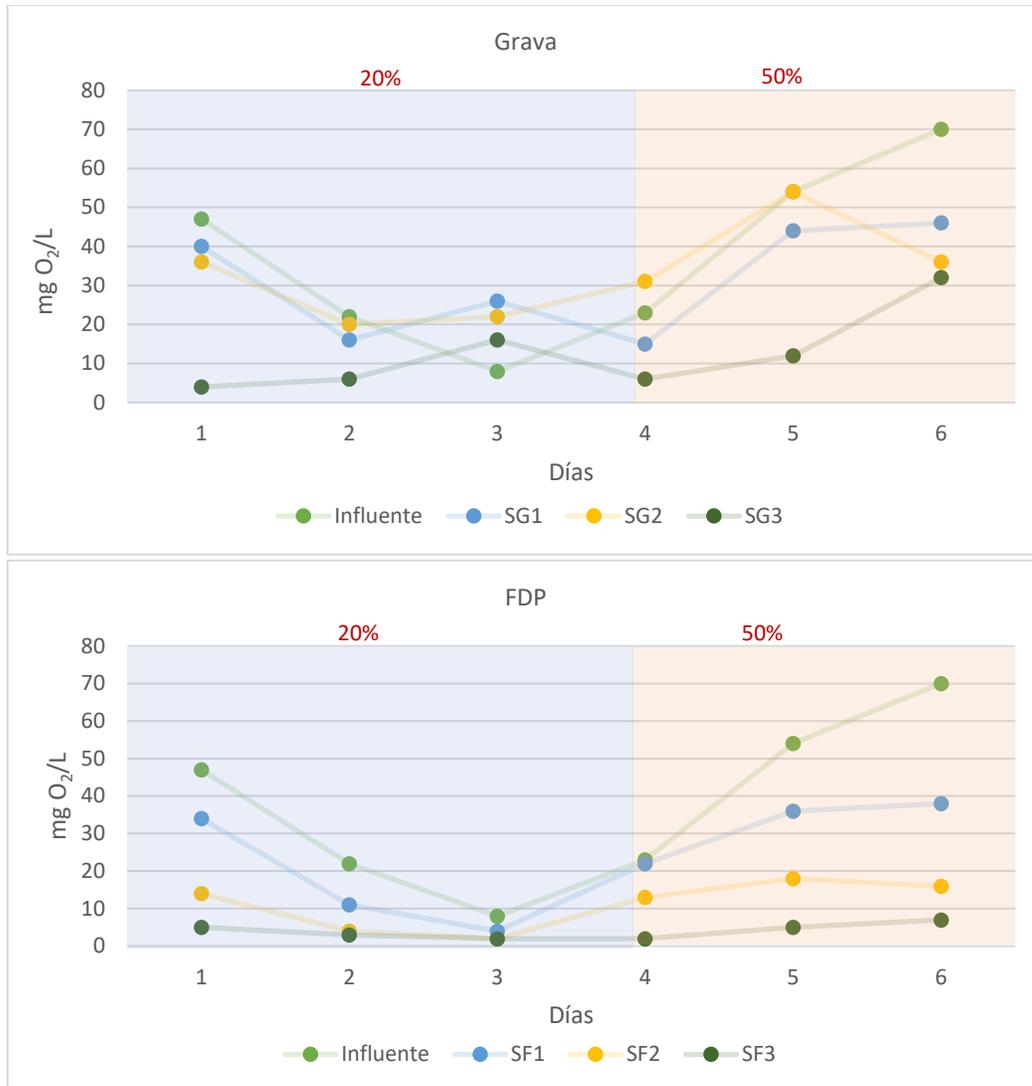


Figura 67: Concentraciones de DBO₅ obtenidas de los ciclos realizados

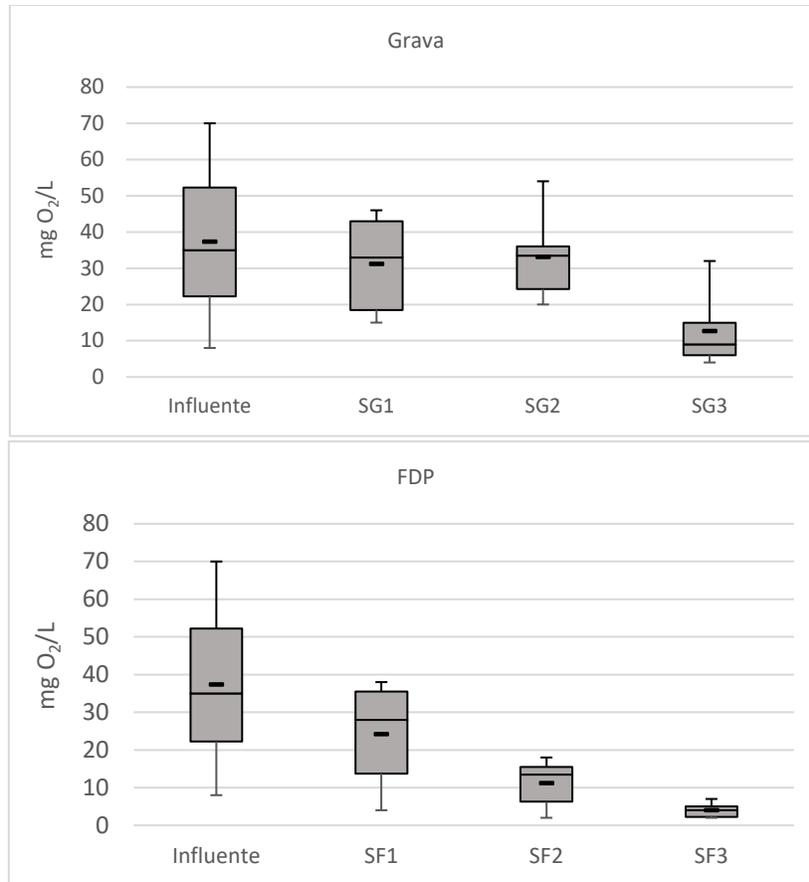


Figura 68: Diagramas de cajas y bigotes de las DBO₅ obtenidas hasta el momento.

Para evaluar la relación entre la DQO y la DBO₅, se calcularon los cocientes DBO₅/DQO para los días analizados. Se encontró que para la dilución del 20%, la relación DBO₅/DQO es de 0.37, mientras que para la dilución del 50%, la relación es de 0.23. Estos cocientes son indicadores importantes para comprender la proporción de materia orgánica presente en el agua tratada que es susceptible de ser consumida por los microorganismos aerobios en el proceso de degradación. Es importante calcular de la relación DBO₅/DQO ya que proporciona información sobre la biodegradabilidad de la materia orgánica presente en el agua residual. Relaciones como las obtenidas de los resultados indican que la materia orgánica es más difícil de degradar biológicamente.

En la tabla 24 se presenta un resumen de las eficiencias obtenidas tanto para DQO como para DBO₅.

Tabla 24: Resumen de eficiencia de la eliminación de DQO y DBO₅ a través de la planta piloto.

C_i (mg O ₂ /L)	Aclimatación	CHS (m ³ /m ² d)	C_{ef-LG} (mg O ₂ /L)	Eficiencia media línea de grava	C_{ef-LF} (mg mg O ₂ /L)	Eficiencia media línea de FDP
DQO						
88.65 ± 21.28 (n=11)	20%	0.095	43.27 ± 9.35	48%	12.09 ± 1.14	86%
225.57 ± 54.88 (n=7)	50%	0.095	89.14 ± 29.39	57%	20.57 ± 2.82	90%
325.5 ± 17.68 (n=2)	100%	0.095	188.5 ± 21.92	42%	24.50 ± 7.78	92%
DBO ₅						
25.67 ± 19.76 (n=3)	20%	0.095	8.67 ± 6.43	21%	3.33 ± 1.53	84%
49.00 ± 23.90 (n=3)	50%	0.95	16.67 ± 13.61	69%	4.67 ± 2.52	91%

Ci: Concentración media del influente, CHS: Carga superficial hidráulica, C_{ef-LG}: Concentración media del efluente en línea de grava, C_{ef-LF}: Concentración media del efluente en línea de FDP.

De la misma manera que el nitrógeno amoniacal, se comparan los resultados de eliminación de estos parámetros con Yang et al., (2011), ya que utilizan igualmente FDP como sustrato. En dicho estudio se alcanzó una eficiencia del 65% para la eliminación de DQO con un influente entre 144 y 563.5 mg/L. El influente del presente estudio se encuentra del rango estudiado por Yang et al., (2011). La diferencia en las eficiencias se puede atribuir nuevamente a la significativa diferencia que existe entre las cargas hidráulicas superficiales utilizadas.

En la figura 69 que muestra los resultados de la alcalinidad, se puede observar una vez más que la línea de fango presenta una mayor reducción en comparación con la línea de grava. Esta disminución significativa de la alcalinidad se puede atribuir nuevamente al proceso de nitrificación que ocurre en el sistema. Al incrementar la concentración nitrógeno amoniacal en el influente, ocurre más nitrificación en el sistema. Por lo tanto, una mayor actividad de nitrificación en la línea de fango conduce a una mayor reducción de la alcalinidad que en la línea de grava.

Es importante mencionar que la tercera etapa de ambas líneas muestra un leve incremento en la alcalinidad, lo que sugiere la posibilidad de que esté ocurriendo el proceso de desnitrificación en esta etapa. Durante la desnitrificación, se consume protones de hidrógeno (H⁺), lo que eleva el pH y aumenta la alcalinidad del agua.

En cuanto a porcentajes, la línea de grava obtuvo valores de 46%, 51%, 58% en su consumo total de alcalinidad para los porcentajes de 20%, 50% y 100% de escurrido utilizado como influente respectivamente. Mientras que la línea de fango consumió 83%, 90% y 92% respectivamente, además se puede observar como a medida que la proporción de escurrido aumenta, aumenta igualmente el consumo de alcalinidad pues se está nitrificando cada vez más.

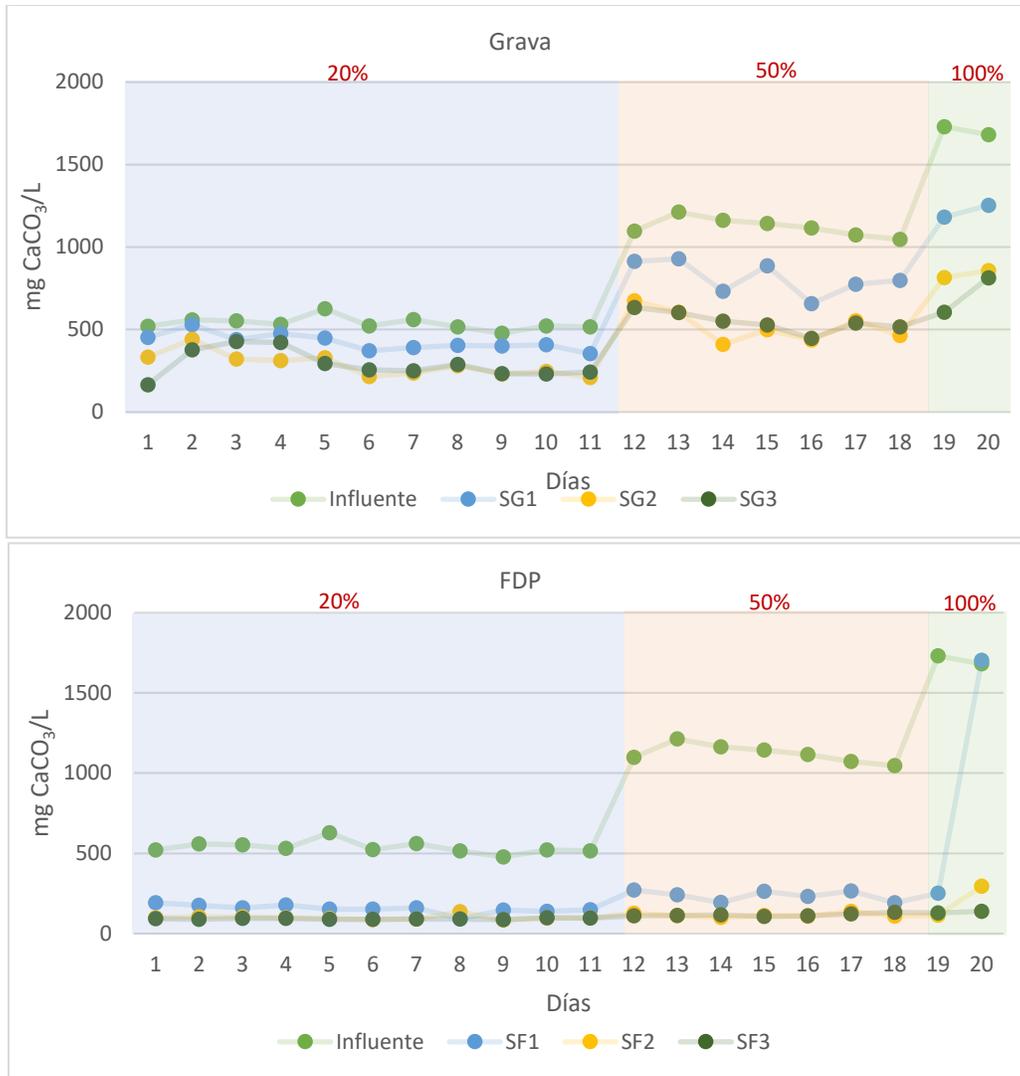


Figura 69: Evolución de la alcalinidad en las dos líneas de tratamiento de la planta piloto.

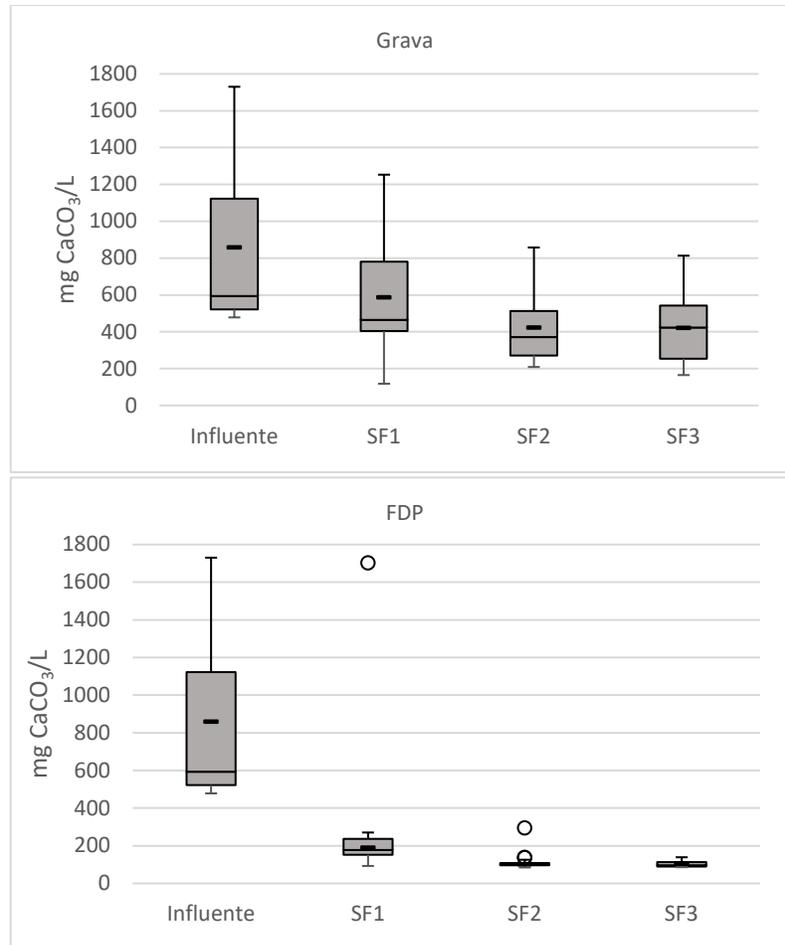


Figura 70: Diagramas de cajas y bigotes de los resultados obtenidos de los análisis de alcalinidad de la planta piloto.

Se realizaron los cálculos con las reacciones de consumo de alcalinidad y nitrificación para poder confirmar que el consumo de alcalinidad viene principalmente asociado al proceso de nitrificación. Se tomaron los datos medios de la dilución del 50% ya que pueden proporcionar resultados más representativos al tener una mayor cantidad de datos que las pruebas de escurrido puro y, al mismo tiempo, tener una mayor concentración de escurrido que la dilución del 20%.

Sabiendo que por cada mg de $N-NH_4^+$ se consumen 7.14 mg de $CaCO_3$ (Jiménez Douglas, 2010) se verificaron los valores de alcalinidad obtenidos en las diferentes etapas. En base a las analíticas realizadas, en la primera etapa de la línea de grava se consumen 308.9 mg $CaCO_3/L$. Por otra parte, realizando los cálculos teóricos junto con la relación de 7.14 mg de $CaCO_3/L$ se obtiene un consumo de 417.76 mg $CaCO_3/L$ para el influente medio de la dilución al 50% que es de 196.34 mg $N-NH_4^+$. Sin embargo, es importante tener en cuenta que los cálculos teóricos asumen que todo el nitrógeno amoniacal es nitrificado, lo que puede llevar a una diferencia entre los cálculos y los valores obtenidos en el análisis, como lo fue en este caso. Esta pequeña diferencia puede atribuirse a que una pequeña fracción puede ser adsorbida por el sustrato.

Por otra parte, el pH se mantiene relativamente constante para el influente y los efluentes del tratamiento. En la figura 71, se muestra como el pH de la línea de fango sufre una clara disminución, aunque no como para inhibir el proceso de nitrificación, en la primera etapa del sistema. Esto es debido a que en la primera etapa se nitrifica mayores concentraciones que en el resto de las etapas. La grava, al no ser tan eficiente nitrificando las concentraciones de nitrógeno amoniacal introducidas, no presenta una disminución tan acusada. Cabe mencionar que los valores, incluyendo los de la primera etapa, se mantienen constantes a pesar de ir introduciendo mayores cantidades de amonio.

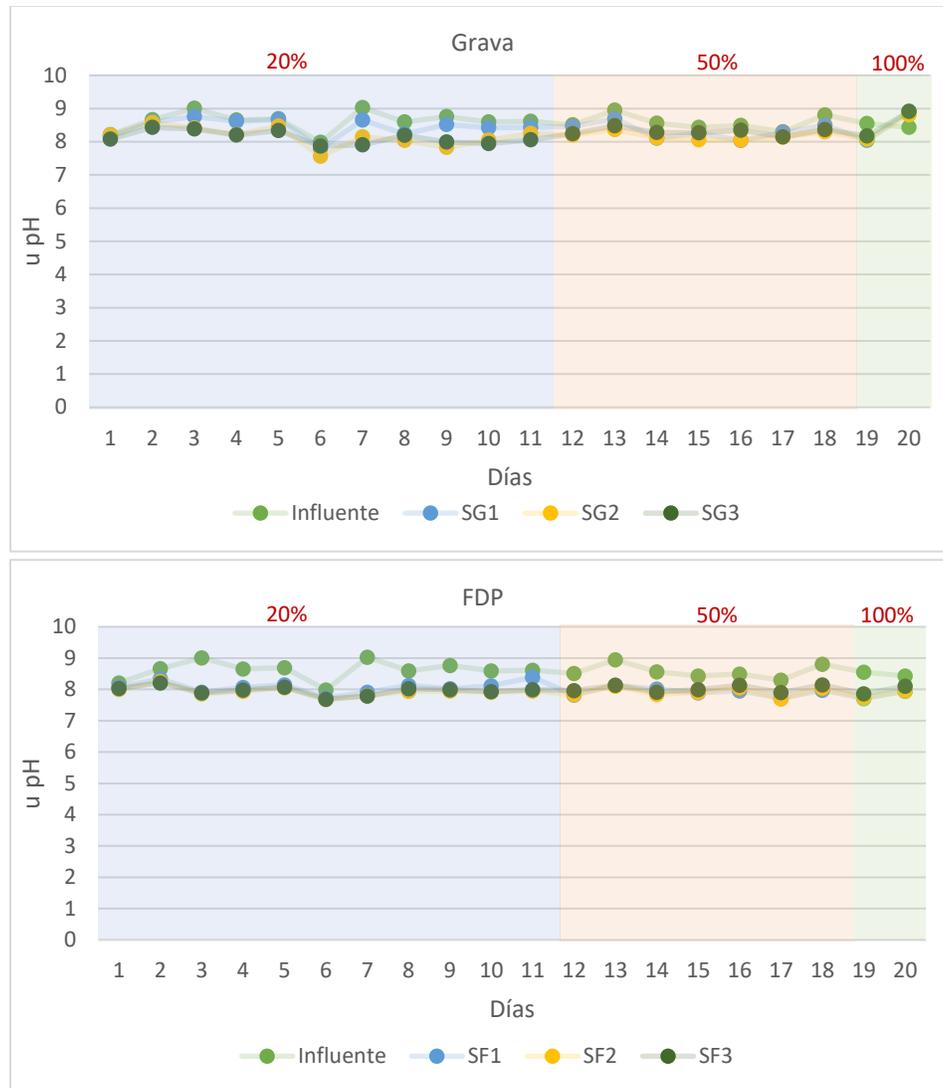


Figura 71: Mediciones de pH de las muestras del influente y los efluentes obtenidos.

Al igual que con las columnas, se verificó que el fango no estuviera liberando aluminio en los efluentes de la tercera etapa. Además, la arena sílice usada como sustrato de la línea de grava podría contener algo de aluminio que fuera aportado al efluente al no ser material limpio, por lo que ambas líneas eran analizadas para esa variable. Sin embargo, las concentraciones de ambas

líneas se mantuvieron debajo de 1 mg Al/L exceptuando una de las primeras pruebas con escurrido que si bien se alcanzó el valor de 1.02 mg Al/L, figura 72.

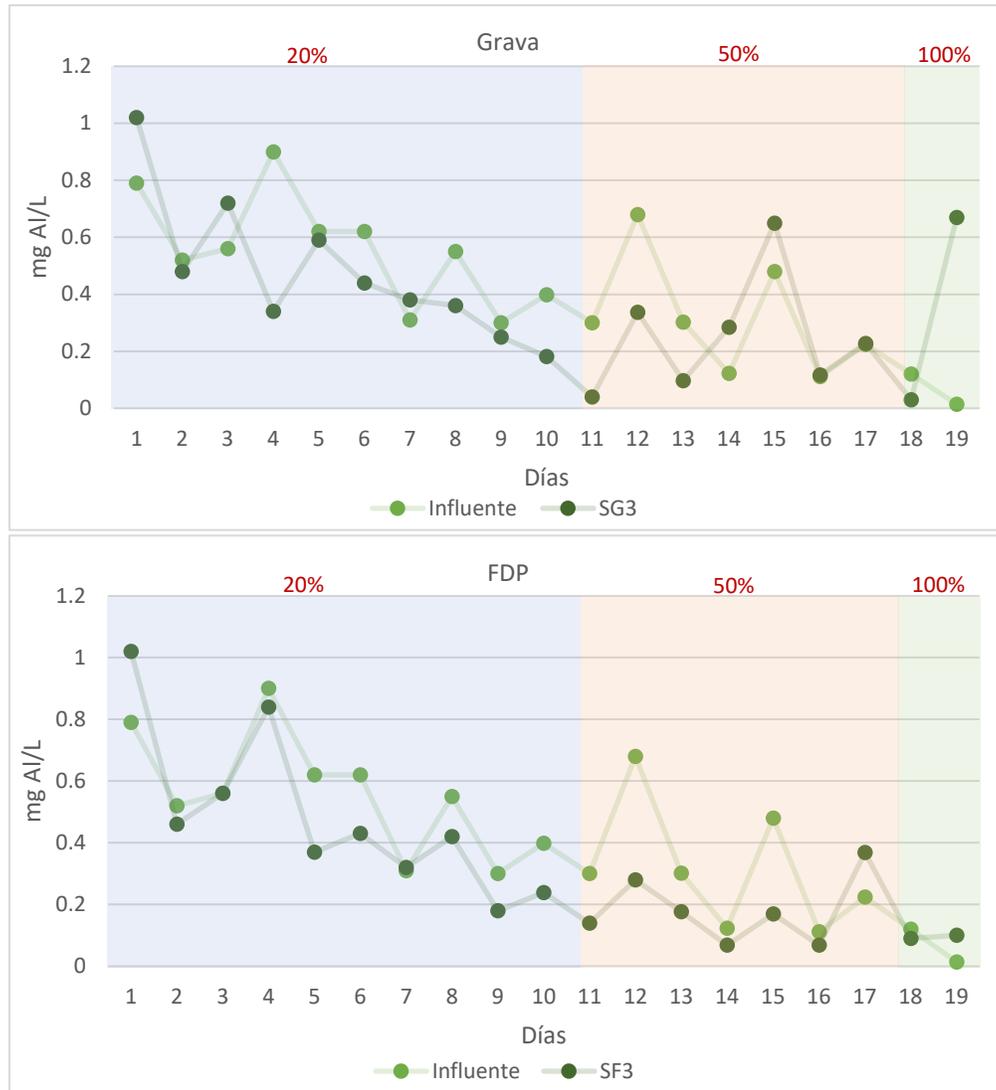


Figura 72: Concentraciones del efluente de la tercera etapa del tratamiento de ambas líneas.

Otro parámetro analizado fueron los sólidos suspendidos mostrados en la figura 73. Los efluentes de la última etapa de tratamiento contenían valores menores que los de entrada. Sin embargo, se observa como los efluentes de la primera y segunda etapa del sistema siguen aportando sólidos. Como fue mencionado en la puesta en marcha, el sustrato de la línea de grava necesitaba varios lavados ya que estaba aportando sólidos suspendidos al agua tratada. A pesar de todos los ciclos realizados, el material continúa aportando, aunque en menores cantidades, sólidos al agua. No obstante, se observa como la tercera etapa logra retener la mayoría de estos sólidos. Cabe mencionar que los valores de sólidos en los efluentes de la línea de fango son menores a los de la línea de grava, pues este material no los aportaba.

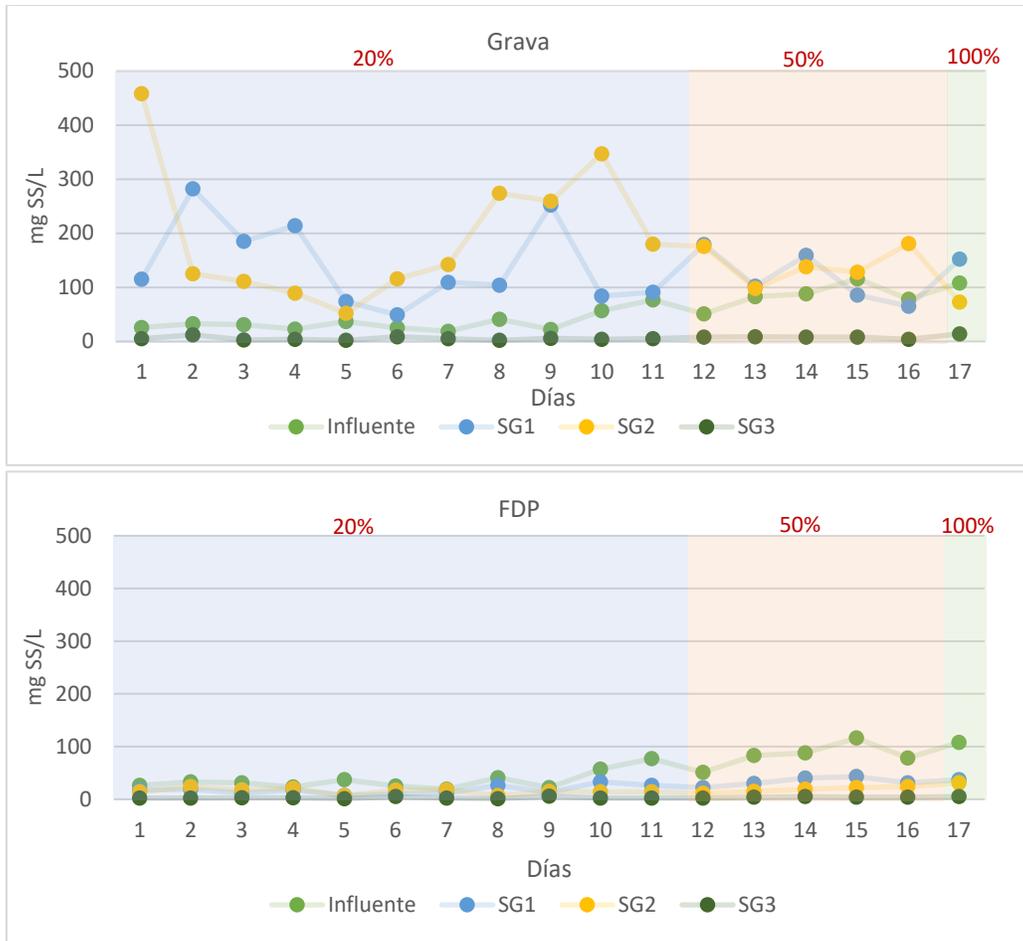


Figura 73: Concentraciones de sólidos suspendidos presentes en el agua tratada por la planta piloto.

La diferencia de concentraciones se puede observar aún más con los diagramas de cajas y bigotes, Figura 74. En este se observa claramente como los valores incrementan en la primera y segunda etapa de la línea de grava, pero son retenidos en la última. También se observa como la línea de fango retiene solidos desde la primera etapa.

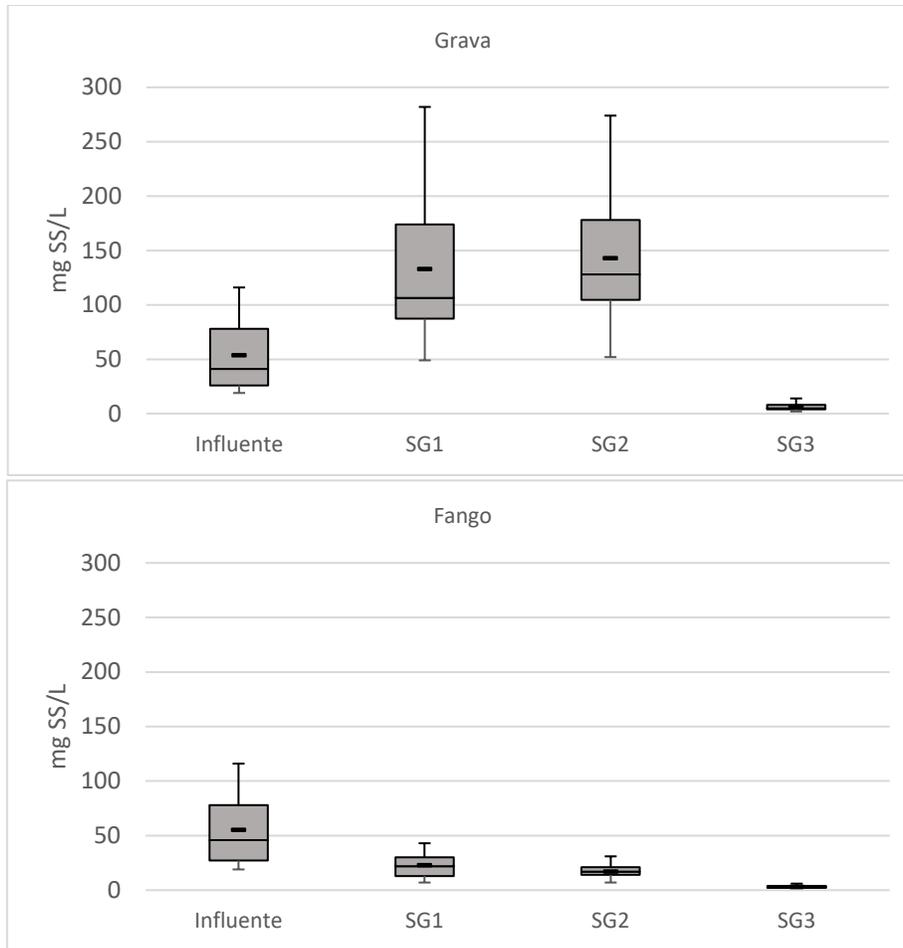


Figura 74: Diagrama de cajas y bigotes para las concentraciones de sólidos suspendidos

Igualmente se lleva un control de la fracción volátil de estos sólidos suspendidos presentes. Esta fracción corresponde a un 80% para las diluciones de 20% y 50% y para la única prueba con escurrido puro, esta fracción representa un 70% para los influentes utilizados. Mientras que, para los efluentes, esta fracción fue eliminada en un 91%, 66% y 87% para las diluciones de 20%, 50% y escurrido puro, respectivamente en la línea de grava. La línea de fango obtuvo rendimientos más altos al poder eliminar un 95%, 70% y 96%, respectivamente. En la figura 75, se muestra la evolución de las concentraciones a través de las tres etapas de la planta piloto.



Figura 75: Concentraciones de la fracción volátil de los sólidos suspendidos.

A pesar del aporte de sólidos suspendidos que existía en la línea de grava, la fracción volátil no fue alterada por este aporte. En la figura 76, se presenta como las concentraciones en la línea de grava se mantienen inferiores al influente, lo que confirma que el aporte es de los propios sólidos inorgánicos del material de relleno empleado.

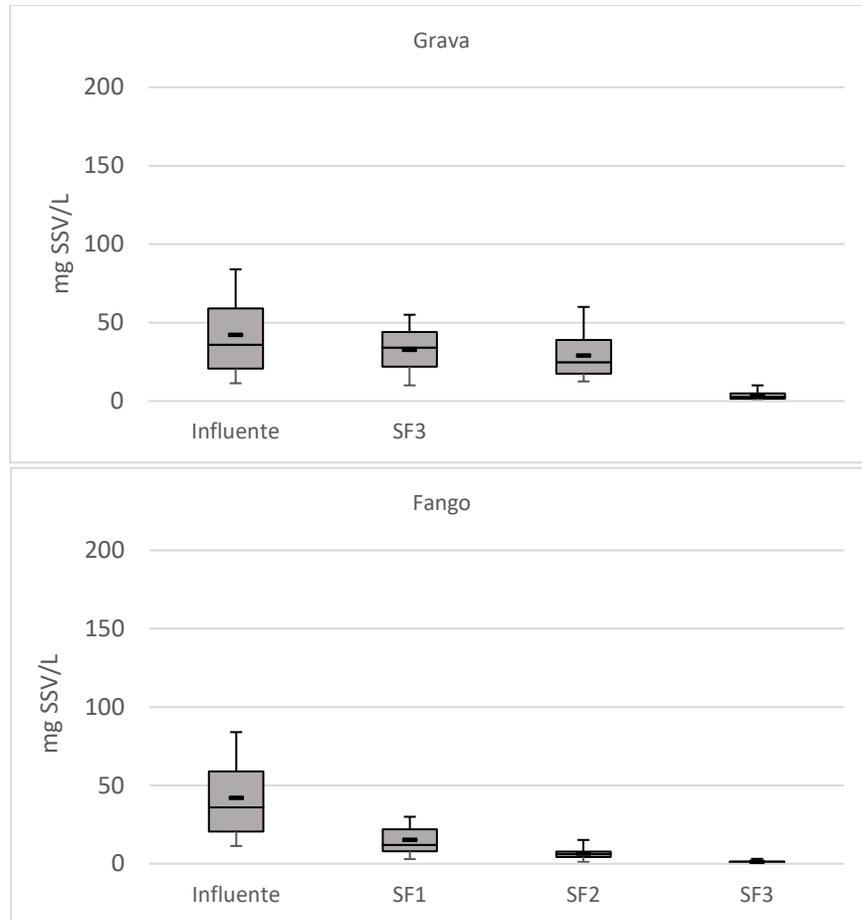


Figura 76: Diagramas de cajas y bigotes representando las concentraciones de la fracción volátil de los sólidos suspendidos.

En cuanto a la conductividad eléctrica, la línea de grava no mostró cambios muy significativos a lo largo del tratamiento. La línea de fango, por otra parte, reduce su conductividad en la primera etapa y de ahí se mantiene constante en las siguientes dos etapas. Este parámetro está relacionado con las sales disueltas existentes en el agua y los resultados obtenidos se presentan en la figura 77.

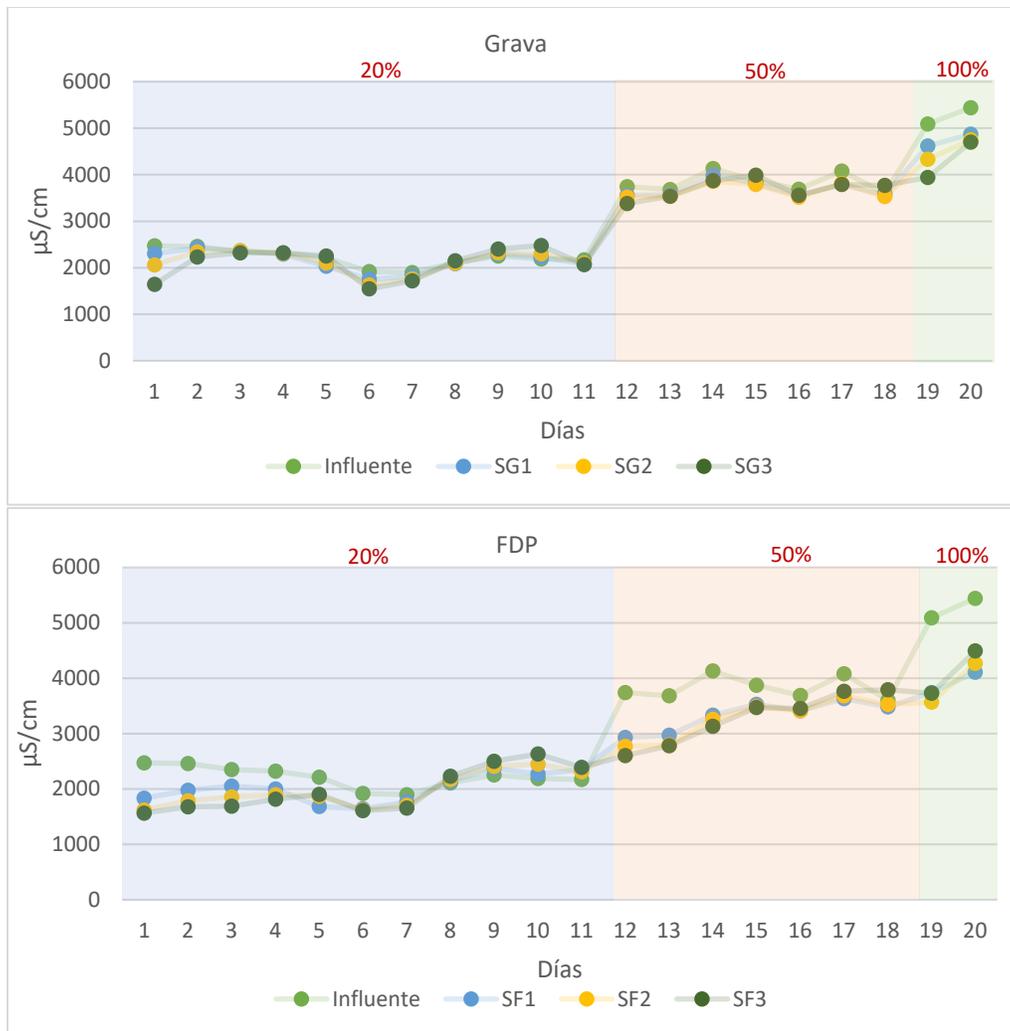


Figura 77: Mediciones de conductividad eléctrica para las muestras analizadas.

6.3 Aplicación práctica

Con los resultados obtenidos de la planta piloto, se realizó un diseño de lo que podría ser un humedal artificial a escala real para tratar un caudal diario de 300 m³/d de escurrido. El diseño contaría con 5 celdas imitando las dos primeras etapas de la planta piloto, pero sin tomar en cuenta la tercera etapa. Se descarta la tercera etapa ya que, con los pocos resultados obtenidos hasta el momento, no se puede determinar si esta efectivamente cumple su objetivo de desnitrificar. Los cálculos iniciales se realizaron para calcular una celda de la primera etapa. Una vez obtenida la superficie necesaria para cada celda, se multiplicó por el valor de celdas, cinco en este caso.

Se utilizan las cargas obtenidas de la planta piloto ya que son cargas mayores a las de las columnas y se ha comprobado que estas funcionan eficientemente para la eliminación del nitrógeno amoniacal.

Para el diseño de la celda, se debe comparar la superficie necesaria que se necesita para funcionar con la: la carga hidráulica superficial, la carga de N-NH₄⁺ máxima y la carga orgánica máxima.

Con estos valores se utilizan las siguientes ecuaciones (7) y (8) para determinar la superficie necesaria para cumplir con estas cargas.

$$S = \frac{Q}{CHS} \quad (7)$$

Donde:

- S (m²): superficie
- Q (m³/d): caudal diario
- CHS (m³/m²d): carga hidráulica superficial

$$S = \frac{Q \cdot C_{inf}}{C_{máx}} \quad (8)$$

Donde:

- S (m²): superficie
- Q (m³/d): caudal diario
- C_{inf} (mg/L): concentración influente
- C_{máx} (g/m²d): carga másica superficial

Con los cálculos realizados, se obtuvo que, para el funcionamiento actual de la planta piloto, se necesitaría una superficie de 3,174.056 m² para cada celda que formaría parte del sistema de tratamiento, resultando en una superficie total para las cinco celdas necesarias de 15,870.229 m². En la tabla 18, se presentan los valores utilizados para este diseño.

Tabla 25: Datos y resultados del diseño del humedal artificial

Q diario (m ³ /d)	CHS planta piloto (m ³ /m ² d)	Carga de NH ₄ ⁺ superficial (g/m ² d)	Carga orgánica superficial (g/m ² d)	Concentración influente de NH ₄ ⁺ (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	Concentración influente de DQO (mg O ₂ /L)	Área de celda individual (m ²)	Área total del humedal artificial (m ²)
300	0.095	31.200	30.765	330.1	312.5	3,174.056	15,870.229

Adicionalmente, se presenta en la figura 78 un diagrama representando la variación de superficie necesaria al tratar diferentes caudales y diferentes concentraciones en el influente. Para esta representación se tomó un rango de caudales de 10 m³/d hasta 500 m³/d. Igualmente el rango de concentraciones en el influente, tanto para amonio como para DQO, progresa desde 100 mg/L hasta 1000 mg/L.

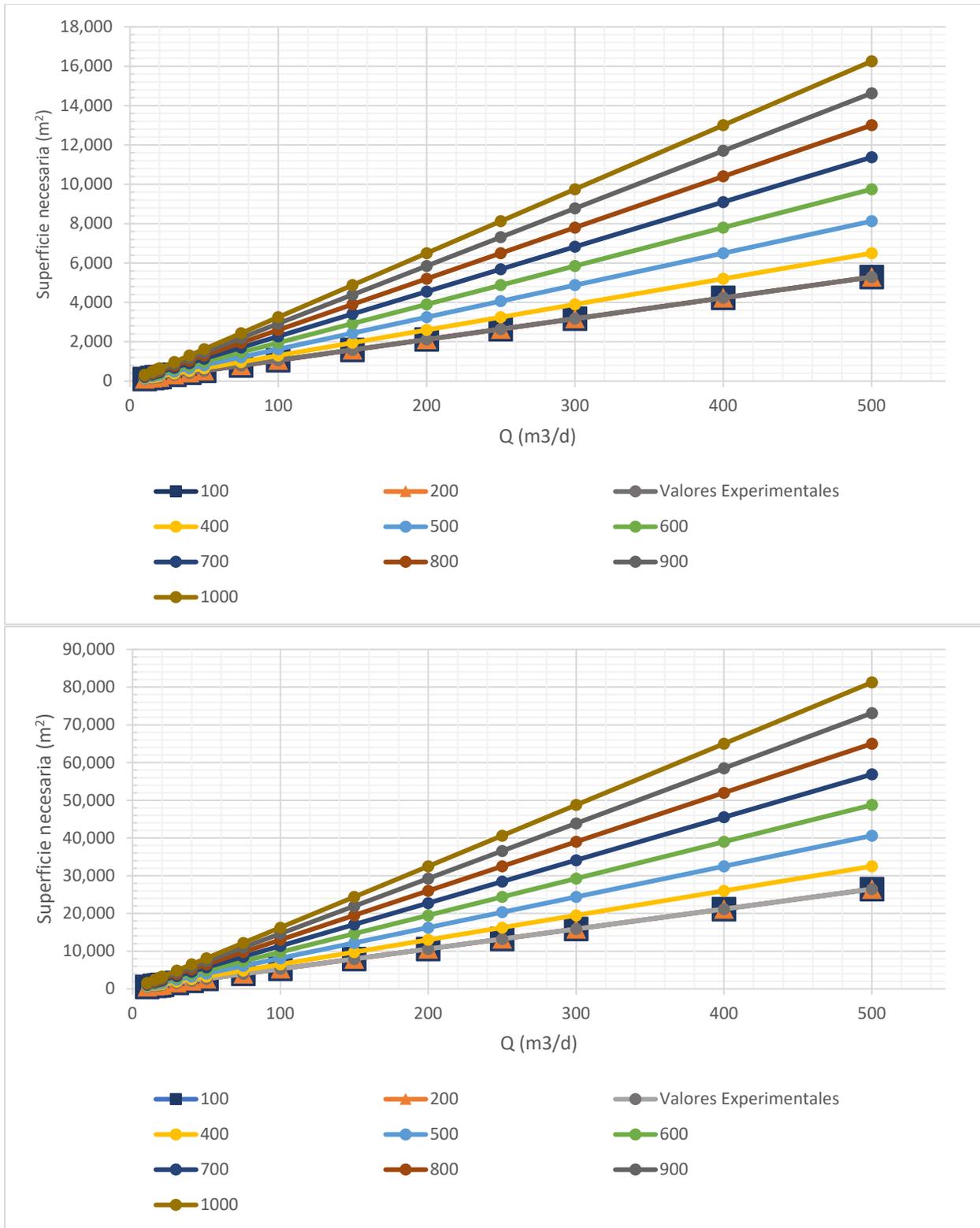


Figura 78: La parte superior representa la variación de la superficie necesaria para una celda del humedal artificial. La parte inferior representa la variación de la superficie necesaria para un humedal artificial de 5 celdas.

Se puede observar cómo concentraciones y caudales menores de los valores experimentales no implica una disminución la superficie necesaria porque el factor limitante es la carga hidráulica superficial. Dado que hasta ahora se ha trabajado solo con la carga hidráulica mencionada, es necesario tener precaución al considerar un aumento en esta carga. Una carga hidráulica mayor podría alterar las condiciones en el sistema y afectar negativamente la eficiencia de la nitrificación del sistema.

La carga hidráulica superficial actual ha sido diseñada de tal manera que se asegura tiempo suficiente para que las condiciones dentro del humedal sean aerobias, lo que favorece la nitrificación. Un aumento de esta carga podría impedir que el medio filtrante tenga el tiempo necesario para airearse adecuadamente, lo que afectaría negativamente la nitrificación. Cualquier cambio en la carga hidráulica debe ser evaluado y probado antes de su implementación para evitar disminuciones en la eficiencia y capacidad de nitrificación del sistema.

7) RESUMEN Y CONCLUSIONES

En el presente Trabajo Final de Máster se ha evaluado el potencial de los humedales artificiales, tanto a escala de laboratorio como en planta piloto, para el tratamiento de escurrido de digestión anaerobia utilizando fango deshidratado de ETAP (FDP) como medio filtrante. Los resultados obtenidos han proporcionado las siguientes conclusiones que respaldan la viabilidad y eficacia de esta tecnología en la eliminación de altas concentraciones de nitrógeno amoniacal en aguas residuales.

El resultado más destacado es la alta capacidad de eliminación de nitrógeno amoniacal que presenta el fango deshidratado de ETAP como material filtrante. Tanto las pruebas en columnas de filtración como la operación en planta piloto demostraron que las eficiencias de eliminación del nitrógeno amoniacal fueron mayores en los humedales con FDP que aquellos que utilizaban el sustrato convencional de grava y arena. Estos resultados indican que el FDP es altamente efectivo en la retención y eliminación de nitrógeno amoniacal presente en el escurrido de digestión anaerobia.

Además de su eficiencia en la eliminación de nitrógeno amoniacal, el fango deshidratado también mostró ser un material útil en la eliminación de otros contaminantes presentes en el escurrido, como materia orgánica, fósforo y sólidos suspendidos.

Para asegurar un funcionamiento óptimo y prolongar la vida útil de los sistemas de tratamiento, se recomienda el uso de una mezcla de fango y arena. Esta combinación permite una mejor aireación del sistema, lo que resulta en eficiencias más altas en la oxidación del nitrógeno amoniacal. Específicamente, se sugiere una proporción de 70% de fango y 30% de arena, basada en los resultados obtenidos en este estudio.

En lo que respecta a las cargas superficiales hidráulicas (CHS), se sugiere evitar el empleo de valores elevados en el caso de este tipo de influente, con el fin de prolongar la vida útil del sustrato activo, es decir, el FDP. Es relevante resaltar que, en los ensayos de las columnas de filtración, el FDP fue reemplazado en dos ocasiones debido a problemas de colmatación que surgieron al tratar con CHS superiores a $0.114 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. Se debe tomar en cuenta que la combinación de un volumen de dosificación alto y la realización de varios ciclos al día conlleva a una disminución en la longevidad del sustrato. Sin embargo, al reducir el volumen dosificado y limitar el proceso a dos ciclos diarios, lo que resulta en una CHS más moderada ($0.076 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ para las columnas de filtración y $0.095 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ para la planta piloto), no genera contratiempos de colmatación prematura.

Es importante resaltar aún más la necesidad de implementar múltiples etapas en el proceso de tratamiento. Como se ha demostrado a través de los resultados presentados, una sola etapa no logra ser suficiente para eliminar las concentraciones elevadas presentes en el escurrido. A pesar de que es cierto que gran parte de esta carga se elimina en la etapa inicial, la presencia de concentraciones residuales requiere de etapas adicionales, las cuales obtienen concentraciones bajas en sus

efluentes. En el contexto de este estudio, estas etapas adicionales comprenden una fase adicional para nitrificar el nitrógeno amoniacal restante y otra fase con el propósito de llevar a cabo la desnitrificación. Por ende, se formula la recomendación de emplear tres etapas de tratamiento en este proceso.

A pesar de que los resultados obtenidos fueron satisfactorios al utilizar un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 1 hora, se optó por reducirlo a una media hora para evaluar los efectos de un menor tiempo de contacto. La disminución del TRH resultó en logros igualmente favorables en la eliminación del nitrógeno amoniacal, pero en un intervalo temporal más corto, lo que aceleró la eficiencia del proceso de tratamiento. A la luz de estos hallazgos, se recomienda adoptar un TRH de 30 minutos para la eliminación del nitrógeno amoniacal mediante el uso del FDP. Cabe destacar que, aunque se varió el TRH, esta modificación no afectó la variabilidad de los resultados obtenidos.

Comparando las dos modalidades empleadas para alimentar el sistema (llenado-contacto-vaciado vs. pulsos), se pudo observar que la columna 2 experimentó una ligera reducción en su eficiencia al cambiar de llenado-contacto-vaciado a pulsos. Esta disminución podría atribuirse más a la saturación del FDP debido a la falta de reemplazo a lo largo de la investigación que a la alteración en la operación. Por otro lado, en el caso de la columna 1, la cual carecía de grava y sufría de problemas de anoxia, el cambio a la modalidad de pulsos generó una mejora considerable en la eficiencia de eliminación del nitrógeno amoniacal en las pruebas realizadas. Este cambio permitió una mejor oxigenación del sistema, permitiendo una nitrificación más completa. En definitiva, se concluye que la eficacia de la modalidad de llenado-contacto-vaciado para la eliminación de nitrógeno amoniacal depende de la porosidad del sustrato y su capacidad para facilitar la transferencia adecuada de oxígeno.

Un aspecto importante que se ha investigado es la posible liberación de aluminio en los efluentes del tratamiento debido a la disgregación del FDP. Con los resultados obtenidos no se encontró evidencia de liberación de aluminio en los efluentes del sistema de tratamiento lo que proporciona confianza en la seguridad y sostenibilidad del proceso de tratamiento con FDP como medio filtrante.

En cuanto a los ODS, esta tecnología representa una contribución significativa al logro de varios de estos objetivos clave. Principalmente, con el objetivo 6, que se centra en garantizar la disponibilidad y gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos. Al aplicar esta tecnología a mayor escala, se traduciría en un ahorro sustancial de energía en las plantas de tratamiento de agua, lo que a su vez promovería una gestión más sostenible de este recurso esencial.

Del mismo modo, la implementación de esta tecnología respalda directamente el objetivo 11, que busca hacer que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles. Las áreas urbanas que adoptan esta tecnología pueden avanzar hacia procesos industriales más sostenibles, sin depender en gran medida del consumo de energía. Esto no solo reduce el impacto ambiental de las ciudades, sino que también contribuye a la creación de entornos urbanos más sostenibles y habitables.

Además, los humedales artificiales desempeñan un papel importante en la lucha contra el cambio climático, lo que los vincula con el objetivo 13 que aborda el cambio climático. La alta demanda de energía de los tratamientos convencionales de aguas residuales tiene como consecuencia emisiones de gases de efecto invernadero y al emplear humedales artificiales, este consumo disminuye y promueve un enfoque más sostenible para la gestión del agua.

8) BIBLIOGRAFÍA

- APHA, AWWA, & WPCF. (2018). *Standard Methodds for The Examination Of Water and Wastewater. In American Public Health Association: Vol. 23 th* (Vol. 23).
- Arias I., C. A., & Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 13(1), 17-24. <https://doi.org/10.18359/rcin.1321>
- Asprilla, W. J., Ramírez, J. S., & Rodríguez, D. C. (2020). Humedales artificiales de flujo subsuperficial: Comparación de metodologías de diseño para el cálculo del área superficial basado en la remoción de materia orgánica/Subsurface--flow Artificial Wetlands: Comparison of Design Methodologies for the Calculation of the Surface Area based on the Removal of Organic Matter. *Ingenierías USBmed*, 11(1), 65-74. <https://doi.org/10.21500/20275846.4558>
- Austin, D. (2006). Influence of cation exchange capacity (CEC) in a tidal flow, flood and drain wastewater treatment wetland. *Ecological Engineering*, 28(1), 35-43. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.03.010>
- Berger, A. H., & Bhowan, A. S. (2011). Comparing physisorption and chemisorption solid sorbents for separating CO₂ from flue gas using temperature swing adsorption. *Energy Procedia*, 4, 562-567. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2011.01.089>
- Bernhard, A. (2010). *The Nitrogen Cycle: Processes, Players, and Human Impact*.
- Bonmatí, A., & Flotats, X. (2003). Air stripping of ammonia from pig slurry: Characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management*, 23(3), 261-272. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(02\)00144-7](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(02)00144-7)
- Burgos, A. J. (2014). *Experiencias con humedales de flujo subsuperficial en el saneamiento rural de Galicia*.
- Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32(6), 831-849. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>

- Camargo, J. A., & Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: Problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático: *Ecosistemas*, 16(2), Article 2.
<https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/457>
- CENEAM. (2019). *Soluciones Basadas en la Naturaleza*.
<https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/recursos/pag-web/soluciones-basadas-naturaleza.aspx>
- Chiou, C. (2003). *Fundamentals of the Adsorption Theory* (pp. 39-52).
<https://doi.org/10.1002/0471264326.ch4>
- CONAGUA. (2015). *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento*.
- Doka, S. E., Mcnicol, D. K., Mallory, M. L., Wong, I., Minns, C. K., & Yan, N. D. (2003). Assessing Potential for Recovery of Biotic Richness and Indicator Species due to Changes in Acidic Deposition and Lake ph in Five Areas of Southeastern Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, 88(1), 53-101.
<https://doi.org/10.1023/A:1025548518991>
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., & Sperling, M. von. (2017). *Treatment wetlands*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780408774>
- Erisman, J. W., Galloway, J. N., Seitzinger, S., Bleeker, A., Dise, N. B., Petrescu, A. M. R., Leach, A. M., & de Vries, W. (2013). Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621), 20130116. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0116>
- Feng, L., Wang, R., Jia, L., & Wu, H. (2020). Can biochar application improve nitrogen removal in constructed wetlands for treating anaerobically-digested swine wastewater? *Chemical Engineering Journal*, 379, 122273. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122273>
- Gajewska, M., & Obarska-Pempkowiak, H. (2013). Multistage treatment wetland for treatment of reject waters from digested sludge dewatering. *Water Science and Technology*, 68(6), 1223-1232. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.306>
- Griffin, A. E., & Chamberlin, N. S. (1941). Relation of Ammonia-Nitrogen to Break-Point Chlorination. *American Journal of Public Health and the Nations Health*, 31(8), 803-808.
<https://doi.org/10.2105/AJPH.31.8.803>

- Guevara, E., & Palau, M. (2015). *Calidad del agua de consumo humano en España. 2017.*
- Hernández-Crespo, C., Oliver, N., Peña, M., Añó, M., & Martín, M. (2022). Valorisation of drinking water treatment sludge as substrate in subsurface flow constructed wetlands for upgrading treated wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, 158, 486-494. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.12.035>
- Huecas, E. (2014, enero 29). *Estruvita, el problema que se convirtió en solución.* iAgua; iAgua. <https://www.iagua.es/blogs/elena-rama/estruvita-el-problema-que-se-convirtio-en-solucion>
- iAgua, (2019, octubre 14). *¿Qué es la eutrofización?* iAgua; iAgua. <https://www.iagua.es/respuestas/que-es-eutrofizacion>
- Jiménez Douglas, E. (2010). *Modelación matemática del proceso de nitrificación en dos etapas. Desarrollo de metodologías de calibración del modelo para un reactor SHARON y un proceso de fangos activados* [Universitat Politècnica de València]. <https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/8499>
- Kabuba, J., Lephallo, J., & Rutto, H. (2022). Comparison of various technologies used to eliminate nitrogen from wastewater: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 48, 102885. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102885>
- Kabuba, J., Mulaba-Bafubiandi, A., & Battle, K. (2014). Neural Network Technique for Modeling of Cu (II) Removal from Aqueous Solution by Clinoptilolite. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 39(10), 6793-6803. <https://doi.org/10.1007/s13369-014-1277-2>
- Kucera, J. (2015). *Reverse Osmosis: Industrial Processes and Applications.* John Wiley & Sons.
- LIFE Renaturwat. *Newsletter nº3*
http://r.boletin.efe.com/mk/mr/ZIZI6UNTsKKo26bOgsHXKSkFp797R0UL9rtjYmzjsKO382Gh_YARlxSzRw77pPr1XipfpzkMCfd_lqL3KNYxypEFdddEVxH-Ca6gZZIb4H5EwSTPQK9sS2NezZ-CPQ
- Liu, M., Wu, S., Chen, L., & Dong, R. (2014). How substrate influences nitrogen transformations in tidal flow constructed wetlands treating high ammonium wastewater? *Ecological Engineering*, 73, 478-486. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.111>

- Martínez Biosca, A. (2019). *Puesta en marcha de una planta piloto de humedal artificial de flujo subsuperficial empleando fango de potabilizadora como medio filtrante reactivo para mejorar la calidad del efluente de una EDAR*. <https://riunet.upv.es/handle/10251/129507>
- Muisa, N., Nahphi, I., Ruziwa, W., & Manyuchi, M. (2020). *Utilization of alum sludge as adsorbent for phosphorus removal in municipal wastewater: A review*. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101187>
- Navarro, A., Almarcha, M., & Franco, D. (2001). *TRATAMIENTO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS CONTAMINADAS POR "AIR STRIPPING"*.
- Orenda Technologies. (2018). *Metales Pesados: Oxidación y Manchas*. <https://blog.oredatech.com/es/metales-pesados>
- Pidre, J., Salas, J., & Sánchez, L. (2007). *Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales: Humedales Artificiales*.
- Rathore, S. S., Chandravanshi, P., Chandravanshi, A., & Jaiswal, K. (2016). Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient Inputs on Aquatic Ecosystem. *IOSR Journal of Agriculture and Veterinary Science*, 09(10), 89-96. <https://doi.org/10.9790/2380-0910018996>
- Reyes, C. C., Encina, P. A. G., & Villalobos, I. D. (2022). *TRABAJO FIN DE MÁSTER*.
- Rodríguez, H. (2022, mayo 14). *Propiedades del nitrógeno (N)*. www.nationalgeographic.com.es. https://www.nationalgeographic.com.es/ciencia/propiedades-nitrogeno-n_18217
- Ruiz, A. L. (2016). *ANÁLISIS DE LA DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN UN SISTEMA CONTINUO ACOPLADO CONTACTOR DE MEMBRANA HIDROFÓBICA/ REACTOR ANAEROBIO*.
- Salas, J. J. (2018, julio 2). *Introducción a los Humedales Artificiales como tratamiento de las aguas residuales*. iAguá; iAguá. <https://www.iagua.es/blogs/juan-jose-salas/introduccion-humedales-artificiales-como-tratamiento-aguas-residuales>
- Sayadi, M. H., Kargar, R., Doosti, M. R., & Salehi, H. (2012). *Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment: A worldwide review*.

- TECNAL. (2018). *Nitrógeno amoniacal en agua y efluentes*. - Nitrógeno amoniacal en agua y efluentes. https://tecnal.com.br/es/blog/237_nitrogeno_amoniacal_en_agua_y_efluentes
- Vymazal, J. (2005). *Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment*.
<https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0925857405001588?token=6A394D86E9660C9E757BA04F16C3A00C999287A4F592601DEE5B1B5D81E47C70A5D897BD5CF0C6F124C21E86416B7A49&originRegion=eu-west-1&originCreation=20221228122527>
- Vymazal, J. (2008). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. *Proceedings of Taal 2007*, 965-980.
- Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 475-477. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.002>
- Vymazal, J., Greenway, M., Tonderski, K., Brix, H., & Mander, Ü. (2006). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*.
- Wojciechowska, E., Gajewska, M., & Ostojki, A. (2017). Reliability of nitrogen removal processes in multistage treatment wetlands receiving high-strength wastewater. *Ecological Engineering*, 98, 365-371. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.006>
- Xu, D., Lin, L., Xu, P., Zhou, Y., Xiao, E., He, F., & Wu, Z. (2021). Effect of drained-flooded time ratio on ammonia nitrogen removal in a constructed wetland-microbial fuel cell system by tidal flow operation. *Journal of Water Process Engineering*, 44, 102450. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102450>
- Yang, Y., Zhao, Y. Q., Wang, S. P., Guo, X. C., Ren, Y. X., Wang, L., & Wang, X. C. (2011). A promising approach of reject water treatment using a tidal flow constructed wetland system employing alum sludge as main substrate. *Water Science and Technology*, 63(10), 2367-2373. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.575>
- Zhao, X., Hu, Y., Zhao, Y., & Kumar, L. (2018). Achieving an extraordinarily high organic and hydraulic loadings with good performance via an alternative operation strategy in a multi-stage constructed wetland system. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(12), 11841-11853. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1464-x>

Zhao, Y. Q., Babatunde, A. O., Hu, Y. S., Kumar, J. L. G., & Zhao, X. H. (2010). *Pilot field-scale demonstration of a novel alum sludge-based constructed wetland system for enhanced wastewater treatment*. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2010.08.023>

Zhou, M., Cao, J., Lu, Y., Zhu, L., Li, C., Wang, Y., Hao, L., Luo, J., & Ren, H. (2022). The performance and mechanism of iron-modified aluminum sludge substrate tidal flow constructed wetlands for simultaneous nitrogen and phosphorus removal in the effluent of wastewater treatment plants. *Science of The Total Environment*, 847, 157569. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157569>

Zhou, S., Wang, C., Liu, C., Sun, H., Zhang, J., & Zhang, X. (2020). *Nutrient removal, methane and nitrous oxide emissions in a hybrid constructed wetland treating anaerobic digestate*. 9.