



Universidad de Valladolid



ESCUELA DE INGENIERÍAS
INDUSTRIALES

MASTER EN INGENIERIA AMBIENTAL

MÁSTER EN INGENIERÍA AMBIENTAL

ESCUELA DE INGENIERÍAS INDUSTRIALES
UNIVERSIDAD DE VALLADOLID

TRABAJO FIN DE MÁSTER

**Estudio de nuevas estrategias de prevención de la contaminación
odorífera en redes de alcantarillado y EDARs.**

Autor: D. Laura Viviana Salamanca Rodríguez
Tutor: D. Manuel Toledo
Raúl Muñoz

Valladolid, septiembre, 2022

Agradecimientos

Mi gratitud a quienes han hecho posible la ejecución de este proyecto:

A mis padres por ser apoyo incondicional, sin ellos no lo hubiera logrado.

A Manuel Toledo y Raúl Muñoz, con quienes inicié este proyecto y han aportado de manera significativa en la consolidación de este trabajo de fin de máster. Por dirigirme y apoyarme en la teoría y en la práctica y por siempre tener la mejor intención de contribuir en la ejecución de este proyecto.

Agradezco de manera especial a todos mis compañeros y aquellas personas que de una u otra manera me ayudaron en el desarrollo y la ejecución de este proyecto.

Contenido

	Pág.
1. Introducción.....	1
1.1. Estación depuradora de aguas residuales.....	1
1.2. Etapas de tratamiento en una EDAR.....	1
1.3. Línea de aguas de una EDAR.....	2
1.3.1. Pretratamiento.....	2
1.3.2. Tratamiento primario.....	3
1.3.3. Tratamiento secundario.....	5
1.3.4. Tratamiento terciario.....	6
1.4. Línea de fangos.....	7
1.5. Sistema de depuración mediante fangos activos.....	9
1.6. Control y eliminación de nutrientes mediante sistemas de depuración de fangos activos.....	12
1.7. Normativa vigente y Límites de vertido.....	15
1.7.1. Normativa vigente.....	15
1.7.2. Límites de vertido de las aguas residuales tratadas.....	15
1.8. Emisiones olorosas derivadas de la depuración de aguas residuales.....	16
1.8.1. Sulfuro de hidrógeno (H ₂ S).....	17
1.8.2. Ácidos grasos volátiles (AGVs).....	17
1.9. Estrategias de prevención y tratamiento de los compuestos olorosos derivados del tratamiento de aguas residuales.....	18
2. Objetivo.....	21
3. Materiales y métodos.....	22
3.1. Descripción de las etapas y el montaje del sistema a escala piloto de fangos activos.....	22
3.1.1. Tratamiento primario.....	23

CONTAMINACIÓN ODORÍFERA EN EDARs

3.2.2. Tratamiento secundario.....	24
3.2.2.1. Cámara anóxica	24
3.2.2.2. Cámara aerobia.....	25
3.2.2.3. Sedimentador secundario	25
3.1. Agua residual sintética (ARS)	25
3.2. Inoculación del fango biológico	26
3.3. Toma de muestras y análisis fisicoquímicos.	26
3.4. Fases del proyecto	27
3.4.1. Fase I. Fase abiótica.	27
3.4.2. Fase II. Fase dedicada a la estabilidad del sistema de fangos activos.....	28
3.4.3. Fase III. Fase dedicada a la inyección de contaminantes odoríferos	28
3.4.4. Fase IV. Fase dedicada a la recirculación de fangos activos a cabecera de la planta.....	29
3.4.5. Fase V. Fase dedicada a la adición de nitratos (NO_3^-) al sistema de fangos activos... ..	29
3.5. Cálculos preliminares	29
3.5.1. Cálculo del caudal de entrada al reactor biológico.....	29
3.5.2. Cálculo del caudal de recirculación externa del fango activo	30
3.5.3. Cálculo del caudal de recirculación del sistema de nitrificación/desnitrificación.....	30
3.5.4. Cálculo del caudal de los fangos activados de recirculación (RAS).....	30
3.5.5. Cálculo del caudal de purga de fango del sedimentador secundario.....	31
3.5.6. Cálculo de la producción de microorganismos en el sistema de fangos activos	31
3.6. Preparación de contaminante Odorante químico.....	32
3.7. Procedimientos analíticos	33
3.7.1. Demanda química de oxígeno (DQO).....	33
3.7.2. Sólidos suspendidos totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV).....	33

CONTAMINACIÓN ODORÍFERA EN EDARs

3.7.3.	Oxígeno disuelto	34
3.7.4.	pH	34
3.7.5.	Carbono Orgánico Total (TOC) y Nitrógeno Total (TN)	34
3.7.6.	Nitritos (NO_2^-), Nitratos (NO_3^-) y Sulfatos (SO_4^{2-})	34
3.7.7.	Sulfuros (S^{2-})	34
3.7.8.	Amonio (NH_4^+)	36
3.7.9.	Cuantificación de contaminantes odoríferos	37
4.	Resultados y discusión	39
4.1.	Evaluación del tratamiento de fangos activos del sistema a escala piloto	39
4.1.1.	Fase abiótica	39
4.1.2.	Evaluación de la degradación de materia orgánica en el sistema de fangos activos	40
4.1.3.	Seguimiento del oxígeno disuelto en el reactor biológico	40
4.1.4.	Seguimiento del pH en el sistema de fangos activos	42
4.1.5.	Evaluación de los Sólidos Suspendingidos Volátiles (SSV) en el sistema de fangos activos	43
4.1.1.	Evaluación de la concentración de Carbono Total (TC) en el sistema de fangos activos	45
4.1.2.	Evaluación de la concentración de Carbono Orgánico Total (TOC) en el sistema de fangos activos	46
4.1.3.	Evaluación de la concentración de Carbono Inorgánico (IC) en el sistema de fangos activos	47
4.1.4.	Evaluación de la concentración de Nitrógeno Total (TN) en el sistema de fangos activos	48
4.1.5.	Evaluación de la concentración de Amonio (NH_4^+) en el sistema de fangos activos	49
4.1.6.	Evaluación de la concentración de Nitrito (NO_2^-) en el sistema de fangos activos	50

CONTAMINACIÓN ODORÍFERA EN EDARs

4.1.7. Evaluación de la concentración de Nitrato (NO_3^-) en el sistema de fangos activos.....	51
4.1.8. Evaluación de la concentración de Sulfuros (S^{2-}) en el sistema de fangos activos.....	52
4.1.9. Evaluación de la concentración de Sulfatos (SO_4^{2-}) en el sistema de fangos activos.....	53
4.2. Influencia de la recirculación de fangos activos y NO_2^- y NO_3^- en el destino de los olores..	55
5. Conclusiones.....	59
6. Bibliografía	61

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1. Métodos fisicoquímicos para la eliminación de H ₂ S.	18
Tabla 2. Plan de monitorización del sistema de fangos activos.	27
Tabla 3. Principales características del modelo de compuestos odoríferos evaluados.	32
Tabla 4. Composición del gas en el espacio de cabeza del decantador primario en %	58

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1. Esquema de una estación Depuradora de Aguas Residuales convencional.....	2
Figura 2. Elementos de un decantador (por gravedad).....	4
Figura 3. Esquema de la circulación de los distintos fluidos en el interior de un decantador (por gravedad).....	4
Figura 4. Esquema un reactor biológico con nitrificación/desnitrificación [7].....	5
Figura 5. Esquema de un reactor biológico sin nitrificación [7]	5
Figura 6. Esquema del tratamiento secundario por tratamiento biológico de fangos activos [7]	6
Figura 7. Principales sistemas de tratamiento terciario en una EDAR. (A: adsorción), (B: intercambio iónico), (C: Filtración), (D: osmosis inversa)	7
Figura 8. Esquema de un espesador por gravedad [8]	8
Figura 9. Esquema de un espesador por flotación [8]	8
Figura 10. Esquema del proceso convencional de fangos activos. [4].....	10
Figura 11. Esquema del proceso de eliminación de nitrógeno y materia orgánica en base a la nitrificación/desnitrificación [10].....	12
Figura 12. Esquema de una EDAR para la eliminación de Nitrógeno (N)	14
Figura 13. Esquema de una EDAR para la eliminación de Fósforo (P).....	14
Figura 14. Esquema del sistema de fangos activos a escala piloto (vista en planta).....	22

CONTAMINACIÓN ODORÍFERA EN EDARs

Figura 15. Esquema del sistema de fangos activos a escala piloto (vista en perfil).....	23
Figura 16. Planta piloto de tratamiento de aguas residuales con reactor biológico de fangos activos 1). Bomba de jeringa - Inyector de contaminantes; 2). Entrada de agua residual con contaminantes y recirculación de fangos activos, NO_2^- y NO_3^- ; 3). Sedimentador primario con espacio de cabeza; 4). Reactor biológico de fangos activos con sistema de nitrificación/desnitrificación; 5). Sedimentador de fangos activos con salida de agua trata y clarificada.	23
Figura 17. Curva de calibración de Sulfuros	36
Figura 18. Curva de calibración de Amonio	37
Figura 19. Evolución temporal de las concentraciones de H_2S y ácido acético en el espacio de cabeza del decantador primario en condiciones abióticas	40
Figura 20. Variación de O_2 y la temperatura en reactor biológico en el tiempo.....	41
Figura 21. Variación del pH en el tiempo.	43
Figura 22. Variación de la concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) en el tiempo.	44
Figura 23. Variación de la concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) en el influente del decantador primario en el tiempo.....	45
Figura 24. Variación de la concentración de Carbono Total (TC) en el tiempo.	46
Figura 25. Variación de la concentración de Carbono Total Orgánico (TOC) en el tiempo. ..	47
Figura 26. Variación de la concentración de Carbono inorgánico (IC) en el tiempo.....	47
Figura 27. Variación de la concentración de Nitrógeno total (TN) en el tiempo.....	49
Figura 28. Variación de la concentración de Amonio (NH_4^+) en el tiempo.....	50
Figura 29. Variación de la concentración de nitritos (NO_2^-) en el tiempo.	51
Figura 30. Variación de la concentración de nitratos (NO_3^-) en el tiempo.	52
Figura 31. Variación de la concentración de sulfuros (S^{2-}) en el tiempo.	53
Figura 32. Variación de la concentración de sulfatos (SO_4^{2-}) en el tiempo.	54
Figura 33. Evolución de la concentración de los contaminantes odoríferos (H_2S y ácido acético) en el tiempo.	55

CONTAMINACIÓN ODORÍFERA EN EDARs

Figura 34. Evolución de la concentración del contaminante H₂S en el tiempo 57

Figura 35. Evolución de la concentración del contaminante ácido acético en el tiempo..... 58

1. Introducción

1.1. Estación depuradora de aguas residuales

En la actualidad, disponer de agua de calidad es esencial para la salud humana, la protección del medio ambiente y el desarrollo económico [1]. Por ello, las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) son una necesidad ineludible y se han convertido en un requisito indispensable para el tratamiento o acondicionamiento del agua residual, ya que su función es mantener la calidad del agua en condiciones óptimas antes de su vertido [2].

Las EDAR tienen como objetivo principal eliminar las sustancias no deseables presentes en el agua residual mediante procesos físicos, químicos y biológicos, de forma que esta pueda ser vertida al medio ambiente dentro de los límites de vertido estipulados en la normativa vigente sin que presente ningún tipo de peligro o de riesgo para el medio biótico y abiótico [3].

1.2. Etapas de tratamiento en una EDAR

Los tratamientos a los que se ven sometidas las aguas residuales en una EDAR están establecidos por un conjunto de procesos unitarios físicos, químicos y biológicos, cuya secuencia está determinada por el tipo de agua a tratar, ya sean aguas residuales urbanas domésticas o aguas residuales industriales, y el grado de depuración exigido al efluente final.

El proceso de depuración de aguas residuales dentro de la EDAR se divide en dos líneas principales, una línea de aguas y otra de fangos. En la línea de aguas, el agua residual se somete a una serie de procesos físicos y biológicos para eliminar la carga contaminante que contiene teniendo en cuenta la cantidad de contaminante que se desea o se debe eliminar. La línea de fangos comprende todos aquellos contaminantes particulados que son retirados de la fase líquida en las diferentes etapas de tratamiento dentro de la EDAR y que son concentrados para su posterior tratamiento. En la Figura 1 se muestra de manera esquemática las etapas de tratamiento que se pueden dar en una EDAR convencional.

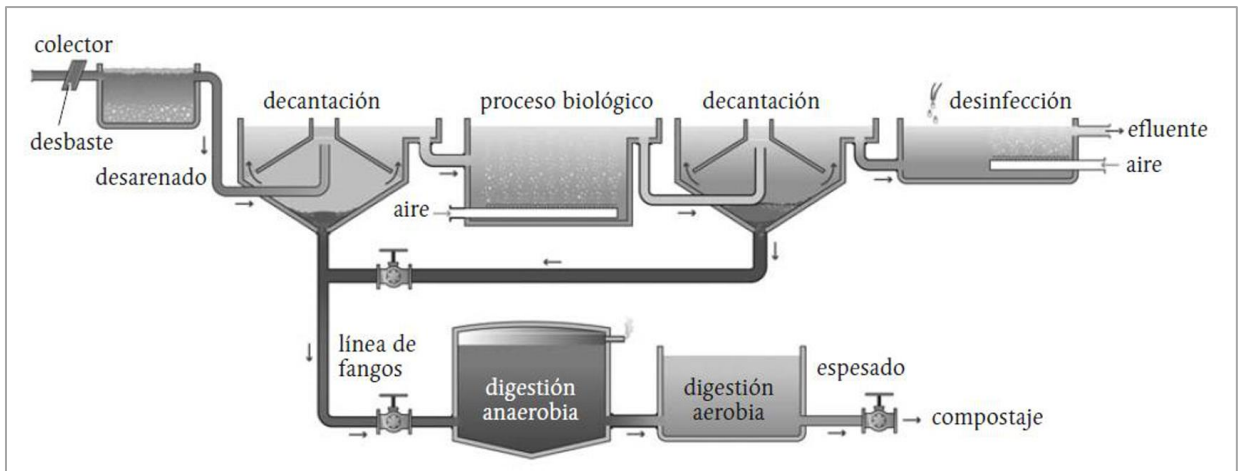


Figura 1. Esquema de una estación Depuradora de Aguas Residuales convencional.

La selección de los procesos de tratamiento de aguas residuales depende de un cierto número de factores, entre los que se incluyen [4]:

- Características del agua residual, como la concentración de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), materia en suspensión, pH y productos tóxicos, entre otros.
- Calidad del efluente de salida requerido (determinado por la normativa vigente), las características de la cuenca receptora del vertido final o por los usos posteriores de ese vertido (reutilización de las aguas).
- Coste y disponibilidad de terrenos.
- Coste y disponibilidad de tecnologías
- Consideraciones de las futuras ampliaciones o la previsión de límites de calidad de vertido más estrictos, que necesiten el diseño de tratamientos más sofisticados en el futuro.

1.3.Línea de aguas de una EDAR

En una EDAR convencional la línea de aguas se puede separar en cuatro etapas de tratamiento bien diferenciadas conforme a los subproductos generados en cada una de ellas, tales como [4, 5, 6]:

1.3.1. Pretratamiento

Son tratamientos fisicoquímicos en los que se elimina arena, aceites o grasas y toda la materia sólida particulada de gran tamaño que puede llegar a la EDAR mediante elementos estáticos o dinámicos, con el fin de que no se produzcan problemas (acumulaciones, sobrecargas, etc.) en los procesos posteriores de tratamiento. Dentro del pretratamiento se

incluyen sistemas de rejas de desbaste de gruesos y finos que retienen sólidos gruesos como plásticos y madera. Asimismo, el pretratamiento se puede realizar mediante tamices que retienen los sólidos más finos y cámaras de desarenado y desengrasado.

El **desbaste** se realiza mediante rejas con barras en posición vertical o inclinadas con el objetivo de interceptar el flujo de la corriente de agua residual que entra a la EDAR, y retener o separar los sólidos más voluminosos, evitando obstrucciones en los equipos mecánicos de los tratamientos posteriores. Se clasifican en dos tipos:

- Rejas de gruesos (separación entre barras de <60 mm)
- Rejas de finos (separación entre barras de <12mm)

El **desarenador** tiene como objetivo extraer del agua las partículas con un tamaño superior a 200 micras, cuando esta pasa por una cámara, en la que se debe controlar la velocidad de flujo del agua, con el fin de dar el tiempo suficiente para que las arenas o partículas de alta densidad sedimenten por acción de la gravedad.

El **desengrasador** tiene como finalidad la eliminación de las grasas, aceites y en general todos los flotantes que tienen las aguas residuales. Para ello, se inyecta una cantidad de aire con el fin de provocar la desemulsión de las grasas y su ascenso a la superficie para ser finalmente extraídas por rasquetas.

1.3.2. Tratamiento primario

Son procesos físicos y mecánicos que se realizan para reducir las partículas en suspensión o flotantes que no se eliminaron en el pretratamiento. Por otro lado, en esta etapa también se elimina una fracción importante de la carga orgánica que puede representar entre el 25% y el 40% de la DBO y entre el 50% y el 65% de los sólidos suspendidos. Dentro de este se incluyen los procesos de decantación primaria, flotación, coagulación-floculación y la filtración.

La **decantación primaria** tiene como objetivo eliminar gran parte de los sólidos sedimentables y materias flotantes aprovechando la acción gravitatoria (Figura 2). En los decantadores circulares, el agua residual ingresa por el centro y sale por la periferia, mientras que los fangos son arrastrados hacia las purgas o pozos, y los decantadores dinámicos cuentan con unas rasquetas que funcionan periódicamente y permiten arrastrar el fango al fondo de este para posteriormente ser eliminado.

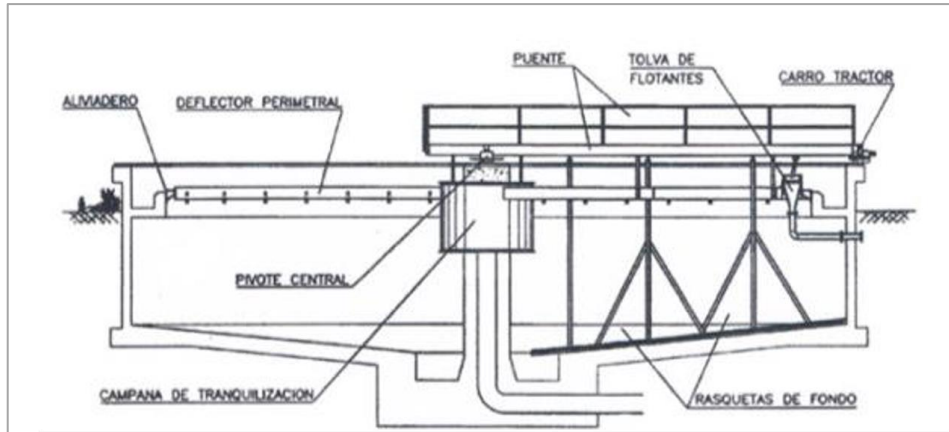


Figura 2. Elementos de un decantador (por gravedad)

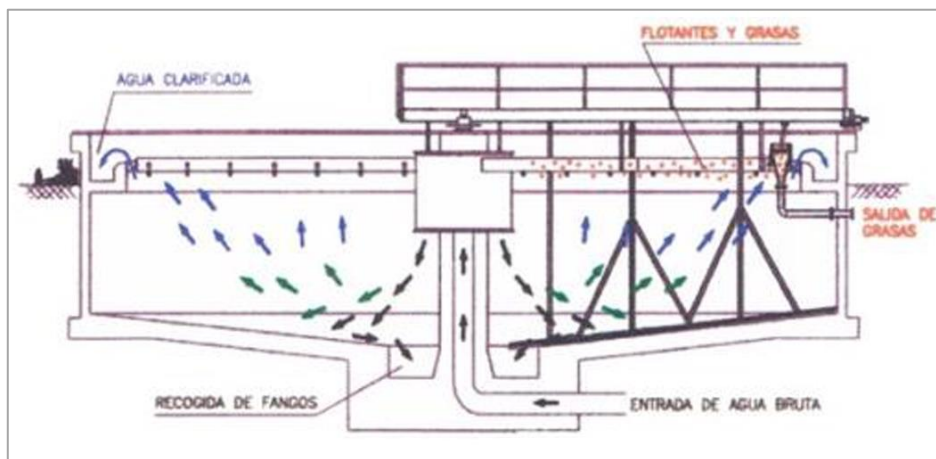


Figura 3. Esquema de la circulación de los distintos fluidos en el interior de un decantador (por gravedad)

La **flotación** con aire tiene como fin eliminar los sólidos en suspensión que tienen una densidad próxima a la densidad del agua, como, por ejemplo, grasas y aceites, mediante unas burbujas de aire finas que arrastran las partículas a la superficie para ser eliminadas.

La **coagulación/floculación** consiste en añadir sustancias como el hidróxido de hierro, que induzcan la floculación de forma que se favorezca la sedimentación de partículas sólidas, macromoléculas y coloides presentes en el agua. En este sentido:

- La **coagulación**: es el proceso por el que los componentes de una suspensión o disolución estable son desestabilizados por superación de las fuerzas que mantienen dicha estabilidad.
- La **floculación**: es el proceso por el que las partículas desestabilizadas se unen para formar partículas estables mayores o aglomeradas, facilitando así la sedimentación.

1.3.3. Tratamiento secundario

Son procesos biológicos cuya función es la eliminación o reducción de la contaminación orgánica y los sólidos no decantables presente en el agua residual por acción de los microorganismos, que se encargan principalmente de transformar la materia orgánica e inorgánica, suspendida, disuelta y coloidal del agua residual en partículas sedimentables que pueden separarse con mayor facilidad. Los tratamientos biológicos de esta categoría tienen una eficiencia de remoción de la DBO del 85 al 95%, y están compuestos por los procesos de tratamiento biológico aerobio (en presencia de oxígeno) y tratamiento biológico anaerobio (en ausencia de oxígeno), y las lagunas de estabilización.

Existen dos tipos de reactores, los que incluyen una zona anóxica (sin insuflar aire) y la zona aerobia (con inyección de aire), cuya combinación es la que permite la nitrificación y desnitrificación para eliminar el amonio (y también pueden eliminar derivados del fósforo) además de la materia orgánica (Figura 4). En el caso de los reactores con una única zona aerobia no realizan esta nitrificación y únicamente eliminan la materia orgánica (Figura 5).

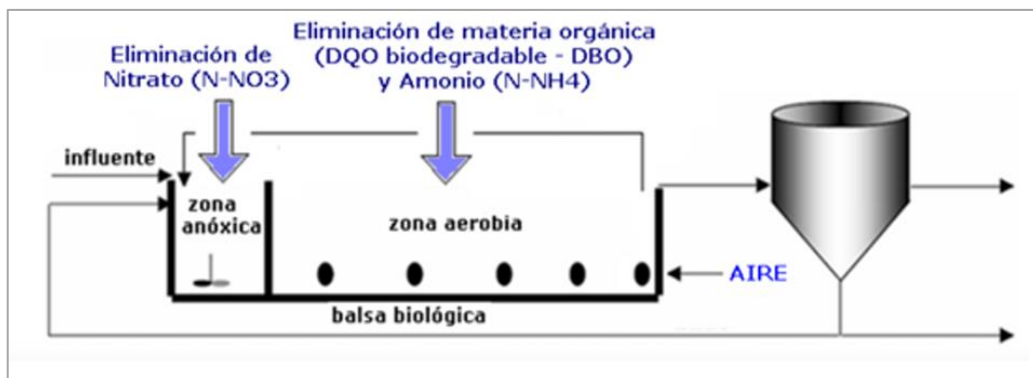


Figura 4. Esquema un reactor biológico con nitrificación/desnitrificación [7]

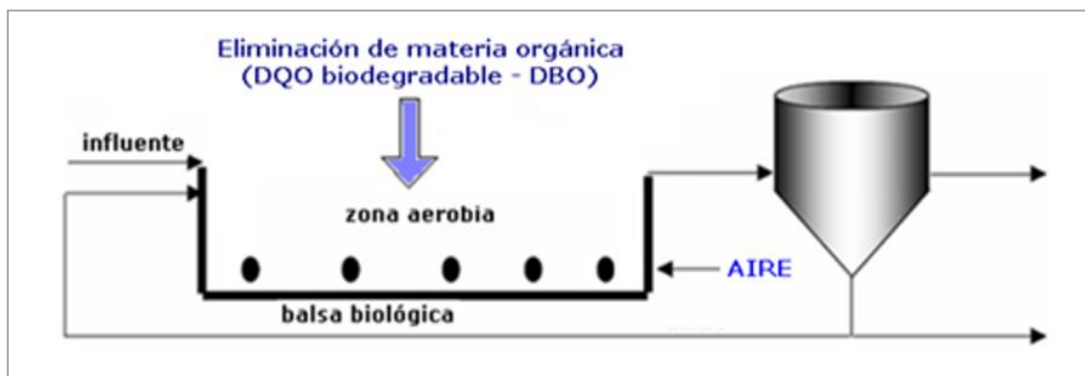


Figura 5. Esquema de un reactor biológico sin nitrificación [7]

En este sentido, un reactor biológico que realice el proceso de nitrificación/desnitrificación se divide principalmente en tres cámaras, cuyo proceso se representa en la Figura 6 y caracteriza por:

- El proceso en la **cámara anaerobia** se da en ausencia de oxígeno y nitrato/nitrito, donde se requiere menos de 0,1 mg O₂/L para que los microorganismos anaerobios realicen su metabolismo.
- El proceso en la **cámara anóxica** lo realizan los microorganismos que actúan en la conversión de la materia orgánica, siendo los responsables de metabolizar el nitrógeno de los nitratos a nitrógeno gas en ausencia de oxígeno, pero presencia de nitratos/nitritos.
- Los procesos en la **cámara aerobia** se dan en presencia de oxígeno, y en ella los microorganismos aerobios requieren de una concentración de oxígeno disuelto de 1,5 a 3,0 mg O₂/L para desarrollar adecuadamente su metabolismo.

En el sedimentador secundario se produce principalmente una separación sólido-liquido. Los flóculos al ser más densos que el agua, sedimentan por gravedad y se depositan en la parte inferior del decantador para obtener un efluente clarificado, y los fangos formados por las células que han crecido a partir de la degradación de agua residual son retirados por la purga.

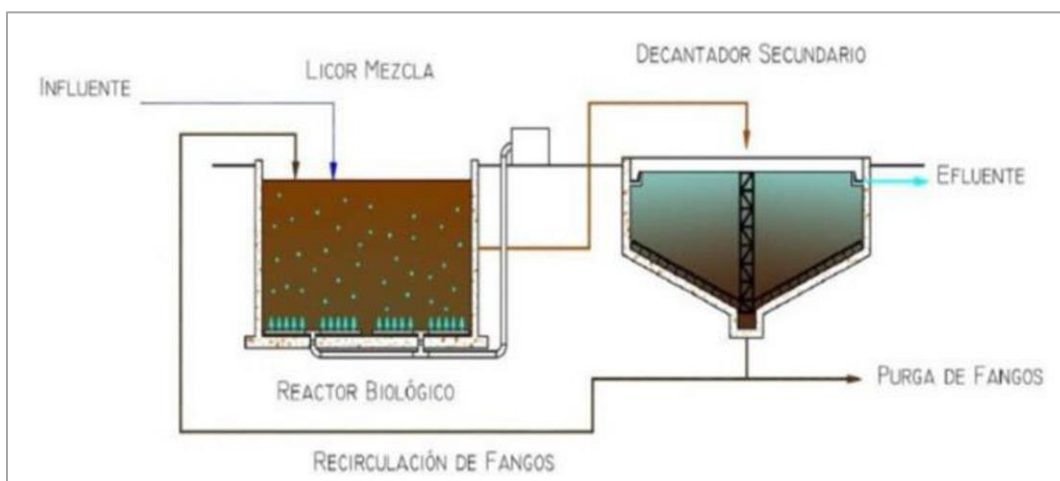


Figura 6. Esquema del tratamiento secundario por tratamiento biológico de fangos activos

[7]

1.3.4. Tratamiento terciario

Son procesos complementarios que pueden ser físicos, químicos o biológicos, que se realizan con el fin de conseguir una mayor calidad en el agua del efluente o salida de la EDAR y así obtener mejores rendimientos en la eliminación de materia en suspensión, nutrientes y metales

que no se han eliminado en los tratamientos anteriores. Dentro de este se incluyen los procesos de separación de sólidos en suspensión, adsorción, intercambio iónico, microfiltración, ultrafiltración y osmosis inversa (Figura 7). Cabe destacar que este tratamiento no siempre se realiza ya que son procesos con alto costo económico.

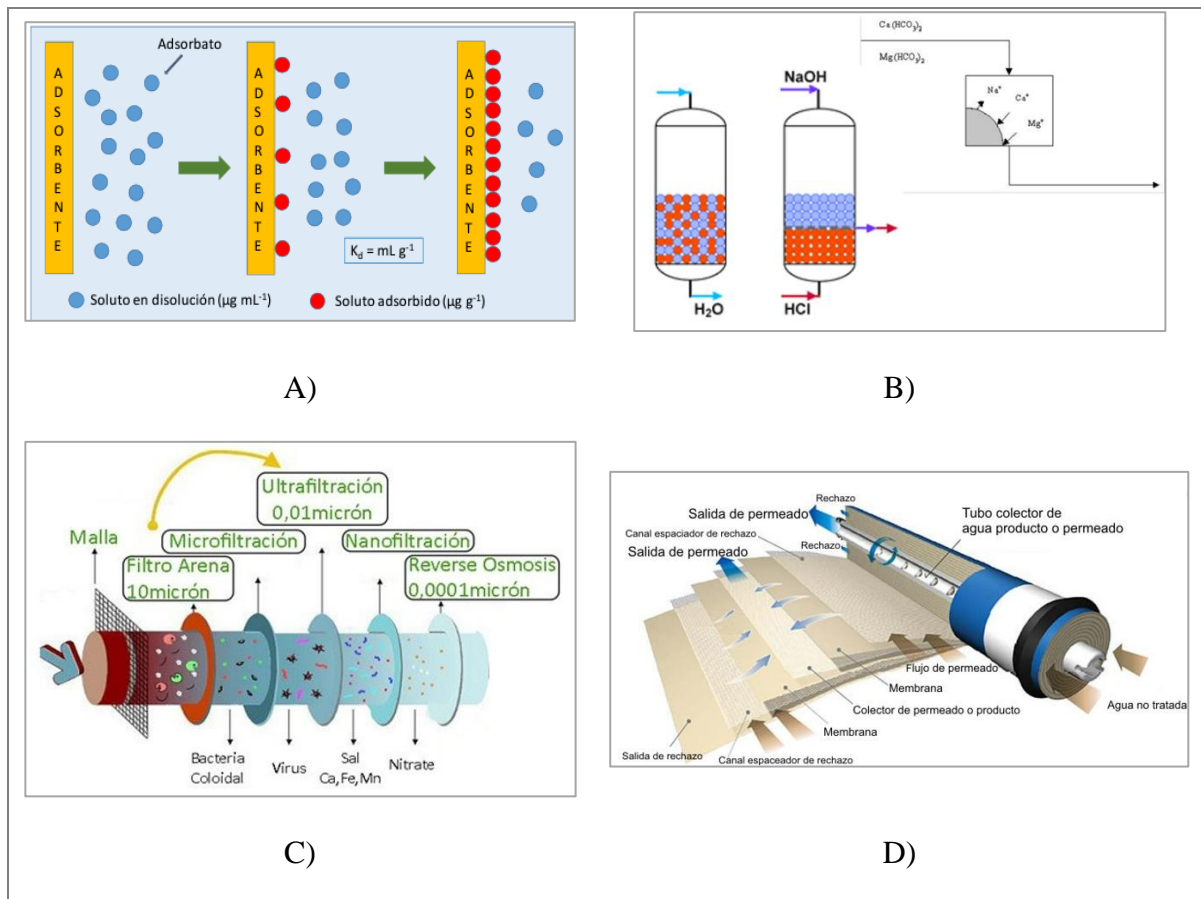


Figura 7. Principales sistemas de tratamiento terciario en una EDAR. (A: adsorción), (B: intercambio iónico), (C: Filtración), (D: osmosis inversa)

En la mayoría de los casos, cuando se utiliza un tratamiento terciario a las aguas residuales se debe aplicar un tratamiento de **desinfección** para la eliminación de patógenos. Este proceso se trata de una operación mediante la cual se destruyen o inactivan los microorganismos que puedan causar enfermedades. Para ello, se hace uso de la radiación ultravioleta, la cloración y la ozonización.

1.4.Línea de fangos

Los fangos que se generan en las etapas de tratamiento anteriormente descritas concentran la contaminación sólida eliminada del agua residual en el tratamiento primario y secundario, lo que supone que los fangos tengan gran cantidad de componente orgánico, y cuyo tratamiento y eliminación supone una complicación.

CONTAMINACIÓN ODORÍFERA EN EDARs

Los fangos producidos están compuestos por un 95 - 99% de agua por lo que ocupan un volumen importante. Además, poseen una gran cantidad de materia orgánica de fácil y cuya rápida descomposición provoca malos olores. Además, los fangos de las EDAR contienen una gran cantidad de organismos patógenos causantes de numerosas enfermedades. Los tratamientos principales a los que son sometidos los fangos generados en el proceso de tratamiento de agua residual son el espesamiento, la digestión de la materia orgánica y la deshidratación del fango [4, 5].

1. En el proceso de **espesamiento** de fangos se busca la reducción o eliminación parcial del agua presente en los fangos obtenidos del tratamiento primario y secundario de la línea de aguas, concentrando los sólidos existentes para reducir el volumen de los tanques que contendrán. Para ello se emplean los espesadores, que se basan en mecanismos de sedimentación por gravedad (Figura 8), y flotación (Figura 9)

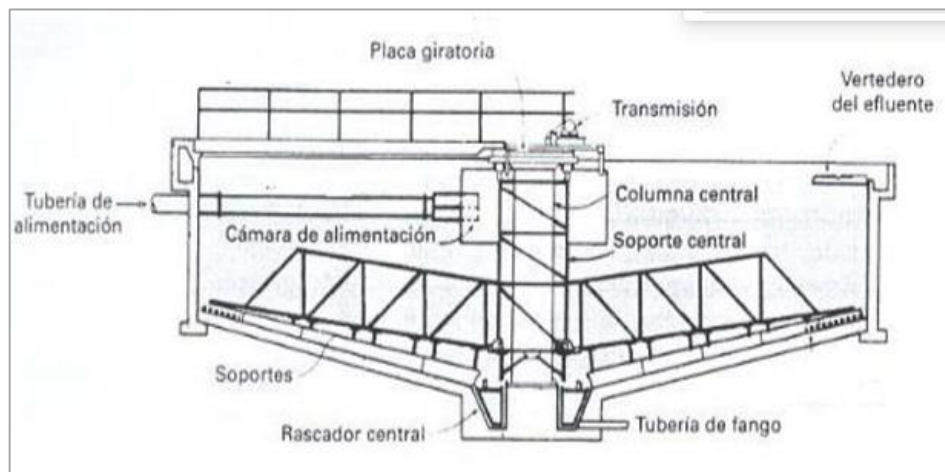


Figura 8. Esquema de un espesador por gravedad [8]

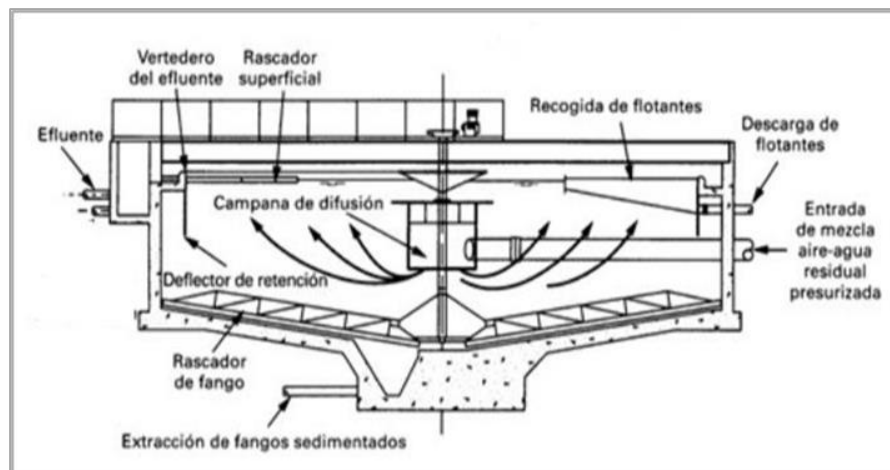


Figura 9. Esquema de un espesador por flotación [8]

2. El objetivo de la **digestión** de la materia orgánica presente en el fango es evitar la fermentación y posterior putrefacción de esta, y reducir, de esta manera, el potencial para producir malos olores. En la mayoría de las EDAR se utilizan digestores anaerobios (funcionan en ausencia de oxígeno) ya que el proceso consiste en una fermentación bacteriana anóxica, en la que se producen metano (CH_4), sulfuro de hidrógeno (H_2S), amoníaco, dióxido de carbono (CO_2), agua y otros compuestos más simples y estables que la materia orgánica de la que provienen. Adicionalmente, en esta fase los gases que se generan que se extraen por la parte superior de los digestores y son conducidos a través de unas tuberías hasta un gasómetro, que los almacena, o hasta una antorcha, para su combustión controlada.
3. El proceso de **deshidratación** consiste en la eliminación de la mayor cantidad de agua posible, mediante un medio físico, como por ejemplo los filtros prensa y la centrifugación. Se realiza la deshidratación del fango para eliminar el agua que todavía contienen y que estos ocupen menos volumen para ser manejables y transportables. Después de este proceso los fangos pueden ser recogidos para su traslado a vertederos o sufrir procesos de incineración o fabricación de compost para su posterior aplicación a la agricultura.

1.5.Sistema de depuración mediante fangos activos

En las estaciones de depuración de aguas residuales convencionales se emplea el tratamiento biológico de fangos activos que consta de dos etapas bien diferenciadas. La primera es el reactor o tanque biológico, en el que se pueden encontrar zonas anaerobias, anóxicas y zonas aerobias con aireación para realizar la asimilación y degradación de la materia orgánica y nutrientes por parte de los microorganismos. Y la segunda, es la etapa en donde se lleva a cabo la sedimentación de los fangos generados en la primera etapa, en el llamado sedimentador secundario [4]. Un esquema representativo del proceso es el que se recoge en la Figura 10.

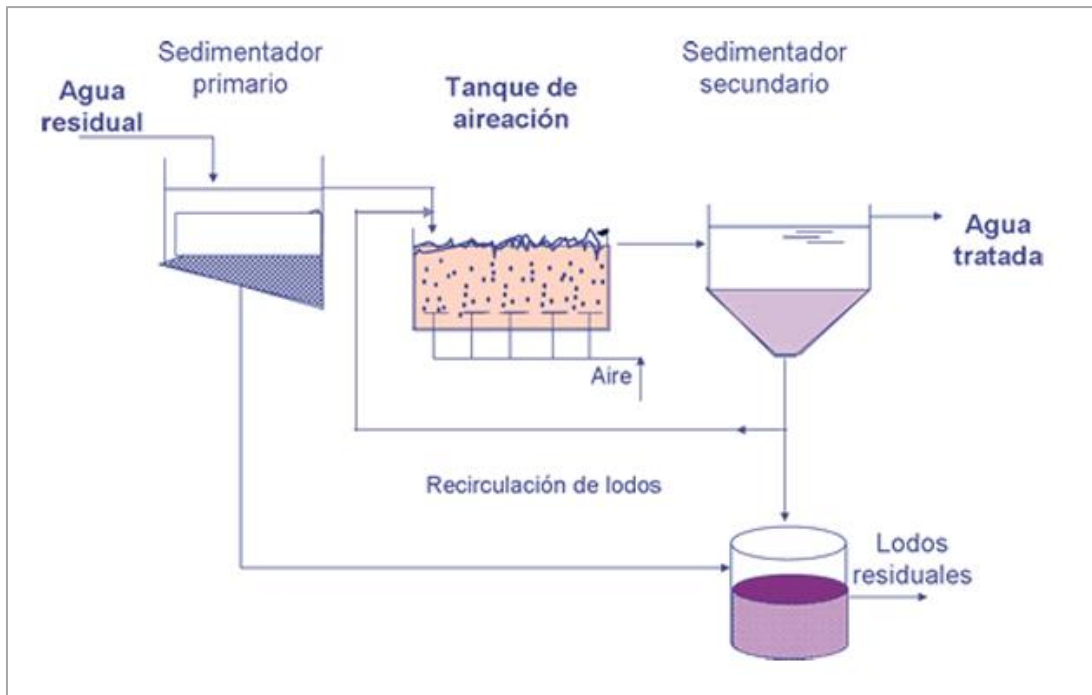


Figura 10. Esquema del proceso convencional de fangos activos. [4]

El sistema del **reactor biológico** consiste principalmente en el desarrollo de un cultivo de microorganismos responsables del proceso (fundamentalmente bacterias, hongos, algas, protozoos, rotíferos, entre otros), denominados genéricamente fangos activos o biológicos dispersos en forma de flóculos en un reactor biológico aireado y agitado, alimentado con agua residual [6]. Dentro del reactor biológico se suministra el oxígeno necesario y se realiza una agitación mediante dispositivos mecánicos tales como turbinas o agitadores para que los microorganismos desarrollen sus actividades metabólicas y de crecimiento, con el correspondiente consumo de materia orgánica y transformación a productos finales estables e inertes y nuevo material celular derivado de la biosíntesis, procurando siempre tener las condiciones óptimas de funcionamiento. De forma general, se puede decir que la materia orgánica y nutrientes presentes en el vertido sirven de sustrato o alimento a los microorganismos. En esta etapa, la aireación favorece la mezcla de los flóculos bacterianos con el agua residual dentro del reactor y evita, de este modo, posibles limitaciones del proceso por transferencia de materia.

El oxígeno se suministra a partir de sopladores de alta capacidad, a través de difusores o mediante aireadores mecánicos que pueden ser superficiales o sumergidos, para favorecer la disolución del oxígeno y mantener una concentración de oxígeno en el tanque de aireación comprendido entre 1,5 - 3,0 mg O₂/L, con el fin de que no constituya una limitación por transferencia al difundir hasta el interior de los flóculos. Por otro lado, la concentración de

sólidos suspendidos volátiles (SSV) en el reactor biológico oscila entre 2000 a 3000 mg SSV/L, de los cuales, la fracción volátil representa el 80 - 90%. En una EDAR convencional de aguas urbanas, suele eliminarse un 90 - 95% de DBO en tiempos de retención hidráulica de 4 - 8 horas y relaciones de recirculación del orden del 10 al 30% del caudal total de entrada al sistema, con una capacidad de carga orgánica entre 0,4 y 1,2 kg DBO/m³·d [4].

En este sistema el reactor biológico no presenta ningún método de retención de biomasa, por lo que transcurrido el tiempo de retención hidráulico, parte del sustrato es evacuado y al reactor ingresa así mismo una nueva cantidad, con lo que se consigue el estado estacionario, siendo este el estado en el que la cantidad de microorganismos existentes en el interior del reactor permanece constante, al igual que todas las variables de estado del sistema, lo que genera un equilibrio dinámico entre los microorganismos que crecen dentro del sistema y los que son evacuados del mismo ya sea por el efluente hacia el tanque de sedimentación secundario o por la purga. En condiciones de estado estacionario se determina que la velocidad específica de crecimiento se iguala a la velocidad de dilución dentro del sistema.

El **tanque de sedimentación secundario** es empleado para el proceso de separación del agua residual tratada y el fango activo generado. El efluente del reactor biológico es una mezcla entre el agua y los sólidos en suspensión que llega al sedimentador secundario con el fin de que los sólidos de esta mezcla floculen y sedimenten al fondo del sistema, formando el fango, y la otra parte que corresponde al clarificado salga del sistema de tratamiento. En este caso, para aumentar la capacidad de tratamiento de la unidad de fangos activos una parte del fango sedimentado se recircula al reactor biológico para mantener la concentración de microorganismos adecuados, y otra parte es purgada y retirada del sistema. Lo que se pretende con la recirculación del fango activo es que el reactor biológico opere en estado estacionario, y mantener una concentración suficiente de fango en el sistema para alcanzar el grado de tratamiento exigido en el intervalo de tiempo deseado [4]. En el tanque de sedimentación secundaria suele aumentar de 4 a 5 veces la concentración de sólidos suspendidos volátiles en el licor mezcla comparado con el reactor biológico, con valores típicos de 5000 a 9000 mg SSV/L para el caso de aireación extendida y la velocidad de sedimentación zonal oscila entre los 6 m/h [9].

1.6. Control y eliminación de nutrientes mediante sistemas de depuración de fangos activos

Es importante eliminar los nutrientes como el nitrógeno (N) y el fósforo (P) que poseen las aguas residuales que se vierten en los ecosistemas, ya que estos pueden generar riesgo de eutrofización en el medio. Las EDAR actuales están diseñadas principalmente para eliminar la materia orgánica (carbono) del agua y también los nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo, mediante el proceso de nitrificación/desnitrificación y eliminación mejorada de fósforo (Figura 11) [2]:

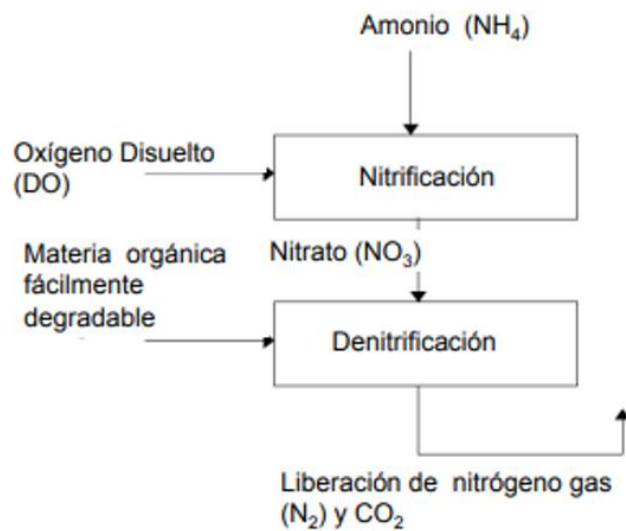
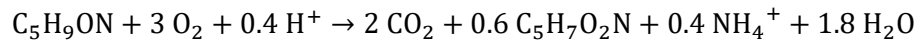


Figura 11. Esquema del proceso de eliminación de nitrógeno y materia orgánica en base a la nitrificación/desnitrificación [10]

En los fangos activos, el proceso de eliminación de nitrógeno (N) requiere de condiciones aerobias y anóxicas (es decir, con presencia de nitrato en vez de oxígeno en el medio). En la Figura 11 se explica el proceso de la eliminación de nitrógeno y se muestra que, la mayor parte de los compuestos orgánicos de nitrógeno se convierten en amonio (NH_4), y para eliminar dicho amonio se deben realizar dos etapas. La primera consiste en oxidar el amonio a nitrato mediante la nitrificación y la segunda en eliminar nitratos mediante la desnitrificación [2, 10]. Por lo tanto, las etapas dentro del sistema biológico de fangos activos se dividen en tres:

1. **Metabolización aerobia de la materia orgánica:** en esta etapa las bacterias heterótrofas usan el oxígeno disuelto presente en el agua como aceptor terminal de electrones en la oxidación de materia orgánica. Dicha liberación de energía es usada por las bacterias para la producción y mantenimiento de la nueva biomasa dentro del sistema de fangos activos.

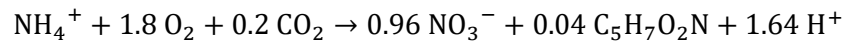
La reacción de oxidación aerobia heterótrofa de la materia orgánica se define como:



En esta reacción se utiliza la materia orgánica ($\text{C}_5\text{H}_9\text{ON}$) como fuente de carbono y de electrones y se producen bacterias nuevas ($\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$).

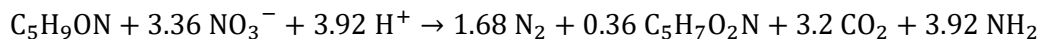
2. **Nitrificación:** este proceso se da en reacciones aerobias y se caracteriza por la oxidación del amonio presente inicialmente en el agua residual, más el producido en la actividad de las bacterias heterótrofas, a nitrito y, posteriormente, a nitrato. Estas reacciones las realizan bacterias autótrofas y nitrificantes, las cuales solo pueden usar dióxido de carbono como fuente de energía para síntesis de nueva biomasa dentro del sistema de fangos activos.

La reacción de oxidación aerobia autótrofa del amonio dentro del sistema se define como:



3. **Desnitrificación:** la cual se desarrolla bajo condiciones anóxicas y en presencia de bacterias heterótrofas que usan como aceptores finales de electrones los nitritos o nitratos, dando lugar a la reducción de las formas oxidadas de nitrógeno a nitrógeno gas (N_2).

La reacción de desnitrificación heterótrofa dentro del sistema se define como:



Al igual que en la metabolización aerobia, en esta reacción se utiliza la materia orgánica ($\text{C}_5\text{H}_9\text{ON}$) como fuente de carbono y de electrones para producir bacterias nuevas ($\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$).

Para conseguir el control y eliminación del nitrógeno se deben llevar a cabo diferentes configuraciones dentro de la EDAR; principalmente, el reactor biológico que realiza la etapa de desnitrificación está ubicado en el inicio, ya que esto permite satisfacer el aporte de materia orgánica biodegradable. Posteriormente, para asegurar la presencia de nitratos en el reactor biológico, el licor mezcla de salida del tanque nitrificante es recirculado a través de recirculación interna. Por otro lado, para mantener el nivel de fangos en el sistema, se realiza una recirculación de estos a cabecera del sistema, lo que permite, además, generar una recirculación de nitratos al reactor desnitrificante. De esta forma el reactor desnitrificante se mantiene anóxico mientras que al reactor nitrificante se le aporta aire para que opere como

aerobio. En la Figura 12 se observa la configuración habitual del proceso de nitrificación/desnitrificación.

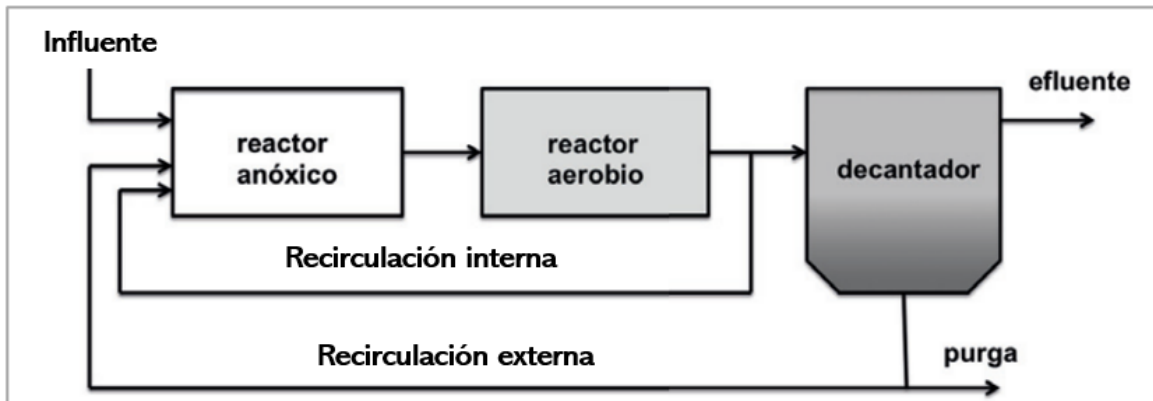


Figura 12. Esquema de una EDAR para la eliminación de Nitrógeno (N)

En cuanto a la eliminación de fósforo, este proceso biológico se basa en la liberación de fosfato mediante microorganismos acumuladores de fósforo (PAOs) [11]. Estos microorganismos se caracterizan por ser capaces de liberar fosfato en condiciones anaerobias y luego capturarlo en condiciones anóxicas o aerobias. El fósforo, en las aguas residuales se encuentra mayormente como fosfato (PO_4^{3-}). Para eliminarlo se suelen pasar las aguas por un reactor anaerobio (reactor BIO-P), que precede al sistema de eliminación de nitrógeno, facilitando así una mayor asimilación de ese elemento por las bacterias, llegando a eliminar un 60 - 70% del fósforo [2]. Para que la eliminación de fósforo sea eficiente en el proceso, la clave radica en que la acumulación aerobia debe ser mayor que la liberación que tiene lugar en la fase anaerobia. En la Figura 13 se muestra la configuración dentro de la EDAR para llevar a cabo el proceso de eliminación de fósforo.

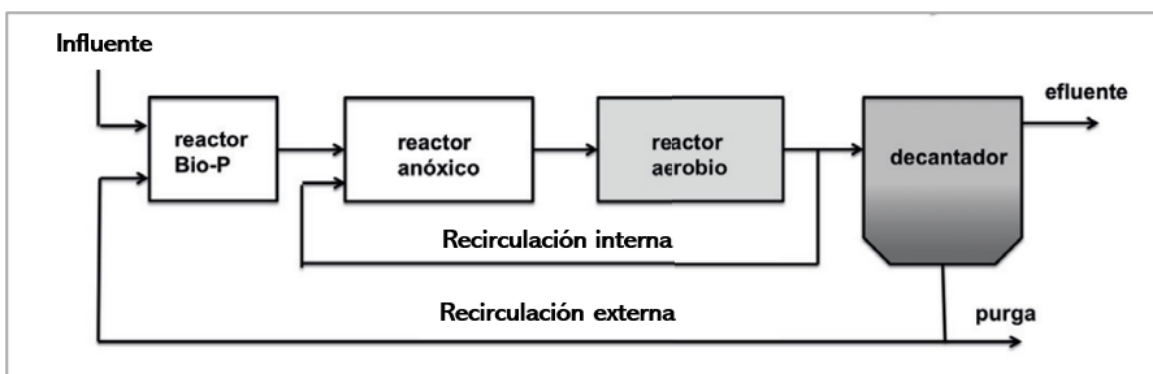


Figura 13. Esquema de una EDAR para la eliminación de Fósforo (P)

1.7. Normativa vigente y Límites de vertido

1.7.1. Normativa vigente

En las estaciones de tratamiento de aguas residuales se lleva cabo la depuración de las aguas mediante la aplicación de una serie de operaciones físicas, químicas y/o biológicas en una secuencia determinada. El fin último es obtener un efluente que cumpla los criterios establecidos por la legislación vigente en materia de vertido y que el impacto ambiental asociado al mismo sea mínimo. En este contexto, existen diversas normativas a nivel nacional y europeo para tal fin, entre las que destacar:

- La Directiva de la Unión Europea 98/15/CE de la comisión, de 27 de febrero de 1998, por la que se modifica la Directiva 91/271/CEE del consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, en la que se establece que los estados miembros adoptarán las medidas necesarias para garantizar que las aguas residuales sean tratadas correctamente antes de su vertido y define los sistemas de recogida, tratamiento y vertido de las aguas residuales urbanas [12] [13]. Esta Directiva ha sido transpuesta a la normativa española por el R.D. Ley 11/1995, el R.D. 509/1996, que lo desarrolla, y el R.D. 2116/1998 que modifica el anterior.
- por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas y la prohibición de la evacuación de fangos a las aguas continentales. Se prohíbe el vertido de fangos procedentes de las instalaciones de aguas residuales a las aguas marinas, a partir del día 8 de enero de 1999 [14].

En la actualidad, todas las poblaciones de más de 15.000 habitantes equivalentes (h.e.) y todas las superiores a 2.000 h.e. deben depurar sus aguas residuales (Directiva 98/15/CE y Real Decreto-Ley 11/1995). Igualmente, las aguas residuales generadas en pequeñas aglomeraciones urbanas, con una población inferior a 2.000 h.e., requieren de un tratamiento adecuado.

1.7.2. Límites de vertido de las aguas residuales tratadas

Las características de calidad del vertido vienen reguladas por todo momento en la Directiva del Consejo de las Comunidades Europea sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas vigente 98/15/CE, en la que se establecen las condiciones para fijar las características de los vertidos, entre las que destacan [12]:

- La estimación de la zona como sensible (Artículo 5) o menos sensible (Artículo 6).

CONTAMINACIÓN ODORÍFERA EN EDARs

- La ubicación de la EDAR en zona de alta montaña (más de 1.500 metros sobre el nivel del mar), en la que resulte difícil la aplicación de un tratamiento biológico eficaz, debido a las bajas temperaturas, o no (Artículo 4).
- La necesidad de que, antes de ser vertidas en zonas sensibles, las aguas residuales urbanas sean objeto de un tratamiento más riguroso que el secundario, lo que implicaría, en la mayoría de los casos, la reducción de nutrientes (Artículo 5).

Teniendo en cuenta el anejo 1. Se establecen los siguientes límites:

- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅): menos de 25 mg O₂/L a 20°C sin nitrificación.
- pH: de 6 a 8.
- Demanda química de oxígeno (DQO): menos de 125 mg O₂/L
- Sólidos suspendidos totales (SST): menos de 35 mg SST/L de materias en suspensión.
- Contaminación bacteriológica *Escherichia Coli*: no sea superior a 1000 UFC/100 mL de agua.

1.8.Emisiones olorosas derivadas de la depuración de aguas residuales

A lo largo del tratamiento de las aguas residuales en las EDAR se generan diferentes tipos de contaminación, como, por ejemplo, los residuos derivados de los subproductos de cada etapa del tratamiento y las emisiones al aire, suelo y agua, que en muchos casos van acompañadas de olores desagradables característicos de estos procesos.

En la actualidad, las emisiones olorosas dan origen a numerosas quejas en las áreas residenciales cercanas a las EDAR por olores molestos en el aire atmosférico, debido a que la contaminación por olores puede causar importantes efectos negativos en la calidad de vida y el medio ambiente [15, 16, 17]. Es por ello, que los estados miembros de la UE están impulsando a los operadores de EDAR y redes de alcantarillado a encontrar estrategias útiles para la prevención y minimización de malos olores durante la gestión de las aguas residuales [15, 18], buscando solución a la problemática medioambiental y social persistente con operaciones rentables y eficientes.

La norma UNE-EN 13725/2003, recientemente actualizada en su norma UNE-EN 13725/2022, sobre "Calidad del aire. Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica", permite abordar objetivamente los problemas de contaminación ambiental por olores, y es el único método aceptado a nivel internacional para determinar la

concentración de olor y tasa de emisión de fuentes estacionarias, como lo son las EDARs, mediante olfatometría dinámica [19].

Los compuestos sulfurados volátiles (CSVs), y los compuestos orgánicos volátiles (COVs) se encuentran entre los compuestos típicos que generan malos olores en el tratamiento de las aguas residuales [11]. En particular, el sulfuro de hidrógeno (H_2S) y los ácidos grasos volátiles (AGVs) son los principales compuestos olorosos emitidos en las EDARs y redes de alcantarillado [20, 21] y son la principal causa de molestias y quejas por parte de la población cercana a estas instalaciones debido a la contaminación medioambiental y la principal causa de denuncia ambiental pública en los Juzgados [15].

1.8.1. Sulfuro de hidrógeno (H_2S)

El H_2S es un compuesto tóxico generado a partir de una reducción biológica del sulfato (SO_4^{2-}) o tiosulfato (S_2O_3) en condiciones anaerobias por bacterias reductoras de sulfato (SRBs) [18]. Se forma por la descomposición de la materia orgánica que contiene azufre o por la descomposición de sulfitos y sulfatos minerales. Es un gas incoloro, inflamable, que tiene un olor característico a huevos podridos, con un umbral olfativo de 0,00041 ppm, v/v [22] y una solubilidad de 0,00091 ppm [23]. Por otro lado, si el H_2S se combina con hierro forma el sulfuro ferroso (FeS) y el agua se vuelve negruzca [24], cambiando las características físicas del agua residual, y se ve afectado por parámetros ambientales tales como la concentración de sulfatos, oxígeno disuelto, DBO₅, pH, temperatura y el tiempo de retención celular [25].

1.8.2. Ácidos grasos volátiles (AGVs)

Los AGVs son productos intermedios de la fermentación anaerobia de la materia orgánica fácilmente biodegradable, que ocurre bajo condiciones controladas por las bacterias metanogénicas, hidrolíticas y acidogénicas, que consumen los productos orgánicos finales de etapas anteriores, a la misma velocidad que se generan [26]. Sin embargo, cualquier perturbación en el proceso puede provocar un desequilibrio, cuyo resultado será una acumulación de AGVs en el medio, especialmente propiónico, butírico y ácido acético [27]. El ácido acético, se caracteriza por presentar un olor fuerte a vinagre, con un valor de umbral de olor de 0,0060 ppm, v/v [22] y una solubilidad de 14,0 [28].

1.9. Estrategias de prevención y tratamiento de los compuestos olorosos derivados del tratamiento de aguas residuales

Diversos métodos fisicoquímicos han sido previamente probados y reportados en la literatura para minimizar la emisión de CSVs y COVs durante el tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, la alta demanda de energía y el uso de productos químicos son algunos de los inconvenientes para implementar este tipo de métodos.

Los métodos fisicoquímicos más comunes para la eliminación de H₂S una vez emitido a la atmosfera comprenden la absorción en solventes, la adsorción en diversos materiales y los sistemas de alta tecnología como la criogenización y el uso de membranas. La absorción se puede clasificar como absorción física cuando se utiliza agua o algún solvente orgánico para eliminar el H₂S, y absorción química cuando se aprovecha la solubilidad del H₂S en el agua para hacerlo reaccionar con algún agente oxidante soluble en agua. A continuación, se describen algunos de los métodos fisicoquímicos más empleados para la eliminación de H₂S.

Tabla 1. Métodos fisicoquímicos para la eliminación de H₂S.

Método	Ventajas	Desventajas
Absorción en H₂O	Es un método económico cuando se tiene agua disponible no regenerativa.	Se requiere una presión alta y baja temperatura. Es una técnica difícil, ya que se puede presentar obstrucción de la columna de absorción.
Absorción química NaOH / FeCl₃	Bajo requisito de electricidad. Volumen más pequeño, menos bombeo y recipientes más pequeños.	Inversión y operación costosa. Técnica más difícil. No regenerativa.

CONTAMINACIÓN ODORÍFERA EN EDARs

Método	Ventajas	Desventajas
Absorción química Fe(OH)₃ Fe-EDTA	Alta eficiencia de remoción: 95-100%. Operación barata. Pequeño volumen requerido. Regenerativo.	Técnica difícil. Regeneración por medio de oxigenación. CO ₂ / H ₂ CO ₃ (utilizando EDTA) conduce a la precipitación. Acumulación de tiosulfatos de quelatos.
Membranas	Eliminación > 98%. El CO ₂ también se elimina.	Operación y mantenimiento costoso y complejo.
Adsorción sobre carbón activo	Alta eficiencia. Alta tasa de purificación. Temperatura de funcionamiento baja. Técnica compacta. Alta capacidad de carga.	Inversión y operación costosa. H ₂ O y O ₂ necesarios para eliminar el H ₂ S. El H ₂ O puede ocupar los lugares de unión del H ₂ S. Regeneración a 450 °C.
FeCl₃ / FeCl₂ / FeSO₄	Inversión económica: tanque de almacenamiento y bomba de dosificación. Necesidades de calor de electricidad bajas. Funcionamiento y mantenimiento sencillos	Baja eficiencia. Operación costosa (sal de hierro). Los cambios en el pH / temperatura no son beneficiosos para el proceso de digestión. La correcta dosificación es difícil.

Fuente: [29]

Por otro lado, los métodos biológicos de prevención y tratamiento de olores han surgido en los últimos años como una alternativa económica y ambientalmente sostenible para la minimización de la contaminación por olores en las EDAR [18]. El uso de subproductos derivados del tratamiento de aguas residuales, como la recirculación de los fangos activos

(ASR) del sedimentador secundario a la red de cabecera y de nitratos derivados de la oxidación del centrado de digestión anaerobia, puede fomentar la absorción y posterior oxidación de VSCs y VOCs en las aguas residuales sin tratar.

Concretamente, las corrientes de fangos activados contienen una concentración de oxígeno disuelto de 1,5 a 3,0 mg O₂/L, sólidos suspendidos volátiles de 4.000 – 12.000 mg SSV/L, y una alta diversidad microbiana, lo que permite adsorber y oxidar biológicamente la mayoría de los compuestos olorosos como el H₂S y ácido acético en aguas residuales sin tratar [30]. Por otro lado, la recirculación de amonio oxidado (OAR) hace referencia a la recirculación de las corrientes con cantidades significativas de nitrato (NO₃⁻) o nitrito (NO₂⁻) a la cabecera de la EDAR o aguas arriba en el sistema de alcantarillado, promoviendo la oxidación anóxica in situ del compuesto odorífero [31]. En este caso, el centrado de la digestión anaerobia de fangos mixtos de las EDAR que contienen una alta concentración de NH₄⁺ podría ser nitrificado y recirculado a la cabecera de la planta para iniciar la oxidación de los compuestos odoríferos junto con los fangos, ya que estos fangos son los que van a utilizar el nitrato o nitrito como aceptor de electrones para degradar biológicamente los compuestos odoríferos [32].

2. Objetivo

Teniendo en cuenta la importancia de minimizar la formación y emisión de compuestos odoríferos en las EDARs, el objetivo de este trabajo se basa en evaluar la eficiencia de nuevas estrategias de prevención de la contaminación odorífera en las EDARs y redes de alcantarillado mediante el aprovechamiento de subproductos derivados del tratamiento de aguas residuales, recirculando los fangos activos y nitratos a cabecera de planta. En este sentido, se hace indispensable el diseño y puesta en marcha de un sistema a escala piloto que conste de un decantador primario en el que analizar los compuestos odoríferos emitidos (H_2S y Ácido acético), un reactor biológico de fangos activos que incluye una anóxica y aerobia, y un sedimentador secundario.

3. Materiales y métodos

El presente estudio se desarrolló en el Instituto de Proceos Sostenibles de la Universidad de Valladolid (Valladolid, España) durante un periodo de 131 días, con el fin de analizar el rendimiento de nuevas estrategias de prevención de la contaminación odorífera en redes de alcantarillado y EDAR. En el estudio se llevó a cabo un seguimiento diario de un tratamiento biológico de agua residual domestica de fangos activos a escala piloto compuesto por un decantador primario, un reactor biológico de dos cámaras (anóxica y aerobia) y un sedimentador secundario, procurando condiciones controladas por medio de un proceso manual de llenado continuo y seguimiento de parámetros fisicoquímicos.

3.1.Descripción de las etapas y el montaje del sistema a escala piloto de fangos activos.

En la Figura 14 se muestra el esquema del sistema piloto de fangos activos monitorizado, mostrando las diferentes etapas del proceso de tratamiento, y en la Figura 16 se muestra una figura en donde se representa de forma real el montaje la planta piloto con todas sus partes. A continuación, se detalla la construcción, montaje y funcionamiento de cada uno de ellos.

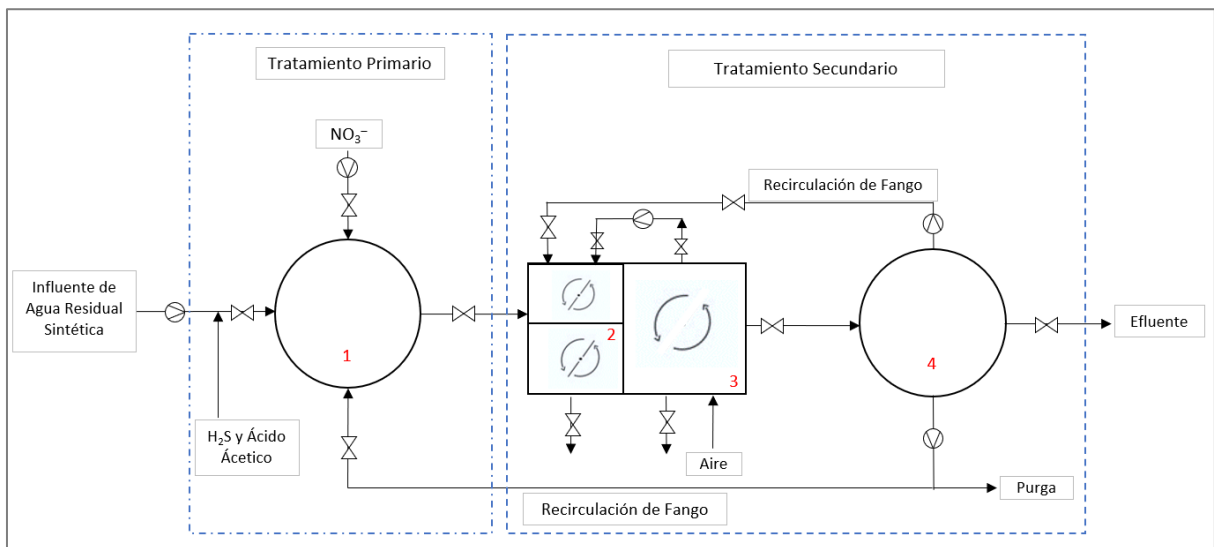


Figura 14. Esquema del sistema de fangos activos a escala piloto (vista en planta)

Donde cada estructura corresponde a:

- 1- Decantador primario
- 2- Cámara anóxica
- 3- Cámara aerobia
- 4- Sedimentador secundario

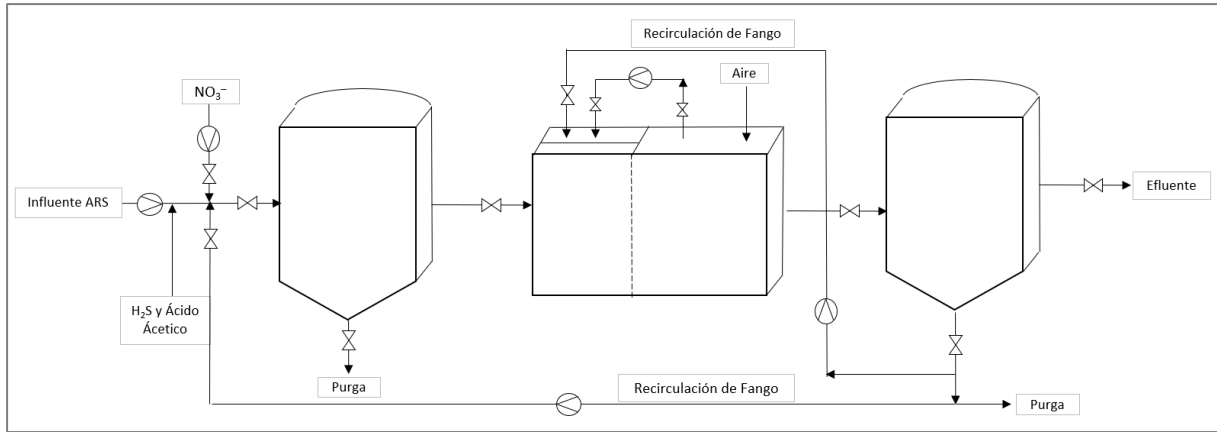


Figura 15. Esquema del sistema de fangos activos a escala piloto (vista en perfil)

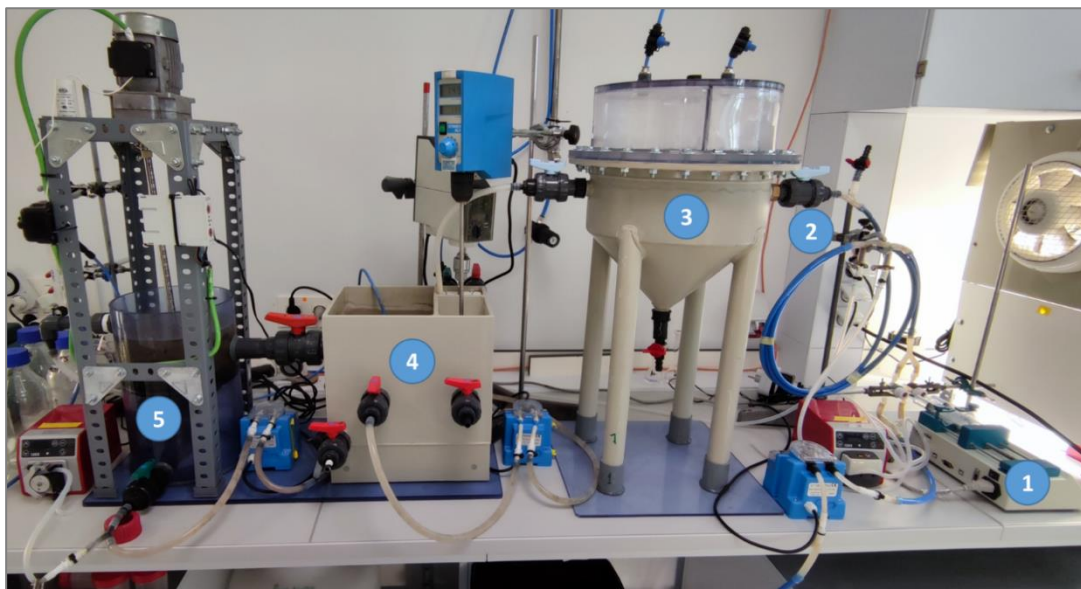


Figura 16. Planta piloto de tratamiento de aguas residuales con reactor biológico de fangos activos 1). Bomba de jeringa - Inyector de contaminantes; 2). Entrada de agua residual con contaminantes y recirculación de fangos activos, NO_2^- y NO_3^- ; 3). Sedimentador primario con espacio de cabeza; 4). Reactor biológico de fangos activos con sistema de nitrificación/desnitrificación; 5). Sedimentador de fangos activos con salida de agua trata y clarificada.

3.1.1. Tratamiento primario

El decantador primario fue construido de forma hermética, con un volumen de 8 litros para el agua de entrada y un espacio de cabeza o zona gaseosa de 10 litros. En la parte superior, la estructura del decantador primario contó con dos orificios independientes con válvulas para la toma de muestra de los compuestos odoríferos generados. El objetivo principal de esta estructura es la eliminación de los sólidos en suspensión sedimentables del agua residual y la

generación y acumulación de sustancias odoríferas. Cabe destacar, que para este proyecto la atmósfera de aire presente en el espacio de cabeza se desplazó con helio para controlar que las condiciones de oxidación de los compuestos olorosos fueran las derivadas de la aplicación de los tratamientos ASR y OAR.

La composición de O_2 en el espacio de cabeza se cuantificó mediante cromatografía de gases (GC) utilizando un equipo Varian GC-TCD para garantizar un contenido de oxígeno inferior al 1% en todas las fases. Los compuestos olorosos objetivo (H_2S y ácido acético) se inyectaron por medio de una bomba de jeringa de 20 mL, junto con el agua residual sintética de entrada para simular las aguas residuales sépticas.

3.2.2. Tratamiento secundario

La función de esta etapa es la eliminación o reducción de la contaminación orgánica y nutrientes presentes en el agua residual por acción de microorganismos que transforman estos contaminantes en sólidos sedimentables que puedan separarse fácilmente [6]. Se realiza mediante un reactor biológico de fangos activos que incluye dos cámaras y un sedimentador secundario.

El reactor biológico de fangos activos con un volumen útil de 11 litros fue construido con acrílico y separado en dos cámaras (anóxica y aerobia), con el fin de ocupar menos área y eliminar del agua residual no solo la materia orgánica, sino también el nitrógeno amoniacal, mediante un proceso de nitrificación/desnitrificación.

3.2.2.1. Cámara anóxica

La cámara anóxica se divide en dos zonas conectadas. La primera zona fue agitada continuamente a 200 rpm con un sistema mecánico de agitación, y a esta ingresan tres corrientes para generar condiciones adecuadas, la primera corriente es el clarificado procedente de la decantación primaria, la segunda corriente es la recirculación externa de fango activo procedente del sedimentador secundario y la última una recirculación del tanque anaerobio, para mantener un cultivo de bacterias adecuado. Así mismo, esta cámara

La segunda zona fue agitada a 160 rpm y, contiene NO_3^- y bajas concentraciones de oxígeno disuelto. En este proceso, los microorganismos que actúan en la conversión de la materia orgánica metabolizan el nitrógeno de los nitratos en nitrógeno gas bajo condiciones anóxicas. Las principales vías bioquímicas que emplean estos microorganismos no son anaerobias, sino modificaciones de las vías aerobias [6].

3.2.2.2. Cámara aerobia

Seguidamente se da paso a la cámara aerobia, en la que los procesos se dan en presencia de oxígeno. Los microorganismos aerobios requieren de una concentración de oxígeno disuelto de entre 1,5 - 3,0 mg O₂/L para desarrollar adecuadamente su metabolismo. En esta etapa se operó con un dispositivo de cuatro difusores de burbuja fina instalados en el fondo del tanque alimentados con una soplante (3 – 4 L/min), para proporcionar las condiciones de aireación y agitación necesarias para que el oxígeno disuelto fuera inyectado en cantidades suficientes para mantener activos a los microorganismos. Además, en esta etapa se pretende que el contenido del reactor este suficientemente mezclado para mantener los sólidos en suspensión y uniformemente mezclados con el agua residual. La cámara aerobia recibe el licor mezcla de la cámara anóxica.

3.2.2.3. Sedimentador secundario

En el sedimentador secundario se produce una separación sólido-líquido. Los flóculos bacterianos al ser más densos que el agua, sedimentan por gravedad y se depositan en la parte inferior del sedimentador para obtener un efluente clarificado. Este sistema fue construido con una forma cónica, con un volumen útil de 8 litros y una paleta giratoria encargada de rascar el fango acumulado en las paredes y arrastrarlo al fondo. En este sistema una parte del fango biológico que sedimenta fue recirculado a la cabecera del sistema y otro fue recirculado a la entrada en el sistema anóxico para mantener un cultivo de bacterias en suspensión adecuado en el reactor biológico. Otra parte del fango activo fue extraído del sistema como purga para controlar el tiempo de retención celular. Adicionalmente, el sistema contó con las correspondientes válvulas, conexiones y bombas, con el fin de controlar los flujos y las diferentes recirculaciones del sistema.

3.1. Agua residual sintética (ARS)

Para tener condiciones de operación controladas, se preparó agua residual sintética (ARS), simulando las características fisicoquímicas y la composición del agua residual urbana, de acuerdo con [33] (mg/L en agua del grifo): 250 de glucosa, 110 de extracto de carne, 160 de peptona de caseína, 30 de NH₂COH₂, 7 de NaCl, 4 de CaCl₂ · 2H₂O, 2 de MgSO₄ · 7H₂O, 112 de K₂HPO₄ · 3H₂O, 0,5 de CuCl₂ · 2H₂O, y 1100 de NaHCO₃. La caracterización fisicoquímica del agua residual sintética se llevó a cabo de acuerdo con los Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. [18, 34, 35]. Se preparó un volumen de 140 litros semanalmente, repartidos en tres lotes para el funcionamiento en continuo del sistema de

tratamiento. El ARS fue almacenado en refrigeración a una temperatura media de 4°C para evitar su variación.

3.2. Inoculación del fango biológico

El inóculo o fango activo fue obtenido de la Estación Depuradora de Agua Residual de Valladolid, España. La EDAR, al tratar principalmente agua residual doméstica, da al fango biológico alto contenido de nitrógeno, estado que le aporta a la biomasa facultativa características de metabolismo fermentativo y respiratorio, factor que es vital para la descomposición de la materia orgánica y eliminación de nitrógeno y fósforo de manera simultánea, lo que permitió un correcto desarrollo de tratamiento en la fases anóxica y aerobia del sistema.

3.3. Toma de muestras y análisis fisicoquímicos.

Para la determinación inicial de la generación de microorganismos dentro del reactor biológico se tuvo en cuenta el caudal alimentado al sistema de agua residual, la demanda química de oxígeno (DQO) y el rendimiento de síntesis celular para fangos activos con un rendimiento de eliminación de DQO del 88%.

Para tener un adecuado seguimiento del proceso, se evaluaron las características en el agua del influente (entrada), la salida del decantador primario y en la descarga del efluente final (salida), analizando: pH, concentraciones de Carbono Orgánico Total (TOC), Carbono Total (TC), Carbono Inorgánico (IC) y Nitrógeno Total soluble (TN), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), sulfatos (SO_4^{2-}), sulfuros (S^{2-}) y amonio (NH_4^+).

Por otro lado, se tomaron muestras de fango activo del tanque aerobio y la salida del sedimentador secundario para la medición de sólidos suspendidos volátiles (SSV) y sólidos suspendidos totales (SST). El oxígeno disuelto (OD) se midió con una sonda en el tanque aerobio, y la concentración de sulfuro de hidrógeno (H_2S) y ácido acético ($\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$) se midió en el espacio de cabeza del decantador primario.

Los puntos de muestreo se establecieron como se muestra en la Tabla 2, en donde se observan los puntos de muestro de todo el sistema para los diferentes parámetros fisicoquímicos y la frecuencia de medición. Cabe destacar que las muestras a la salida del decantador primario se analizaron a partir del 22/04/2022.

Tabla 2. Plan de monitorización del sistema de fangos activos.

Parámetro	Puntos de muestro						Frecuencia	
	Influyente	Espacio de cabeza	Salida del decantador primario	Reactor Biológico	Sedimentador Secundario	Efluente	Diario	Tres veces por semana
DQO	X					X		
pH	X		X			X		X
OD				X			X	
SSV	X			X	X			X
TOC	X					X		X
TC	X					X		X
IC	X					X		X
TN	X					X		X
NH ₄ ⁺	X					X		X
NO ₂ ⁻	X		X			X		X
NO ₃ ⁻	X		X			X		X
S ²⁻	X					X		X
SO ₄ ²⁻	X		X			X		X
H ₂ S		X						X
C ₂ H ₄ O ₂		X						X

Fuente: Elaboración propia

3.4.Fases del proyecto

3.4.1. Fase I. Fase abiótica.

En la primera fase, el sistema operó en condiciones abióticas con agua de grifo para observar el funcionamiento del sistema hidráulico (bombas, recirculaciones, válvulas) del sistema o si existían fugas en las estructuras. Después de esto, se inició con la inyección de diferentes concentraciones del contaminante sulfuro de hidrógeno (H₂S) y ácido acético (C₂H₄O₂) por

medio de una bomba de jeringa de 20 mL, con el fin de generar en el espacio de cabeza del decantador primario suficiente concentración de contaminantes odoríferos para medir valores significativos y tener un rango de control antes de ingresar el ARS y el fango activo en el reactor. Las concentraciones de contaminante que se debe inyectar en el sistema para alcanzar el rango de valor esperado en la evaluación sirven para observar la posterior reducción de dichos compuestos. En esta fase, se tomaron muestras tres veces por semana, durante 43 días.

3.4.2. Fase II. Fase dedicada a la estabilidad del sistema de fangos activos.

En la fase dos, por el influente del sistema ingresó el agua residual sintética (ARS) preparada la cual simuló la composición del agua residual urbana modelo, y al reactor biológico se le adicionó el fango activo procedente de la línea de recirculación de fangos activos de la Depuradora de Aguas Residuales de Valladolid, con una concentración de microorganismos inicial de 6000 mg SSV/L, con el fin de que el sistema a escala piloto sea lo más acorde a la realidad de una EDAR convencional y para tener condiciones de operación y características fisicoquímicas controladas. El caudal de entrada del ARS fue de 12 mL/min, lo que supuso un consumo de ARS de 17,28 L/día y un tiempo de retención hidráulico de 15 h. En esta fase se pretendía observar el comportamiento del espacio de cabeza del decantador primario en cuanto a la generación de compuestos odoríferos (H_2S y $C_2H_4O_2$), sin la inyección del contaminante preparado. Adicionalmente, en esta fase comenzó el análisis fisicoquímico del sistema tomando muestras tres veces por semana durante 21 días en el influente y el efluente para analizar los parámetros fisicoquímicos.

3.4.3. Fase III. Fase dedicada a la inyección de contaminantes odoríferos

En la tercera fase, se le inyectó al sistema la dosis de contaminante de H_2S y $C_2H_4O_2$ establecida en la fase I para evaluar la concentración de contaminantes odoríferos en el espacio de cabeza teniendo en cuenta un rango de generación controlado. En esta fase se controló de forma diaria la purga del fango sedimentado en el sedimentador secundario, para que este operara correctamente (es decir, manteniendo la concentración de microorganismos en el sistema) y se analizaron los parámetros fisicoquímicos en el influente y el efluente del sistema. Asimismo, se cuantificó la concentración de contaminantes odoríferos en el espacio de cabeza del decantador primario tomando muestras tres veces por semana durante 23 días.

3.4.4. Fase IV. Fase dedicada a la recirculación de fangos activos a cabecera de la planta.

En la fase cuatro, se empezó con la recirculación del fango activo sedimentado en el sedimentador secundario (fango de purga) a cabecera de la planta piloto, con una recirculación diaria aproximada de 450 mL/día. En este sentido, al decantador primario ingresaba el ARS, los contaminantes olorosos y el fango activo de recirculación. En esta fase se analizaron los parámetros fisicoquímicos en el influente, el efluente y adicionalmente se tomó muestra a la salida del decantador primario para analizar SST, SSV, NO_2^- , NO_3^- y SO_4^{2-} para observar el comportamiento de los fangos activos que ingresaban a este por medio de la recirculación. Además, se cuantificó la concentración de contaminantes odoríferos en el espacio de cabeza tomando muestras tres veces por semana durante 28 días.

3.4.5. Fase V. Fase dedicada a la adición de nitratos (NO_3^-) al sistema de fangos activos.

La quinta fase, se inició con la adición de nitratos (NO_3^-) al sistema manteniendo la recirculación de fango activo. El NO_3^- fue adicionado mediante una preparación de una disolución a partir de nitrato sódico (NaNO_3) con una concentración de 600 mg/L. Teniendo entonces en el influente de entrada los flujos del ARS, la inyección de la dosis de los contaminantes, la recirculación del fango activo y por último la entrada de los NO_3^- . En esta fase, se analizaron los parámetros fisicoquímicos en el influente, la salida del decantador primario y el efluente del sistema y se cuantificó la concentración de contaminantes odoríferos tomando muestras tres veces por semana durante 16 días.

3.5. Cálculos preliminares

3.5.1. Cálculo del caudal de entrada al reactor biológico

Para el cálculo del caudal de entrada al sistema de fangos activos a escala piloto se tuvo en cuenta principalmente el volumen del reactor biológico ($0,011 \text{ m}^3$) y el tiempo de retención hidráulica (TRH) del sistema (15 h).

$$Q = \frac{V}{\text{TRH}}$$

Donde:

Q= Caudal de entrada al reactor (mL/min)

V=Volumen del reactor (m^3)

TRH= Tiempo de retención hidráulica en el reactor (h)

$$Q = \frac{0,011 \text{ m}^3}{15 \text{ h}} = 0,000733 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} = 12 \frac{\text{mL}}{\text{min}}$$

3.5.2. Cálculo del caudal de recirculación externa del fango activo

$$Q_{\text{Rfango}} = 0,25 * Q_e$$

Donde:

Q_{Rfango} : Caudal de recirculación de fango activo a la cabecera del sistema

Q_e : Caudal del influente (mL/min)

$$Q_{\text{Rfango}} = 0,25 * 12 \frac{\text{mL}}{\text{min}} = 3 \frac{\text{mL}}{\text{min}}$$

3.5.3. Cálculo del caudal de recirculación del sistema de nitrificación/desnitrificación

Según la EPA 1993 este valor se encuentra entre 1 y 4 veces el caudal de entrada con un oxígeno disuelto de 2 mg O₂/L. En nuestro estudio, se seleccionó un valor de 2.

$$Q_{\text{RN}} = 2 * Q_e$$

Donde:

Q_{RN} : Caudal de recirculación de nitratos (NO₃⁻) a cabecera del sistema

Q_e : Caudal del influente (mL/min)

$$Q_{\text{RN}} = 2 * 12 \frac{\text{mL}}{\text{min}} = 24 \frac{\text{mL}}{\text{min}}$$

3.5.4. Cálculo del caudal de los fangos activados de recirculación (RAS)

Esta es la tasa de flujo en el que una parte de los fangos activados se devuelve al tanque de aireación para mantener el nivel de microorganismos en el sistema biológico.

$$Q_{\text{RAS}} = Q_e * \left[\frac{\text{MLSS}}{(\text{SS}_{\text{RAS}} - \text{MLSS})} \right]$$

Donde:

Q_{RAS} : Caudal de fangos activados de recirculación (RAS) (mL/min)

Q_e : Caudal del influente (mL/min)

MLSS: Concentración del licor mezcla (ppm)

SS_{RAS} : Sólidos suspendidos en los fangos activados de purga (ppm)

$$Q_{RAS} = 12 \frac{\text{mL}}{\text{min}} * \left[\frac{3000 \text{ ppm}}{(8500 \text{ ppm} - 3000 \text{ ppm})} \right] = 6,6 \frac{\text{mL}}{\text{min}}$$

3.5.5. Cálculo del caudal de purga de fango del sedimentador secundario

$$\theta = \frac{V * X_R}{Q_W * X_W}$$

Donde:

θ = edad de lodo (10 días)

V=Volumen del reactor (m^3)

X_R = Promedio de la concentración de SSV en el reactor biológico (Kg/m^3)

X_W = Promedio de la concentración de SSV en el sedimentador secundario (Kg/m^3)

Q_W = Caudal de purga (mL/día)

$$Q_w = \frac{V * X_R}{\theta * X_W}$$

$$Q_w = \frac{0,011 \text{ m}^3 * 2,55 \frac{\text{Kg}}{\text{m}^3}}{10 \text{ d} * 6,20 \frac{\text{Kg}}{\text{m}^3}} * \frac{10^6 \text{ mL}}{1 \text{ m}^3} = 452 \frac{\text{mL}}{\text{d}}$$

Por lo tanto, se recircula desde el sedimentador secundario a cabecera de la planta un promedio de 450 mL/d de fango activo

3.5.6. Cálculo de la producción de microorganismos en el sistema de fangos activos

$$P_X = Y * Q * (S_0 - S)$$

Donde:

P_X : Producción de microorganismos en el reactor biológico ($\text{KgXgenerados}/\text{día}$)

Y: Rendimiento de síntesis celular ($\text{kgXgenerados}/\text{kgDQOeliminada}$), valor típico: 0.4

Q_e : Caudal del influente (mL/min)

$(S_0 - S)$: DQO eliminada (mgDQOeliminada/L)


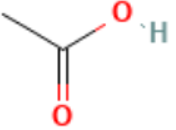
$$P_X = 0,4 \frac{\text{KgXgenerados}}{\text{KgDQOeliminada}} * 12 \frac{\text{mL}}{\text{min}} * 0,668 \frac{\text{mgO}_2}{\text{mL}} * 1440 \frac{\text{min}}{\text{d}} * \frac{1 \text{ Kg}}{10^6 \text{ mg}} * \frac{10^3 \text{ g}}{1 \text{ Kg}}$$

$$= 4,6 \frac{\text{gXgenerados}}{\text{d}}$$

3.6.Preparación de contaminante Odorante químico

Los compuestos odoríferos modelo utilizados en este estudio fueron sulfuro de hidrógeno (H_2S) y ácido acético ($\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$). El contaminante se preparó a partir de sulfuro de sodio nonahidrato 98+% reactivo ACS ($\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$). El ácido acético, con un nivel de pureza superior al 99,9%, se adquirió de Panreac Applichem (España). En la Tabla 3 se muestran las principales características de cada compuesto volátil según su fórmula química, percepción del olor, solubilidad de Henry (H^{CC}), pesos y estructuras moleculares.

Tabla 3. Principales características del modelo de compuestos odoríferos evaluados.

Compuesto	Formula química	Percepción de olores	Valor umbral de olor (ppm, v/v)	H^{CC}	Peso molecular (g/mol)	Estructura molecular
Sulfuro de hidrógeno	H_2S	Huevo podrido	0,00041 [22]	0,00091 [23]	34,10	
Ácido acético	$\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$	Vinagre	0,0060 [22]	14,0 [28]	60,05	

Fuente: [18]

Para la preparación del ácido acético se tuvo en cuenta la densidad del $\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$, correspondiente a $1,05 \text{ g/cm}^3$. Los dos compuestos fueron preparados en Erlenmeyer de 50 mL y alimentados al sistema por una bomba de jeringa con un caudal de 0,21 mL/hora.

Así:

$$\text{Na}_2\text{S} = \frac{124200 \text{ mg}}{1\text{L}} * \frac{1\text{L}}{1000\text{mL}} * \frac{1\text{g}}{1000\text{mg}} * 50 \text{ mL H}_2\text{O} = 6,21 \text{ g Na}_2\text{S}$$

$$\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2 = \frac{72000\text{mg}}{1\text{L}} * \frac{1\text{mL}}{1050\text{mg}} * \frac{1\text{L}}{1000\text{mL}} 50 \text{ mL H}_2\text{O} = 3,42 \text{ mL C}_2\text{H}_4\text{O}_2$$

3.7.Procedimientos analíticos

El seguimiento analítico del funcionamiento del sistema a escala piloto de la EDAR se realizó tomando tres muestras por semana durante 13 semanas en tres puntos del sistema: en el agua del influente (entrada), la salida del decantador primario y en la descarga del efluente (salida), a una temperatura ambiente aproximada de 25°C.

3.7.1. Demanda química de oxígeno (DQO)

El ensayo de determinación de la demanda química de oxígeno (DQO) se realizó según el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [35], para las muestras de influente y efluente, con el fin de conocer la concentración de la materia orgánica degradada en el proceso de tratamiento.

3.7.2. Sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV)

La determinación de los SST y SSV, se analizó siguiendo la metodología propuesta por APHA, AWWA & WEF [35]. Para ello, se tomó un volumen de muestra en agitación y se filtró en vacío por filtros de 0,7 µm. posteriormente, los filtros fueron secados a 105°C en estufa y calcinados a 550°C en mufla, para las muestras tomadas del reactor biológico aerobio y la salida del sedimentador secundario y a la entrada al decantador primario desde la fase IV.

Se calcula el contenido de SST y SSV con la siguiente ecuación:

$$\text{SST} = \frac{(P1 - P0)}{V} * 1000 \qquad \text{SSV} = \frac{(P1 - P2)}{V} * 1000$$

Donde:

P0: Masa del filtro limpio (g)

P1: Masa del filtro después de la estufa (g)

P2: Masa del filtro después de la mufla (g)

V: Volumen de la muestra (L)

3.7.3. Oxígeno disuelto

La determinación del oxígeno disuelto (OD) en el tanque aerobio se realizó utilizando la sonda Oxi 3310 SET 1 WTW, la cual fue calibrada diariamente previo a cada análisis. Para ello, la sonda se sumergió directamente en el reactor aerobio haciendo que pase suficiente muestra a través de la superficie de la membrana. Esta determinación se llevó a cabo de forma diaria y por duplicado. Para controlar las condiciones de aireación de reactor aerobio, se utilizó un compresor conectado a un rotámetro para facilitar la regulación de aireación, ya que, en el proceso de fangos activos la concentración de OD debe ser de 1,5 a 3,0 mg O₂/L para garantizar el correcto metabolismo de los microorganismos heterótrofos y nitrificantes aerobios.

3.7.4. pH

El ensayo de determinación de pH se realizó mediante la utilización de pH-metro BASIC 20+ referencia CRISON calibrado diariamente con soluciones tampón de pH 4, 7 y 10. El pH se midió en muestras representativas del influente y efluente y a la salida del decantador primario desde el inicio de la fase IV.

3.7.5. Carbono Orgánico Total (TOC) y Nitrógeno Total (TN)

El ensayo de determinación de la concentración de Carbono Orgánico Total (TOC) y Nitrógeno Total (TN), se realizó mediante el uso de patrones de carbono total (TC), carbono inorgánico (IC) y nitrógeno total (TN) refrigerados. Inicialmente, las muestras de influente y efluente se filtraron con filtros de 0,7 µm y se prepararon diluciones de las muestras del influente (5:30 mL) y efluente (10:30 mL) con agua milli Q, para posteriormente ser analizadas en el equipo TOC-L SHIMADZU Total Organic Carbon Analyzer. En el análisis se midió tanto el TN, el TC y el IC, ya que el TOC representa la cantidad de carbono unido a un compuesto orgánico y se da por la diferencia de estos dos.

3.7.6. Nitritos (NO₂⁻), Nitratos (NO₃⁻) y Sulfatos (SO₄²⁻)

La concentración de aniones, específicamente Nitritos (NO₂⁻), Nitratos (NO₃⁻) y Sulfatos (SO₄²⁻), se midió por cromatografía líquida (HPLC-IC) según García [36] para los puntos de influente y efluente y a la salida del decantador primario desde el inicio de la fase IV, posterior a la filtración de las muestras homogenizadas por un filtro de 0,22 µm.

3.7.7. Sulfuros (S²⁻)

El ensayo de determinación de concentración de sulfuros (S²⁻) se realizó mediante la utilización de un kit de análisis de sulfuros (Spectroquant®, Merck) que contiene tres reactivos

distintos (S1, S2 y S3). Este procedimiento consiste en agregar 1 gota del reactivo S1, 5 gotas del S2 y 5 gotas de S3 en una muestra representativa de 5 mL, agitando las muestras después de la adición de cada reactivo. Este análisis se llevó a cabo en las muestras del influente y efluente del sistema. Posteriormente, se realizó la lectura de la absorbancia en el espectrofotómetro Spectrostra Nano a una longitud de onda de 665 nm.

Además, para poder cuantificar la concentración de sulfuros en las muestras, se realizó una curva de calibración (Figura 17) a partir de varias disoluciones patrón de sulfuro de sodio (Na_2S) con concentraciones de 2, 4, 6, 8 y 10 ppm. Para la preparación de los patrones se partió de una disolución madre pesando 6,0849 mg de Na_2S con una concentración de 100 ppm. La relación entre la absorbancia y la concentración de Na_2S mostró un nivel de correlación del 99,7%, lo que indicó una buena relación lineal para llevar a cabo dicha determinación. Además, para conocer la concentración real de sulfuros en las muestras evaluadas se aplicó la ecuación de la recta:

$$y = b + m * x$$

Donde:

y: es la señal medida o absorbancia.

b: es la ordenada en el origen (intersección de la recta en el eje de ordenadas)

m: es la pendiente de la recta

x: es la concentración del analito, representada en el eje de abscisas

Tomando dos puntos de la recta, se calcula la pendiente y ya se podría obtener la concentración de analito midiendo la señal:

$$X = \frac{y - b}{m}$$

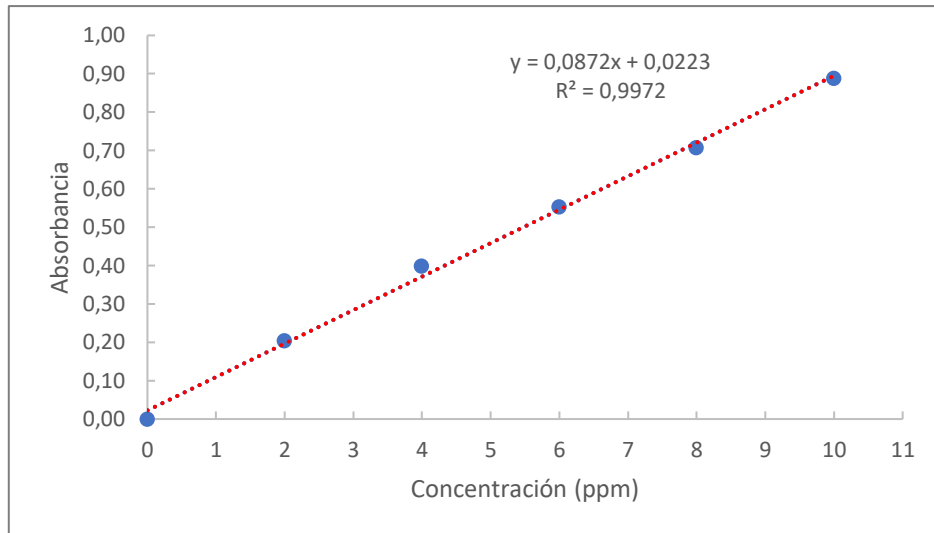


Figura 17. Curva de calibración de Sulfuros

3.7.8. Amonio (NH_4^+)

El ensayo de determinación de amonio (NH_4^+) se llevó a cabo por espectrofotometría en todas las muestras del influente y efluente del sistema. Para poder analizar las mediciones en el rango de absorbancia apropiado, se realizó una dilución 1:10 para el influente y 1:1 para el efluente. Sin embargo, en la fase IV, tanto para el influente como para el influente, se realizó una dilución de 1:10. Para llevar a cabo el procedimiento se pipetearon 10 mL de la muestra a la dilución correspondiente en tubos de ensayo. Posteriormente, se agregaron 12 μL del reactivo EDTA con posterior agitación en vórtex y se esperó tres minutos. Pasado este tiempo, se añadieron 400 μL del reactivo NESSLER con agitación en vórtex y después de esperar 10 minutos se analizaron las muestras en el espectrofotómetro Spectrostra Nano a una longitud de onda de 425 nm. El método consiste en que la sal de NH_4^+ disuelta, reacciona con el reactivo NESSLER alcalino, elevándose el pH del medio, por el cual se obtiene el amonio. Esta reacción produce una coloración gradual de amarillo a pardo, a medida que aumenta la concentración de amonio.

Además, para cuantificar la concentración de amonio, se realizó una curva de calibración (Figura 18) partiendo de varias disoluciones patrón (1, 2, 3, 4 y 5 ppm) obtenidas a partir de una disolución madre de cloruro de amonio (NH_4Cl) con una concentración de 100 ppm. La relación lineal entre la concentración de NH_4Cl y la absorbancia fue de 99,9%. Para calcular la concentración de NH_4^+ en las muestras evaluadas, se tuvo en cuenta la ecuación de la recta, al igual que se hizo con el sulfuro, con la aplicación de ecuación de la recta $y = b + m * x$.

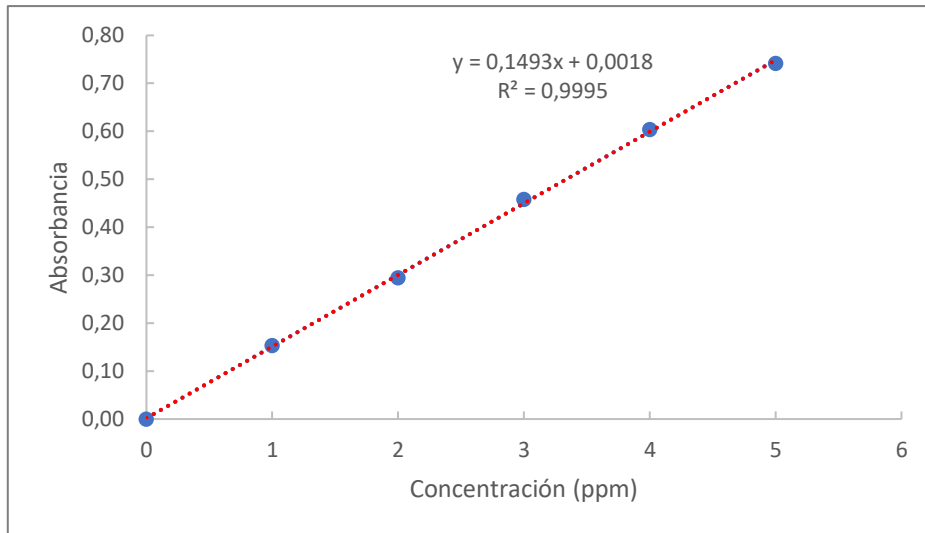


Figura 18. Curva de calibración de Amonio

3.7.9. Cuantificación de contaminantes odoríferos

La cuantificación de los contaminantes odoríferos objeto de este trabajo (H_2S y $C_2H_4O_2$), se realizó mediante espectrometría de masas. Concretamente, se utilizó el espectrómetro de masas QGA, fabricado por Hiden Analytical (Reino Unido), para cuantificar las concentraciones de contaminantes en el espacio de cabeza del decantador primario. Este equipo consta de un cuadrupolo simple con una fuente de ionización APSI, un multiplicador de electrones secundario dual interno (SEM), un detector de Faraday y un capilar de muestreo de precisión de entrada de cuarzo calentada (QIC). El equipo QGA cuenta con un rango de masa estándar de 1 a 200 unidades de masa atómica (uma) y con detección en un rango dinámico extremadamente alto de hasta el 100%, detectando una concentración superior a 0,1 ppm. Los detectores de Faraday y SEM fueron previamente calibrados utilizando el Software MASsoft Professional versión 7 y aire atmosférico, de acuerdo con los requerimientos del fabricante.

Para poder cuantificar los contaminantes odoríferos, el espectrómetro de masas QGA fue previamente calibrado a partir de una concentración conocida de H_2S y ácido acético. Para ello, se desplazó el aire de una botella de vidrio hermética con septum de 2,1 litros, manteniendo así las condiciones experimentales del decantador primario (espacio de cabeza en ausencia de oxígeno) y así no interferir en la oxidación de los compuestos olorosos. Posteriormente, se inyectaron 8 mL de gas H_2S (22%) y 4 μ L de ácido acético con jeringa de gas y líquido, respectivamente, y se dejó volatilizar el ácido acético. Una vez volatilizado, la botella se presurizó con helio a 500 mbar antes del análisis, ya que el QIC del QGA requiere de al menos 100 mbar de presión para poder inyectar y analizar los compuestos gaseosos. Finalmente, el

capilar fue conectado a la botella con ayuda de una aguja y el equipo fue satisfactoriamente calibrado con una desviación estándar relativa (RSD) < 1 para cada compuesto.

Las muestras del espacio de cabeza del decantador primario fueron tomadas por medio de dos válvulas instaladas para toma de muestras gaseosas. En la primera válvula, se acopló una bolsa Tedlar con 1 litro de helio y en la otra una caja pulmón toma de muestras mediante succión, la cual contenía en su interior una bolsa Tedlar vacía. Dicha caja se conectó a una bomba con el fin de succionar el litro de helio de la bolsa conectada a la primera válvula y a su vez desplazar una muestra representativa de contaminante gaseoso a la bolsa interna de la caja. Posteriormente esta muestra se analizó en el espectrómetro de masas QGA con ayuda de la bomba en sentido de impulsión para favorecer la inyección de contaminantes en el capilar con una presión superior a 100 mbar.

4. Resultados y discusión

4.1. Evaluación del tratamiento de fangos activos del sistema a escala piloto.

En este estudio se ha evaluado el comportamiento de una planta piloto de aguas residuales compuesta por un decantador primario, un tratamiento biológico de fangos activos y un sedimentador secundario. Se ha prestado especial interés a la capacidad de degradación de materia orgánica, la eliminación de amonio mediante nitrificación/desnitrificación del sistema de fangos activos y al control de compuestos odoríferos (H_2S y ácido acético) mediante estrategias de prevención de olores como ASR y OAR. Todo ello, teniendo en cuenta cinco diferentes fases de operación (ver sección 3.4) y parámetros operacionales fisicoquímicos con el fin de probar el buen funcionamiento de sistema biológico de depuración.

4.1.1. Fase abiótica

En la fase abiótica de la investigación se observó el comportamiento del sistema de tratamiento a escala piloto operando con agua de grifo para comprobar el funcionamiento de la estructura y del sistema hidráulico (bombas, recirculaciones, válvulas, fugas). Después de esto, se inyectaron distintas concentraciones del Na_2S y ácido acético con ayuda de una bomba de jeringa, con el fin de generar en la fase gaseosa del espacio de cabeza del decantador primario suficiente concentración de contaminantes odoríferos para observar su comportamiento y transformación en las fases posteriores.

En la Figura 19 se puede ver el comportamiento de las concentraciones iniciales en el espacio de cabeza de H_2S y ácido acético. Inicialmente se observó un valor de $6,5 \pm 1$ ppm_v para el H_2S y $0,98 \pm 1$ ppm_v para el ácido acético. Después de cinco días se observó que la concentración de estos compuestos en el espacio de cabeza aumentó significativamente en un 24,7% para el H_2S y 7% para el ácido acético, ya que se generó una acumulación de contaminantes en el espacio de cabeza del decantador primario que no era degradada ni transformada. Sin embargo, la generación de H_2S se estabilizó a partir del día 1 y el ácido acético mostro una menor estabilidad debido a si carácter hidrofílico de acuerdo con su solubilidad (Tabla 3). Además, en esta fase, se hicieron varias pruebas inyectando diferentes concentraciones de contaminante hasta llegar al equilibrio gas-líquido. Después de cada inyección de contaminante se esperó un promedio de dos días para tomar la muestra y medirla, permitiendo que el contaminante se estabilizara en el espacio de cabeza. Cabe destacar, que el aumento en la concentración de contaminante no provoco un incremento significativo en las emisiones gaseosas generadas en

el espacio de cabeza, y por este motivo, se decidió poner en marcha la etapa experimental biótica con ARS.

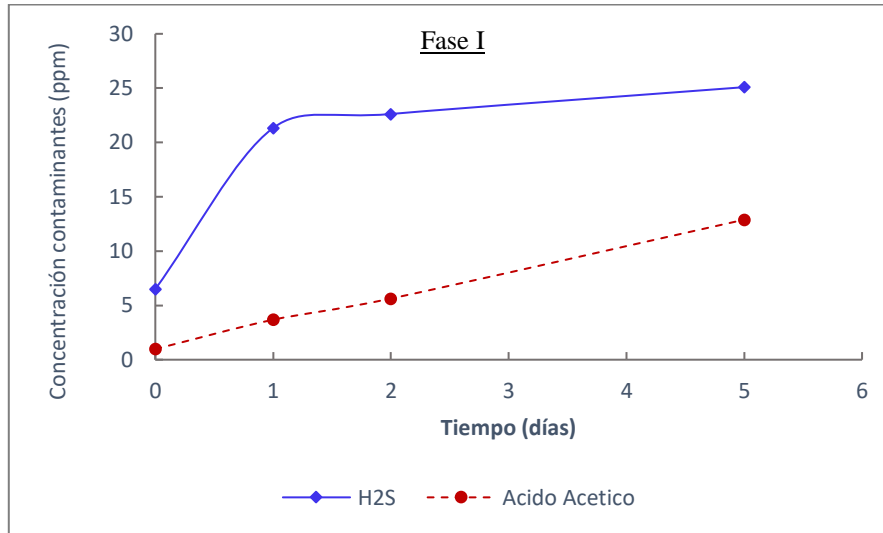


Figura 19. Evolución temporal de las concentraciones de H₂S y ácido acético en el espacio de cabeza del decantador primario en condiciones abióticas

A continuación, se describen los resultados obtenidos desde la fase II y hasta la totalidad del estudio de los parámetros fisicoquímicos analizados en el tratamiento por fangos activos.

4.1.2. Evaluación de la degradación de materia orgánica en el sistema de fangos activos

Para evaluar el rendimiento del sistema en términos de eliminación de materia orgánica, se determinó la DQO en el influente y el efluente. En este sentido, la DQO total en el influente tuvo un valor promedio de 778 mg O₂/L ± 2,8 y en el efluente de 90 mg O₂/L ± 4,3, lo que supuso un rendimiento de eliminación de materia orgánica de 88,4%, cumpliendo con el límite de vertido de la Directiva de la Unión Europea 98/15/CE en la que se especifica que el valor en el efluente debe ser inferior a 125 mg/L. Por otro lado, a partir de la determinación de DQO se obtuvo la producción teórica de microorganismos dentro del reactor biológico, mostrando que con un rendimiento de 0,4 kg de microorganismos generados sobre los kg de DQO eliminada y un caudal promedio de entrada al sistema de 17,28 L/día se obtienen 4,6 g SSV/día de microorganismos generados.

4.1.3. Seguimiento del oxígeno disuelto en el reactor biológico

La Figura 20 muestra que el oxígeno disuelto en el reactor biológico el día uno fue de 3,28 ± 0,10 mg O₂/L, y durante la fase II (fase dedicada a la estabilidad del sistema) se observaron

fluctuaciones debido a la inestabilidad del sistema y la cantidad de aire suministrado al reactor. Por otro lado, desde el día 27, en el que se inició la fase III, se logró una estabilización de la concentración del oxígeno disuelto y a partir de ello el 98,18% de los datos medidos se encontraron en el rango de 1,7 a 3,0 mg O₂/L dando un valor promedio de $2,09 \pm 0,10$ mg O₂/L, lo que permite establecer que dentro del reactor biológico se desarrollaba un proceso de nitrificación adecuado [37]. Los microorganismos en este intervalo de oxígeno tienen condiciones adecuadas para los procesos de oxidación de contaminantes y de nitrificación [38]. Por otro lado, se puede inferir según los datos obtenidos que dentro del reactor biológico se contaba con una buena velocidad de biodegradación de contaminantes como el nitrógeno o el fósforo, ya que esta es mucho más rápida en condiciones aerobias que en condiciones anaerobias [39].

Cabe destacar, que en el día experimental 12, se observó una disminución del oxígeno disuelto por debajo de 1,0 mg O₂/L, debido a la desconexión puntual de la línea de aire, lo que generó un descenso drástico en la concentración del oxígeno dentro del reactor biológico y a la hora de hacer la medición no hubo tiempo suficiente para recuperar el oxígeno disuelto en el sistema. En la Figura 20 también se puede observar la variación de la temperatura en el tiempo. En la línea azul se puede ver que, cuando disminuye la temperatura el valor del oxígeno disuelto se ve ligeramente afectado. En este estudio, se monitorizó la temperatura ambiente en la que se encontraba ubicada la planta piloto y se registró una temperatura promedio de 26°C, llegando a máximos de 30°C y mínimos de 22°C.

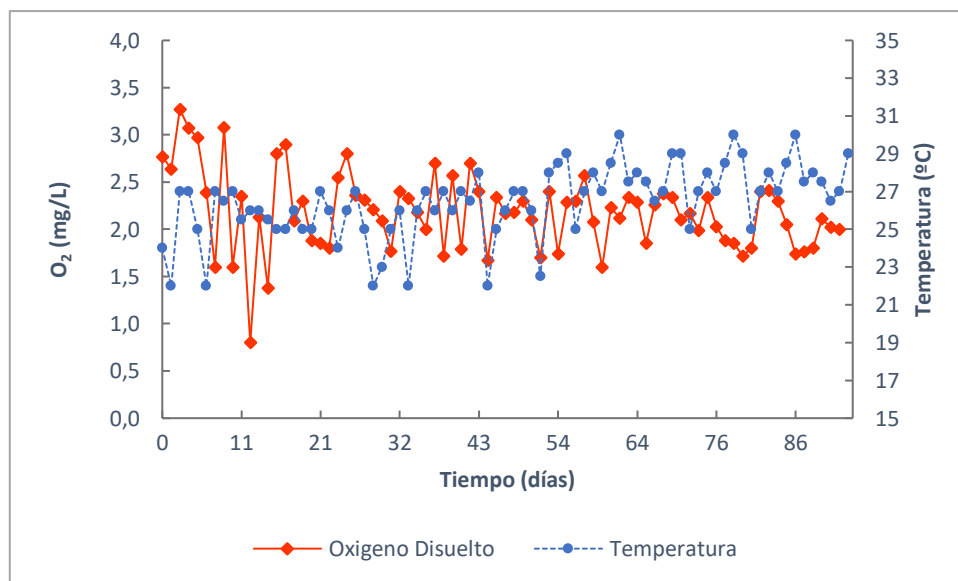


Figura 20. Variación de O₂ y la temperatura en reactor biológico en el tiempo

4.1.4. Seguimiento del pH en el sistema de fangos activos

El pH inicial del agua residual sintética arrojó un valor de $7,75 \pm 0,10$ el primer día y a partir de ese momento, se registraron valores de pH en el influente de un máximo de $8,01 \pm 0,10$ y un mínimo de $7,28 \pm 0,10$ con un promedio para el total del estudio de $7,64 \pm 0,50$. Por otro lado, para el caso del efluente el valor máximo de pH fue de $8,61 \pm 0,10$ y el valor mínimo de $8,31 \pm 0,10$ con un promedio de los datos totales de $8,46 \pm 0,20$. Estos datos determinan que los valores de pH medidos se encuentran dentro de los valores que producen una tasa máxima de nitrificación [40], ya que, valores de pH por debajo de 7,0 dan lugar a una disminución en la tasa de nitrificación del sistema.

De forma más concreta, se puede ver que en el influente aparece un ligero aumento en el valor de pH en la entrada del sistema a partir de la fase III, que pudo ser causado por la recirculación del fango activo a cabecera del sistema, puesto que, el pH en el sedimentador secundario presentó valores más altos que en el influente. Además, también pudo ser causado por cambios en la temperatura ambiente, puesto que a lo largo del estudio se presentaron fluctuaciones, presentando máximos de 30°C y mínimos de 22°C (Figura 20). El día 74, al inicio de la fase V, se observó una disminución en el valor de pH que pudo deberse al cambio en el agua residual de entrada por la adición de nitratos (NO_3^-) y de nitritos (NO_2^-) procedente de la recirculación de la purga de fangos, así como a problemas con la desnitrificación, ya que, tiene un efecto directo en la disminución de la alcalinidad y, por ende, en la disminución del pH.

Para la muestra tomada a la salida del decantador primario (amarillo) que inicia el día 46, se observó que esta sigue el mismo comportamiento que el influente (azul), y muestra un valor promedio de $7,8 \pm 0,10$, determinando entonces, que el paso del agua residual por el decantador primario no genera cambios significativos en el valor de este parámetro.

En cuanto al pH de la muestra tomada en el efluente, se observa que este tiene una tendencia más estable durante todas las fases del estudio, determinando que la recirculación del fango y la inyección del contaminante preparado no son un factor de cambio para este parámetro a la salida del sistema de tratamiento, arrojando un valor promedio de $8,47 \pm 0,10$, y permitiendo que el pH cumpla con lo establecido en la Directiva de la Unión Europea 98/15/CE, que fija los valores límite de vertido de pH entre 6 y 8 [12].

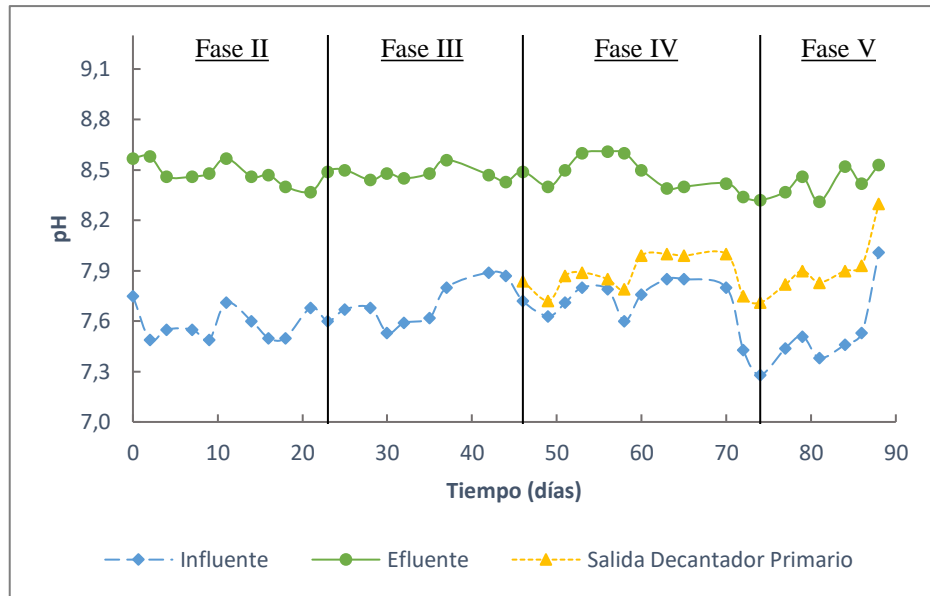


Figura 21. Variación del pH en el tiempo.

4.1.5. Evaluación de los Sólidos Suspendedos Volátiles (SSV) en el sistema de fangos activos

En la Figura 22 se observa la evolución de los SSV a lo largo del estudio. La concentración en SSV se mantuvo prácticamente constante a lo largo del ensayo durante las fases II, III y IV, con algunas fluctuaciones que se pueden considerar normales dentro del funcionamiento del sistema en continuo. Como se observa, las muestras se tomaron y analizaron del reactor biológico y de la salida del sedimentador secundario a lo largo de todas las fases y en la entrada del decantador primario (influyente) a partir de la fase IV, momento en el que se recirculó la biomasa de purga a la entrada del sistema como estrategia de prevención de olores (ver sección 3.4.4)

Durante la fase II del estudio se observó que la concentración de SSV en el reactor biológico fue de $3,04 \pm 0,07$ g SSV/L. Posteriormente, durante la fase III, la concentración de SSV fue de $3,15 \pm 0,04$ g SSV/L y durante la fase IV de $3,19 \pm 0,08$ g SSV/L, lo que se traduce en un aumento de la concentración de SSV en el reactor en un 3,5% cuando se inyectó el contaminante H_2S y ácido acético. Sin embargo, solo aumentó en un 1,2% con el inicio de la recirculación del fango activo, manteniendo en la fase III y IV un rango en valores máximos de $4,45 \pm 0,60$ g SSV/L y mínimos de $2,04 \pm 0,60$ g SSV/L, permitiendo que dentro del reactor se desarrollen las actividades de degradación de nutrientes y correcto metabolismo de los microorganismos.

En el sedimentador secundario, la concentración de sólidos fue de $7,05 \pm 0,09$ g SSV/L al inicio de la fase II, y al pasar a la fase III, correspondiente a la inyección del contaminante, se

observó una disminución del 7% en dicha concentración de SSV en el sedimentador. Posteriormente y en línea con la etapa de recirculación de fango del sedimentador secundario a cabecera del sistema (fase IV), los SSV vuelven a aumentar su concentración en un 14,8% tal como era esperado hasta valores de $7,52 \pm 0,20$ g SSV/L, ya que se logró un control y estabilidad entre los fangos activos que se generan desde el reactor biológico al sedimentador y la cantidad que se recirculó, correspondiente a 450 mL/día de fangos activos de purga.

La fase IV se inició con la medición de la concentración de SSV en el influente del decantador primario, ya que se quería evaluar la influencia de la recirculación del fango activo desde el sedimentador secundario en los contaminantes odoríferos presentes en el espacio de cabeza del decantador. En la Figura 23 se observa que los SSV en el influente del decantador primario tienen una presencia más diluida de sólidos, llegando a valores máximos de $0,85 \pm 0,04$ g SSV/L y mínimos de $0,14 \pm 0,03$ g SSV/L. Estas fluctuaciones fueron debidas a las variaciones en la sedimentabilidad del fango activo en el sedimentador secundario y al cambio de la microbiota responsable de la nitrificación en el reactor biológico. La pérdida en la sedimentabilidad del fango en el sedimentador secundario condujo al incremento en la generación de olores por la baja recirculación de microorganismos a la entrada del sistema (ver sección 4.2). Cabe destacar, que en este sistema se realizó una purga diaria del fango sedimentado de forma manual en el sedimentador secundario durante la fase II y III, para controlar el nivel de biomasa en el sistema, y en el decantador primario en la fase IV y V.

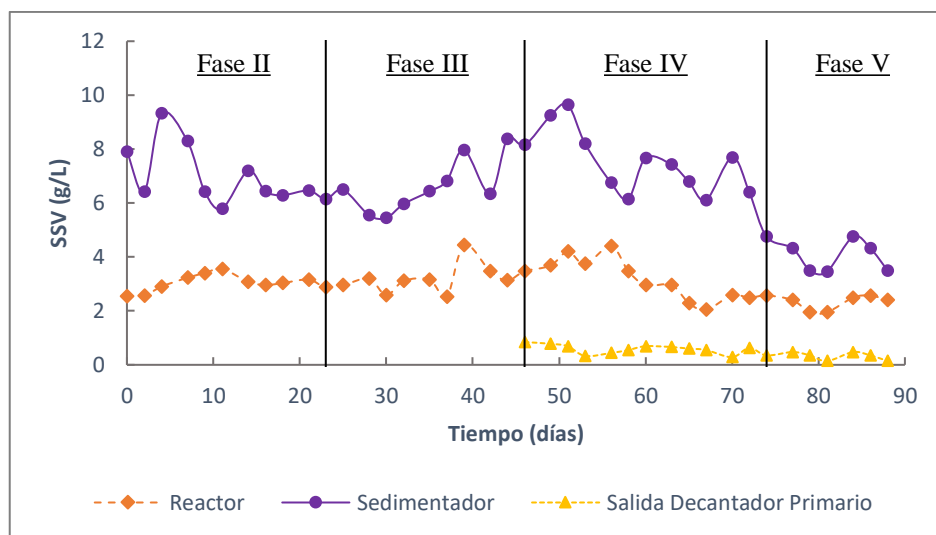


Figura 22. Variación de la concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) en el tiempo.

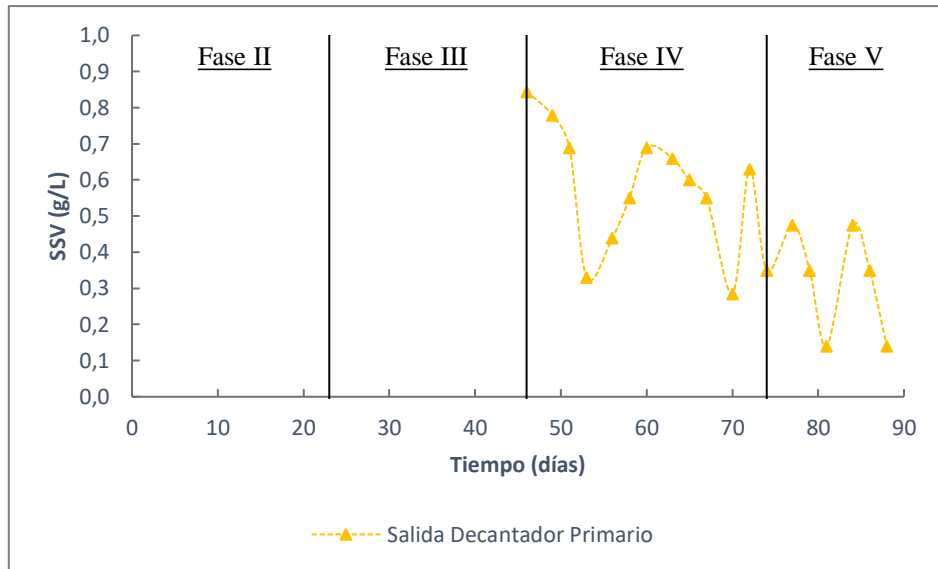


Figura 23. Variación de la concentración de Sólidos Suspendingos Volátiles (SSV) en el influente del decantador primario en el tiempo

4.1.1. Evaluación de la concentración de Carbono Total (TC) en el sistema de fangos activos

El TC es una medida de la cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en una muestra de agua [41]. Los compuestos que contienen carbono orgánico pueden disolverse en el agua o permanecer como material no disuelto en suspensión. Aunque la materia orgánica no tiene por qué ser tóxica, una elevada concentración en el agua puede tener un impacto significativo en los ecosistemas y dañar los equipos que no se supervisan ni se tratan [41].

En este estudio, del TC que ingresó en el sistema, un 48% fue transformado a dióxido de carbono en el proceso. En la Figura 24, se observa la evolución del TC en el influente con valores máximo de $535,43 \pm 1$ mg/L y mínimo de $365,95 \pm 1$ mg/L. Al pasar el agua residual por el tratamiento biológico de fangos activos, este parámetro se redujo hasta valores de 179 ± 1 mg/L, transformando un 48% del TC del agua residual. Cabe destacar que el agua residual tiene presente dos tipos de carbono que se definen como carbono orgánico e inorgánico. En este caso, el carbono orgánico total (TOC) se enlaza con hidrógeno u oxígeno para formar compuestos orgánicos. Por otro lado, el carbono inorgánico (IC) es la base estructural de compuestos inorgánicos, tales como gas carbónico y los iones carbonato y bicarbonato (CO_2 , HCO_3^- y/o CO_3^{2-}). En este sentido, el TC es la suma de estas formas de carbono.

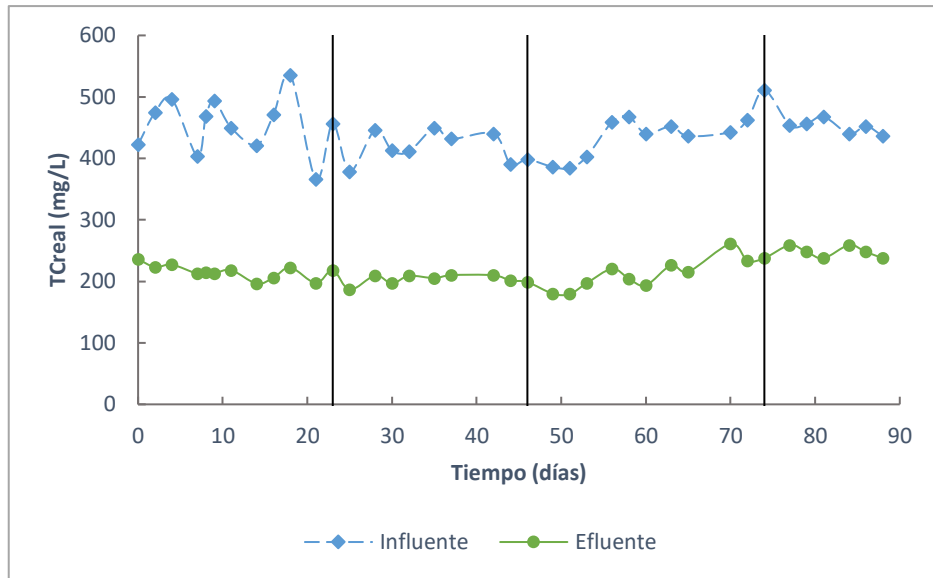


Figura 24. Variación de la concentración de Carbono Total (TC) en el tiempo.

4.1.2. Evaluación de la concentración de Carbono Orgánico Total (TOC) en el sistema de fangos activos

En la Figura 25 se observa que durante la fase II el sistema presentó oscilaciones en la concentración de TOC. Inicialmente se contó con un primer dato de $208,53 \pm 1$ mg/L y a partir de este se muestran valores que varían entre un rango mínimo de $193,08 \pm 1$ mg/L y un máximo de $346,25 \pm 1$ mg/L en todo el estudio. Sin embargo, al iniciar la fase de inyección de contaminantes (fase III), se observó una disminución de este parámetro encontrándose en un promedio de $247,8 \pm 1$ mg/L, y a partir de la fase IV, con la recirculación de fangos activos a cabecera del sistema se observó una concentración de TOC más estable, estableciéndose en un rango mínimo de $205,28 \pm 1$ mg/L y máximo de $298,28 \pm 1$ mg/L. Por otro lado, en el efluente se puede observar cómo los microorganismos y bacterias responsables de la biodegradación de materia orgánica favorecen que las concentraciones de carbono orgánico disminuyan significativamente hasta valores mínimos de 0 ± 1 mg/L y máximos de $21,06 \pm 1$ mg/L, eliminando un 93% del TOC. Este hecho permite inferir en que el proceso biológico de fangos activos evaluado en este estudio es correcto para disminuir la presencia de TOC del agua residual.

CONTAMINACIÓN ODORÍFERA EN EDARs

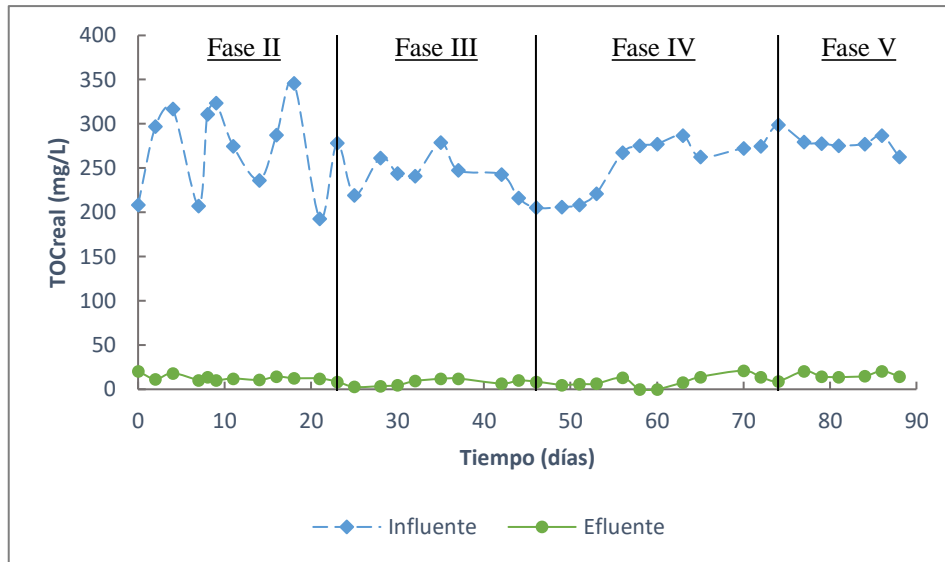


Figura 25. Variación de la concentración de Carbono Total Orgánico (TOC) en el tiempo.

4.1.3. Evaluación de la concentración de Carbono Inorgánico (IC) en el sistema de fangos activos

Los datos obtenidos para el IC se muestran en la Figura 26. Este parámetro consiste en el carbono contenido en carbonatos y dióxido de carbono disuelto en agua. En este caso, un 12,9% del dióxido de carbono se volatiliza, mientras que el remanente disuelto que queda es removido por el burbujeo de aire dentro del reactor biológico. En este caso, el IC medido corresponde al carbono que se deriva de carbonatos, bicarbonatos y dióxido de carbono disuelto. En la Figura 26 se puede ver que, durante todas las fases del estudio, este parámetro tiene un comportamiento estable en el tiempo, mostrando máximos de $213,8 \pm 1$ mg/L y mínimos de $157,2 \pm 1$ mg/L en el influente y máximos de $239,8 \pm 1$ mg/L y mínimos de $173,6 \pm 1$ mg/L en el efluente.

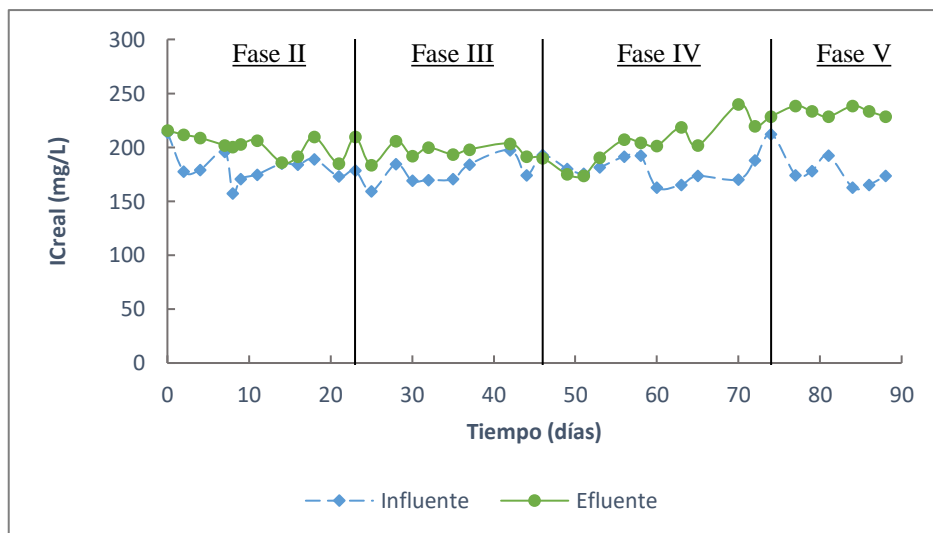


Figura 26. Variación de la concentración de Carbono inorgánico (IC) en el tiempo.

4.1.4. Evaluación de la concentración de Nitrógeno Total (TN) en el sistema de fangos activos

En este tipo de procesos de fangos activos, las formas de nitrógeno más importantes presentes en el agua residual son el nitrógeno orgánico, el nitrógeno amoniacal (NH_3 y NH_4^+), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-). En los datos evaluados para el TN se observó un rango de valores de entre $55,29 \pm 1$ mg/L y $85,12 \pm 1$ mg/L, mostrando cierto grado de estabilidad a lo largo de la investigación. Como se observa en la Figura 27, las bacterias y microorganismos presentes en el reactor biológico descomponen el 88% del nitrógeno orgánico, liberando NH_3 y NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- , ya que el medio es tanto aerobio como anóxico.

A partir del día 60 (fase IV) se observó un aumento significativo en la concentración del TN en el efluente del sistema, llegando a un valor máximo de salida del sistema de tratamiento de $51,44 \pm 1$ mg/L y eliminando ese día en particular solo un 27% del TN. Este hecho, fue debido a que en el reactor biológico de fangos activos no se estaba realizando el proceso de nitrificación/desnitrificación correctamente, afectando a este parámetro de manera significativa, puesto que no hubo una transformación del TN dentro del sistema, impidiendo que se oxidara y transformara. Además, se observó que, al realizar la recirculación del fango de purga a la cabecera de la planta (sin la adicción de nitrato), pudo haber generado un cambio en la microbiota de tanque aerobio, por la inhibición de las bacterias nitrificantes (o responsables de la nitrificación), ralentizando la transformación de NH_4^+ en NO_2^- y NO_3^- , ya que dichos inhibidores bloquean temporalmente la acción de la enzima amonio mono-oxigenasa en las bacterias *Nitrosomonas spp* y *Nitrobacter spp*, las cuales son responsables de dicha transformación (conversión de amonio a nitrito) [42].

En EDARs convencionales, se establece que el TN en esta forma es tóxico para el ecosistema acuático y entraña un riesgo para la salud pública junto al fósforo, ya que son responsables del crecimiento desmesurado de organismos fotosintéticos [43]. El primer paso para la eliminación del TN es la nitrificación. En el reactor biológico de fangos activos las bacterias *nitrosomonas* oxidaron el amoniaco para transformarlo en nitritos de forma biológica, controlando, además, factores externos como: la temperatura, el oxígeno disuelto y el pH para mantener las condiciones estables dentro del sistema. Se determinó entonces que la temperatura pudo ser un factor determinante, ya que durante el tiempo de estudio varió entre 20°C a 30°C, pudiendo afectar el metabolismo y desarrollo óptimo de las bacterias y microorganismo dentro del reactor biológico cuando aumentaba o disminuía.

En segundo lugar, en la desnitrificación por las condiciones anóxicas, el nitrato es reducido a nitrito y posteriormente a nitrógeno gas, mediante la acción de bacterias heterótrofas facultativas (*Achromobacter* spp., *Aerobacter* spp., *Alcalibacter* spp., entre otras), las cuales usan el carbono de la materia orgánica como fuente de energía y síntesis celular, y en ausencia de oxígeno utilizan el nitrato/nitrito como aceptor de electrones. Este proceso se vio principalmente afectado por la temperatura, por la cantidad de materia orgánica fácilmente biodegradable y por la concentración de nitrato, debido principalmente a la recirculación de fangos a la cabecera de la planta (sin nitrato), ya que se pudo observar cambios en el color del fango, cambiando la microbiota dentro del reactor biológico y con esto las condiciones óptimas de desnitrificación.

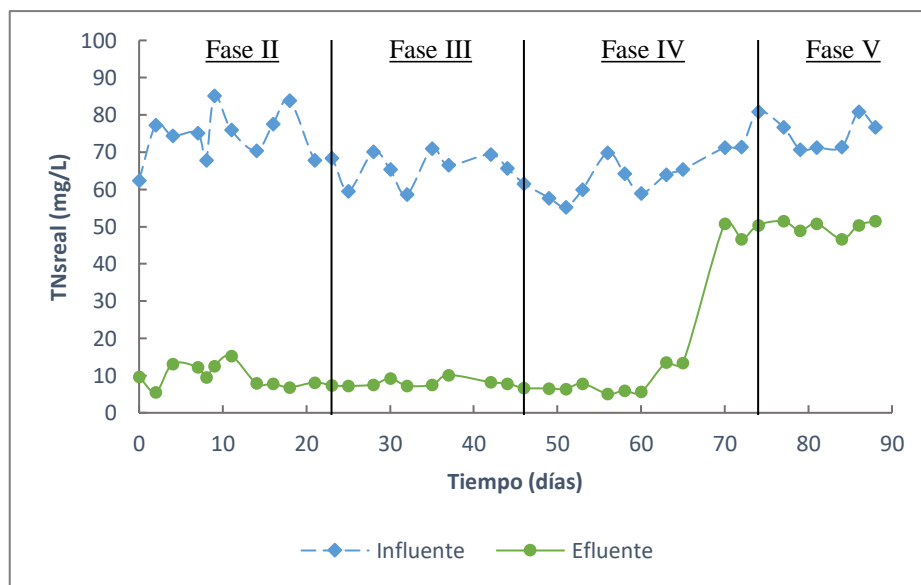


Figura 27. Variación de la concentración de Nitrógeno total (TN) en el tiempo

4.1.5. Evaluación de la concentración de Amonio (NH_4^+) en el sistema de fangos activos

El nitrógeno amoniacal considera todo el nitrógeno que existe como ion amonio (NH_4^+) o en el equilibrio como NH_3 , y en condiciones normales la fuente de nitrógeno amoniacal en aguas superficiales proviene de la degradación natural de la materia orgánica presente en la naturaleza. Se establece además que el NH_4^+ es uno de los componentes transitorios en el agua, porque es parte del ciclo del nitrógeno, y se ve influido por la actividad biológica dentro del reactor [44].

En este caso, se observó que los valores de NH_4^+ en el influente del sistema se encuentran en un rango de $31,94 \pm 0,10$ mg/L a $72,92 \pm 0,10$ mg/L entre el día uno y el día 60 del estudio,

presentando decaídas en la concentración los días en los que se inició la fase III y la fase IV correspondiente a la inyección de la dosis de contaminante de H₂S y ácido acético y la recirculación del fango activo, mostrando un comportamiento normal del sistema, ya que este se estabilizaba nuevamente entre sus rangos normales en las siguientes mediciones.

Sin embargo, después del día 60, se observaron problemas en el proceso de nitrificación/desnitrificación lo que condujo a un incremento en concentración de NH₄⁺ y una variación en los datos del efluente, ya que, hasta este día el sistema de tratamiento eliminaba un 95% del amonio generado. Este hecho pudo deberse a la recirculación del fango activo desde el sedimentador secundario a cabecera de la planta sin la adición de nitratos, puesto que, los microorganismos pasan de condiciones aerobias (en el reactor biológico) a condiciones anaerobias (durante su paso por el decantador primario). Esto provocó modificaciones en la microbiota y la inhibición de las bacterias nitrificantes dentro del reactor biológico, ya que al no disponer de oxígeno y tampoco nitrato de donde obtenerlo, tiende a ocurrir este efecto. Otro factor por el que también se ve influenciado es el pH, que en esta fase IV tiende a ser más ácido, haciendo que prevalezca la formación del amonio.

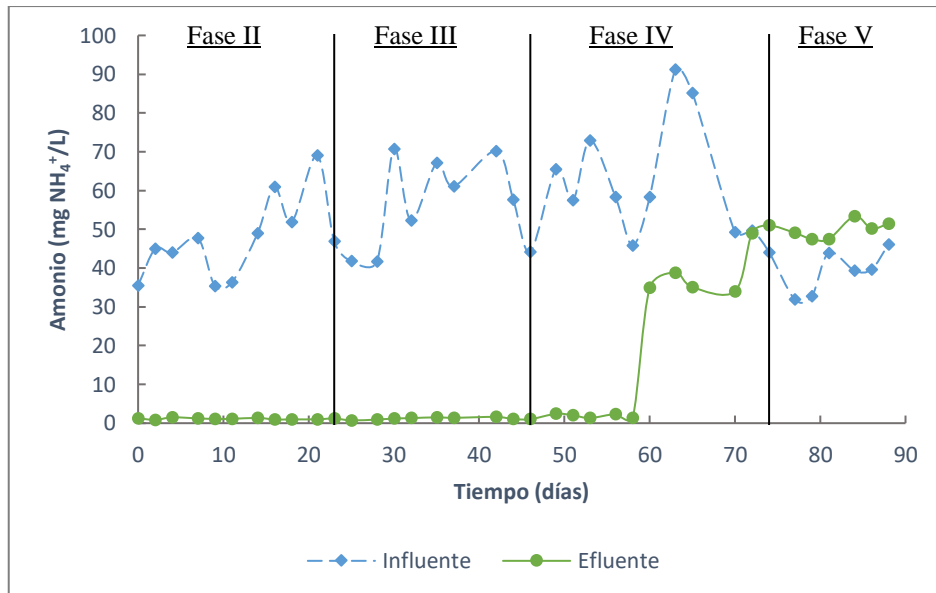


Figura 28. Variación de la concentración de Amonio (NH₄⁺) en el tiempo.

4.1.6. Evaluación de la concentración de Nitrito (NO₂⁻) en el sistema de fangos activos

El NO₂⁻ presentó un estado de oxidación inestable, y mediante distintos procesos biológicos o químicos pueden convertirse en otros compuestos u oxidarse a nitratos. Este es un parámetro fundamental en el control del tratamiento biológico de las EDAR, ya que indica si se tiene problemas con la desnitrificación. Como se observa en la Figura 29, el nitrito en el influente y

a la salida del decantador primario no estuvo presente a lo largo del periodo experimental, y en el efluente tuvo un valor medio de $8,92 \pm 0,30$ mg/L, por lo que el nitrógeno amoniacal y orgánico se oxidó y generó NO_3^- de acuerdo con el funcionamiento normal de este tipo de tratamiento biológico.

Además, la concentración de NO_2^- durante la fase II fue relativamente menor que en las otras fases, puesto que, en esta se estaba iniciando el proceso de oxidación del nitrógeno amoniacal y la estabilidad del reactor biológico de fangos activos. Sin embargo, este parámetro aumentó en un 55% en las siguientes fases, coincidiendo con la estabilidad microbiológica del sistema, logrando oxidar el nitrógeno soluble a NO_2^- y alcanzando valores máximos de $13,60 \pm 0,30$ mg/L y mínimos de $4,60 \pm 0,30$ mg/L.

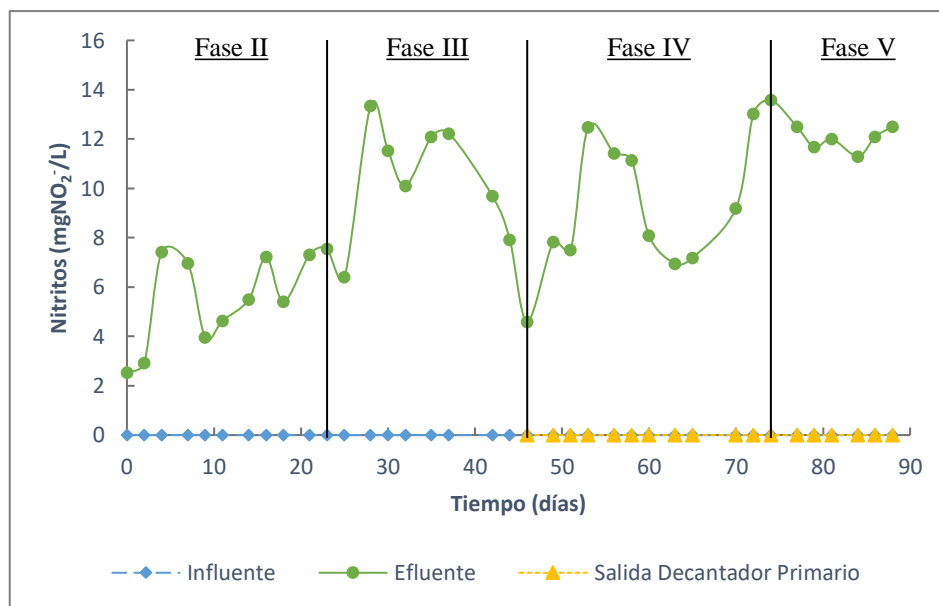


Figura 29. Variación de la concentración de nitritos (NO_2^-) en el tiempo.

4.1.7. Evaluación de la concentración de Nitrato (NO_3^-) en el sistema de fangos activos

El NO_3^- es la forma más oxidada del nitrógeno y la menos tóxica en la que se presenta este compuesto. En la Figura 30, se observa que hasta el día 50 el NO_3^- se mantuvo en valores promedio entre $5,41 \pm 0,80$ mg/L y $42,25 \pm 0,80$ mg/L

A partir del día 55 (Fase IV) se observó una disminución progresiva del NO_3^- hasta llegar a cero. Como se ha explicado previamente, la recirculación de fangos activos desde el sedimentador secundario sin nitrato a la cabecera del sistema, generó una afectación en la microbiota que realiza el proceso de nitrificación dentro del reactor biológico en condiciones aerobias (en presencia de oxígeno), ya que el paso por el decantador primario se hace en

condiciones anaerobias (sin oxígeno), incluyendo en el proceso de desnitrificación dentro del reactor biológico ya que no se estaban oxidando correctamente los nitritos ni el amonio.

En condiciones anóxicas, se muestra como el NO_3^- puede ser transformado nuevamente en nitrógeno gas que regresa a la atmósfera, puesto que, las bacterias desnitrificantes pueden reducirlo a nitrito y luego metabolizarlo a nitrógeno gas, generando gracias a la recirculación a cabecera que se tenga una carga más alta de estos compuestos que se presentan como amonio.

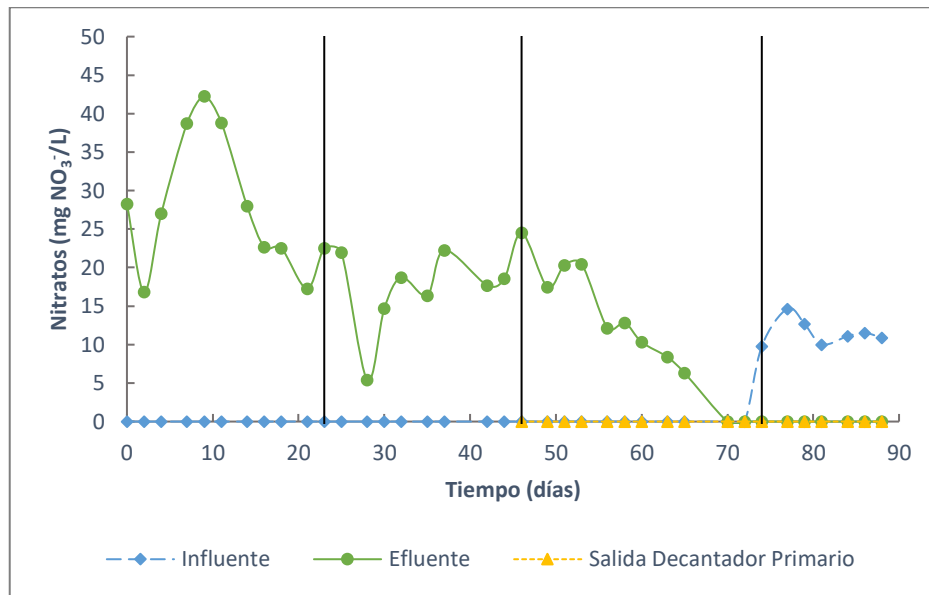


Figura 30. Variación de la concentración de nitratos (NO_3^-) en el tiempo.

4.1.8. Evaluación de la concentración de Sulfuros (S^{2-}) en el sistema de fangos activos

Los sulfuros se presentan en diferentes especies, se puede ver como S^{2-} , HS^- y H_2S , en este estudio fueron medidos los S^{2-} totales y el H_2S , del que se hablará más adelante. Los S^{2-} se desarrollan en las aguas residuales por la descomposición anaerobia de materia orgánica que contiene azufre o por la reducción de sulfitos o sulfatos. En este caso el S^{2-} fue medido en el efluente y el influente del sistema. En la Figura 31 se observa el aumento progresivo de este parámetro en el influente, puesto que, en la fase II solo ingresa el S^{2-} del agua residual sintética y se encuentra en un rango de concentración de $0,83 \pm 0,10$ mg/L a $19,07 \pm 0,10$ mg/L. Posteriormente, al inyectar la concentración de las sustancias odoríferas H_2S y ácido acético dentro del sistema en la siguiente fase (fase III) se ve como este aumenta en concentración de S^{2-} en un 54% y se mantiene en un promedio de $22,86 \pm 0,10$ mg/L. Por otro lado, en el efluente, la concentración es casi cero, determinado que el sistema en condiciones anaerobias transforma un 99% los gases de sulfuros generadores de olores desagradables en el agua residual.

En condiciones anaerobias el S^{2-} se reduce para formar H_2S . Esto se produce por las bacterias sulfato reductoras (SRB). Por otro lado, el H_2S puede ser oxidado y transformado a azufre elemental o sulfatos a partir de las bacterias sulfuro oxidadoras (SOB) [45]. Los productos intermedios más comúnmente observados son polisulfuros, tiosulfato ($S_2O_3^{2-}$), sulfito (SO_3^{2-}) y sulfato (SO_4^{2-}) [46]. Se ha demostrado que la distribución del producto depende de varios factores, como el pH. Las ecuaciones a continuación ilustran la ruta de oxidación del sulfuro.

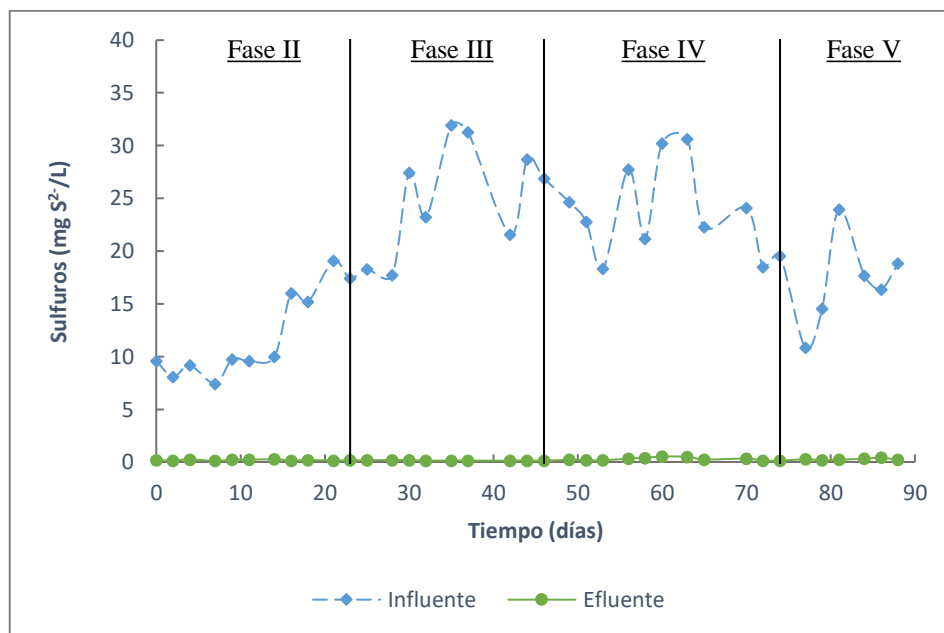
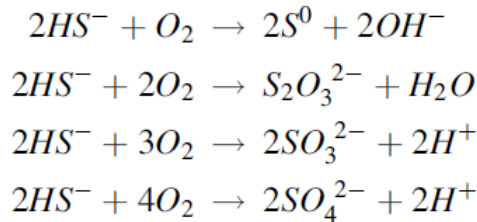


Figura 31. Variación de la concentración de sulfuros (S^{2-}) en el tiempo.

4.1.9. Evaluación de la concentración de Sulfatos (SO_4^{2-}) en el sistema de fangos activos

Los sulfatos son necesarios en la síntesis de proteínas de las bacterias y microorganismos y se liberan en el proceso de su descomposición. En este caso de estudio, como se tenían un pH promedio de $7,64 \pm 0,5$ en el influente y de $8,47 \pm 0,10$ en el efluente, se midieron valores de concentración de sulfatos en tres puntos (el influente, el efluente, y a la salida del decantador primario), ya que, en condiciones anaerobias, con presencia de nitrato y en estos rangos de pH,

se favorece la reducción de S^{2-} a H_2S y la oxidación de S^{2-} a SO_4^{2-} , generando problemas de olores y corrosión en el caso de las alcantarillas.

En la fase II, se observaron concentraciones promedio de SO_4^{2-} de $18,13 \pm 0,40$ mg/L en el influente y $23,60 \pm 2,0$ mg/L en el efluente. Sin embargo, en las siguientes fases se observó un aumento progresivo en la concentración de SO_4^{2-} hasta alcanzar valores de 80 mg/L, relacionado con la fase III de inyección de contaminantes al sistema, más concretamente del Na_2S , que genera el H_2S dentro del espacio de cabeza del decantador primario. esto indicó una buena oxidación del S^{2-} por parte de las bacterias oxidantes de sulfuro (SOB).

Por otro lado, en la Figura 32 se puede ver que el día 53 se presentó un aumento de la concentración de SO_4^{2-} debido a que el proceso de desnitrificación no se estaba realizando correctamente, lo cual, causo una caída en la concentración de S^{2-} (Figura 31). El cambio en la microbiota por estas variaciones afecto significativamente a las SOB y es por esto por lo que el S^{2-} no se oxida a SO_4^{2-} . Esto produjo además una proliferación de las bacterias sulfato reductoras, las cuales son responsables de reducir el S^{2-} a su forma más reducida, es decir, el H_2S , causante principal de olores en EDAR y redes de alcantarillado. Además, en el influente se observa un aumento en la concentración al iniciar con la recirculación del fango activo (fase III), ya que, una parte de los SO_4^{2-} era recirculada nuevamente a cabecera de la planta, y con esto se conseguía además que se detectara también en la salida del decantador primario en menores concentraciones.

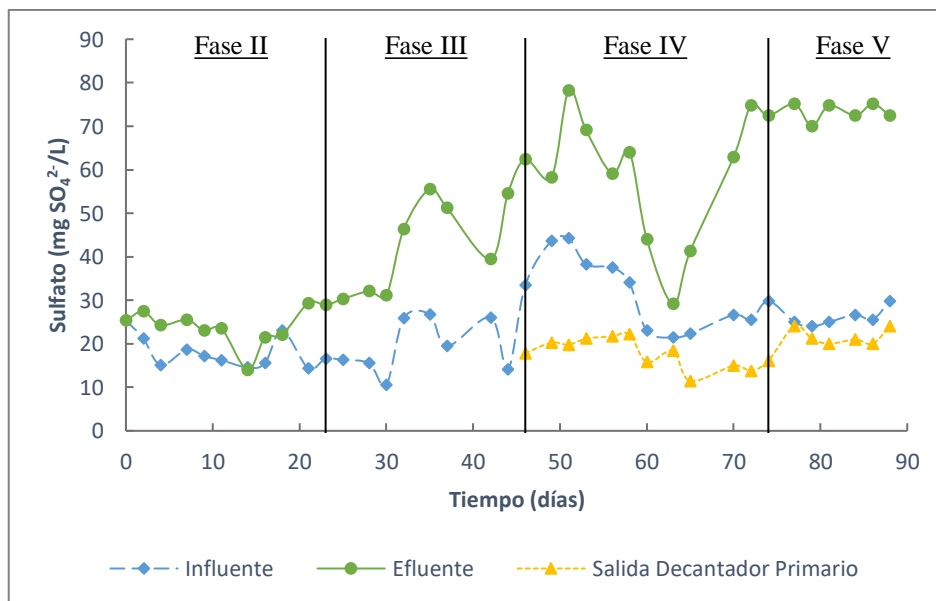


Figura 32. Variación de la concentración de sulfatos (SO_4^{2-}) en el tiempo.

4.2. Influencia de la recirculación de fangos activos y NO_2^- y NO_3^- en el destino de los olores.

El destino de los olores en el espacio de cabeza del decantador primario se monitorizó durante un período experimental total de 88 días, midiendo la concentración de H_2S y ácido acético en todas las fases del estudio.

En el presente estudio se observó que los contaminantes odoríferos se propagan en condiciones sépticas de aguas residuales y que su concentración tiende a aumentar conforme pasan los días (Figura 33). En la fase II, el primer día dentro del espacio de cabeza del decantador primario se tenía una concentración de $0,101 \pm 0,2 \text{ ppm}_v$ de H_2S y $1,65 \pm 0,9 \text{ ppm}_v$ de ácido acético que se generaron durante la primera etapa de estabilización del sistema (fase II) de acuerdo con las características del ARS. Posteriormente, al inyectar el contaminante odorífero (fase III) se observó un incremento significativo en la concentración de ambos contaminantes (H_2S y ácido acético) en el espacio de cabeza del decantador primario. Y en la fase IV una ligera disminución del ácido acético y H_2S debido a la recirculación de fangos activos en condiciones anóxicas y a las concentraciones crecientes de NO_3^- y NO_2^- que aparecen en el proceso de nitrificación/desnitrificación y llegan a cabecera del sistema.

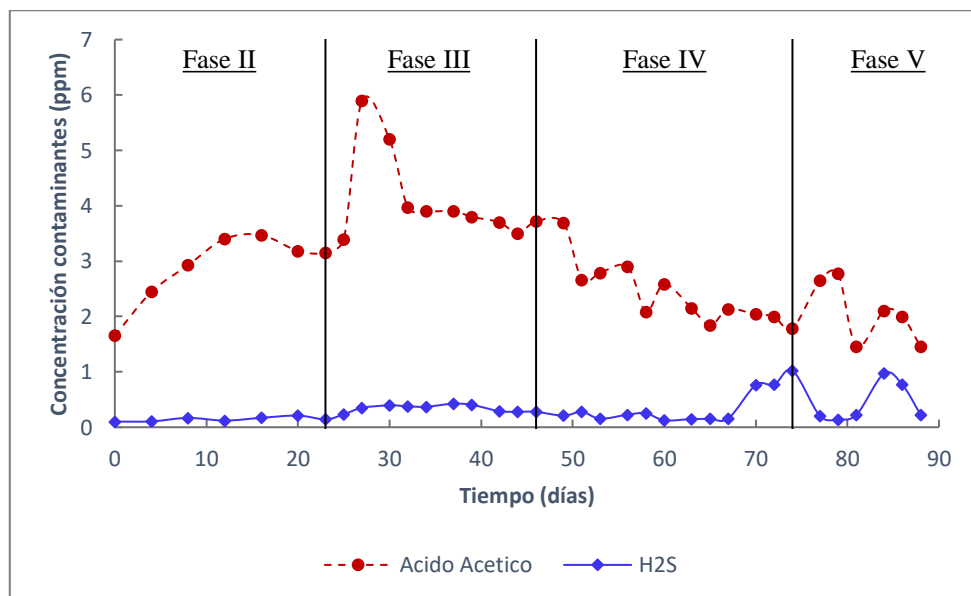


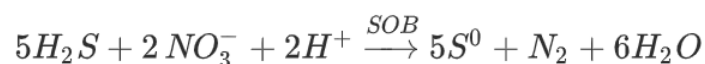
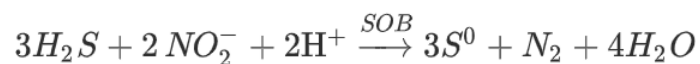
Figura 33. Evolución de la concentración de los contaminantes odoríferos (H_2S y ácido acético) en el tiempo.

En la Figura 34, correspondiente a los datos analizados de la concentración de H_2S en el espacio de cabeza, se puede observar una disminución en la concentración de H_2S los días 34 y 44, debido a las condiciones anaerobias y a las concentraciones crecientes de NO_3^- y NO_2^- .

que aparecen en el proceso de nitrificación/desnitrificación y llegan a cabecera del sistema. Por otro lado, el día 70, la concentración de H_2S aumentó un 80% puesto que, en el reactor biológico no se estaba llevando a cabo una correcta nitrificación/desnitrificación. Además, influyó la baja sedimentabilidad del fango activo que ingresaba al decantador primario (ver sección 4.1.5), ya que, al no sedimentar el fango correctamente en el sedimentador secundario, no se recirculaba a cabecera del sistema forma continua y por esto, no se alcanzó la oxidación biológica completa del H_2S (ver sección 4.1.8 y 4.1.9). En este proceso el nitrógeno oxidado a NO_2^- y NO_3^- es utilizado como aceptor de electrones por microorganismos para oxidar el H_2S , que se caracteriza por ser un contaminante odorífero fácilmente biodegradable, evitando así su posterior liberación como emisiones malolientes [30, 47]. En este contexto, el uso de NO_3^- para la mitigación de olores en las EDAR supondría un menor consumo energético durante la oxidación del nitrógeno amoniacal presente en el centrado de la digestión anaerobia.

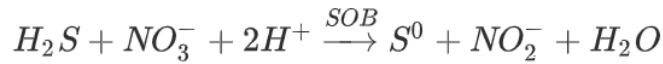
Por otro lado, se observan dos picos de concentración de H_2S . El primero se presentó al iniciar la fase V con la adición del nitrato (NO_3^-) el día 74 ($1,02 \pm 0,20$ ppm_v) y se debió principalmente al cambio de la microbiota dentro del reactor biológico, lo que implicó una proliferación de bacterias sulfato reductoras que entraban al decantador primario por medio de la recirculación de fangos activos desde el sedimentador secundario, provocando una reducción del sulfuro a H_2S . El segundo pico se presentó el día 84 ($0,97 \pm 0,20$ ppm_v) y fue debido a la baja sedimentabilidad del fango en el sedimentador secundario, lo que provocó una muy baja concentración de microorganismos responsables de oxidar el H_2S .

En este estudio se mostró que la combinación de la recirculación de fangos activos y ARS a cabecera de la planta fue efectiva para oxidar biológicamente el ácido acético y el H_2S , siendo las principales responsables de esto las bacterias oxidantes de sulfuro cuyo proceso se puede describir mediante las ecuaciones [48]:



Sin embargo, en la fase V cuando se agregó NO_3^- bajo condiciones limitantes de sulfuro, ocurrió una reducción potencial de NO_3^- a NO_2^- durante la oxidación biológica de H_2S de acuerdo con la ecuación descrita a continuación. Este proceso podría causar problemas de toxicidad en el medio ambiente o en los ecosistemas fluviales, en particular a valores bajos de pH [18].

CONTAMINACIÓN ODORÍFERA EN EDARs



Por otro lado, si se tiene la instalación de la EDAR en ambientes cálidos y húmedos, se puede presentar corrosión o desgaste dentro de las estructuras de acero, cobre u hormigón, como por ejemplo en las tuberías o conexiones entre sistemas de tratamiento, si el H_2S es utilizado y oxidado por las bacterias oxidantes de sulfuro, ya que este proceso genera ácido sulfúrico (H_2SO_4) [49].

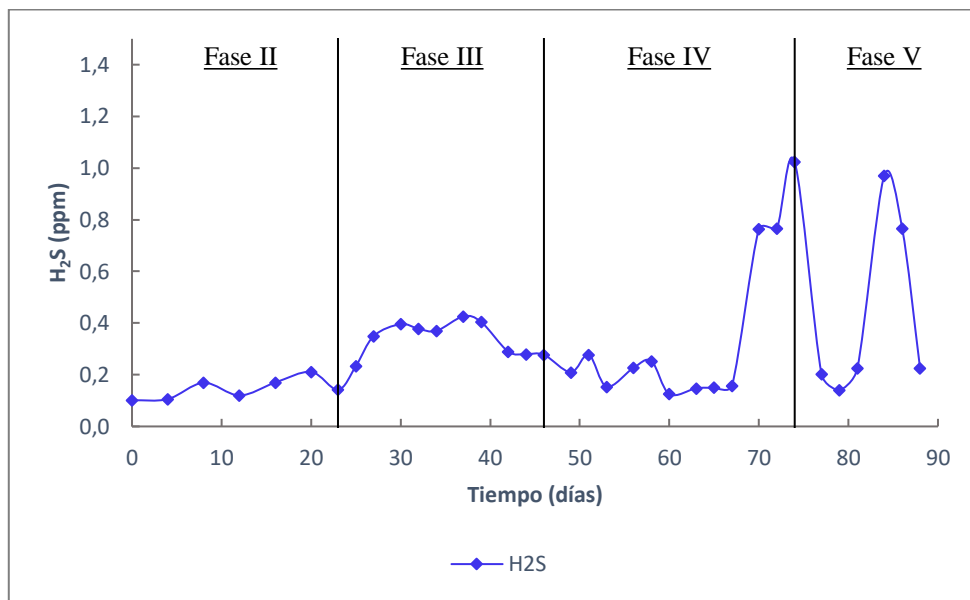


Figura 34. Evolución de la concentración del contaminante H_2S en el tiempo

En la fase III de la Figura 35 se observa que a partir del día 34 el ácido acético tiende a disminuir debido a la transformación de ácido acético a metano por metanogénesis en el espacio de cabeza del decantador primario bajo condiciones anaerobias, en la Tabla 4 se observa la composición del gas dentro del espacio de cabeza del decantador primario, encontrando en la medición un valor de 1,66 mg/L. Sin embargo, en la fase V, se puede ver que al adicionar los nitratos (NO_3^-) al sistema, teniendo en el influente además los diferentes flujos de entrada (ARS, la inyección de la dosis de los contaminantes y la recirculación del fango activo), que la concentración de ácido acético tiende a aumentar, alcanzando un valor máximo de $2,77 \pm 0,90$ ppm_v en esta fase. Se determina entonces que, basado en la alta solubilidad acuosa del ácido acético (Tabla 3) en donde se especifica un valor de solubilidad de 14,0 [28], el aumento podría deberse a que el equilibrio líquido-gas no se alcanzó en el tiempo a pesar de controlar las características del influente y todos los factores fisicoquímicos dentro del sistema. Sin embargo, el día 81 se presentó una disminución de la concentración de $2,77 \pm 0,90$ ppm_v a $1,45 \pm 0,90$

ppm_v debido a la biodegradación anóxica de este compuesto odorante, volviendo a aumentar los siguientes días en un 44%.

De hecho, la mayoría de los microorganismos presentes en el fango activo pueden utilizar la capacidad aceptora de electrones de NO_3^- o NO_2^- para metabolizar compuestos fácilmente biodegradables como los AGV. En este contexto, el ácido acético es un sustrato clave en la eliminación biológica de fosfato y nitrógeno en los procesos de aguas residuales, alimentando las rutas bioquímicas de acumulación y desnitrificación de fósforo y apoyando tasas de eliminación mejoradas de estos nutrientes [50, 51]. Además, para que se active el mecanismo de liberación de fosfato por parte de los organismos acumuladores de fosfato (PAO) en las EDAR, se requiere cierta concentración de AGV en las aguas residuales sin tratar que llegan al sistema [52]. Por otro lado, la recirculación del NO_3^- podría inhibir la eliminación biológica de fósforo por PAO en condiciones limitantes de carbono (DQO) [21].

Tabla 4. Composición del gas en el espacio de cabeza del decantador primario en %

CO_2	O_2	N_2	CH_4
12,49	2,21	83,64	1,66

Fuente: Elaboración propia

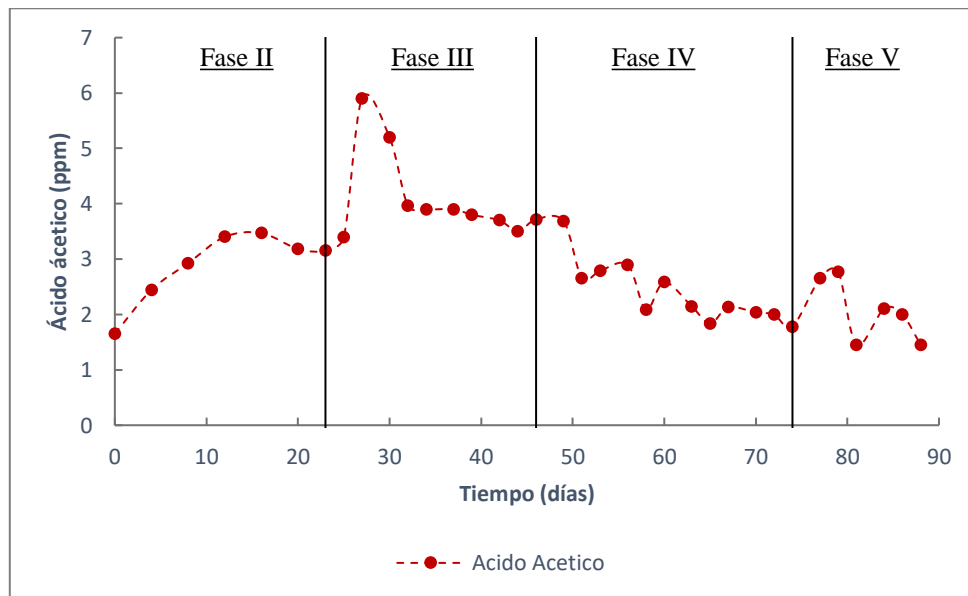


Figura 35. Evolución de la concentración del contaminante ácido acético en el tiempo

5. Conclusiones

En este trabajo se realizó la puesta en marcha y monitorización de una planta de fangos activos a escala piloto compuesta por un decantador primario, un reactor biológico de dos cámaras (anóxica y aerobia) y un sedimentador secundario. Todo ello con el fin de realizar el proceso de depuración de contaminantes del agua residual y controlar las emisiones olorosas derivadas de este proceso en diferentes fases de operación. En lo que respecta a la operación:

- El sistema de fangos activos soportó un rendimiento de eliminación de materia orgánica del 88,4%.
- El oxígeno disuelto se mantuvo en un rango óptimo de operación de 1,7 a 3,0 mg O₂/L.
- El pH se mantuvo constante en todas las fases de operación con un valor promedio de $7,64 \pm 0,10$ en el influente, $8,47 \pm 0,10$ a la salida del decantador primario, y $7,8 \pm 0,10$ en el efluente. Cumpliendo con lo establecido en la Directiva de la Unión Europea 98/15/CE, que fija los valores límite de vertido de pH entre 6 y 8.
- La eliminación de sólidos en suspensión se controló en el reactor biológico, el sedimentador secundario y desde la fase IV en el influente del decantador primario. Se concluye que, a partir de la fase IV, debido al cambio de la microbiota en el reactor biológico responsable de la nitrificación, se condujo a una pérdida en la sedimentabilidad del fango en el sedimentador secundario y como consecuencia, a un cambio en la concentración de sólidos en el influente del decantador primario, lo que condujo a un incremento en la generación de olores por la baja recirculación de microorganismos a la entrada del sistema.
- El sistema de fangos activos soportó una eficiente degradación de TOC, TC, IC en todas las fases de operación. De acuerdo con esto, se transformó y eliminó un 48% del TC, un 93% del TOC y un 12% del IC.
- El proceso de nitrificación/desnitrificación se mantuvo estable y con un buen rendimiento de transformación y eliminación hasta la fase IV. Al realizar la recirculación del fango de purga a la cabecera de la planta (sin la adicción de nitrato) generó un cambio en la microbiota del reactor biológico aerobio, provocando la inhibición de las bacterias nitrificantes (o responsables de la nitrificación), retrasando la transformación de NH₄⁺ en NO₂⁻ y NO₃⁻, ya que dichos inhibidores bloquean temporalmente la acción de la enzima mono-oxigenasa de amonio en las bacterias responsables de dicha transformación (conversión de amonio a nitrito).

- En condiciones anaerobias el sistema de fangos activos redujo dentro del proceso el sulfato a H_2S por acción de las bacterias sulfato reductoras, y en condiciones aerobias fue oxidado a Sulfato (SO_4^{2-}) por acción de las bacterias oxidantes de sulfuro. En general el sistema de fangos activos presentó buenos resultados en este parámetro, puesto que transforma un 99% de los S^{2-} reduciéndolos a H_2S , compuestos que son generadores de olores en EDAR y redes de alcantarillado.

La recirculación de fangos activos a cabecera de la planta en el tratamiento de aguas residuales se confirmó como una estrategia de control de olores efectiva y de bajo costo, que puede integrarse en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales con importantes beneficios ambientales y económicos.

Se debe tener un control en las condiciones de nitrificación/desnitrificación y en las características de la microbiota del fango activo del sedimentador secundario, ya que, cuando estos parámetros se ven afectados los contaminantes olorosos aumentan. En este caso, en la etapa IV, cuando se presentaron dichos problemas la concentración de H_2S aumento un 80% comparado con datos anteriores. En cuanto al ácido acético, este compuesto tiende a disminuir debido a la transformación de ácido acético a metano por metanogénesis en el espacio de cabeza del decantador primario bajo condiciones anaerobias, y condiciones controladas de nitrificación/desnitrificación.

El uso de fangos activados para el control de olores ofrece la posibilidad de una eliminación de olores altamente eficiente con un mínimo consumo adicional de energía de la planta y bajos gastos operativos y de capital.

6. Bibliografía

- [1] R. Huertas, C. Marcos, N. Iburguren y S. Ordás, «Guía Práctica para “Depuración de Aguas Residuales en Pequeños Núcleos”.,» *Confederación Hidrográfica del Duero*, 2013.
- [2] R. Vilanova, I. Santín y C. Pedret, «Control y Operacion de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales: ´,» *Revista Iberoamericana de Automática e Informática Industrial*, vol. 14, pp. 217-233, 2017.
- [3] G. Tchobanoglus, F. Burton y H. D. Stensel, «Wastewater engineering: Treatment and reuse,» *American Water Works Association*, vol. 95, nº 5, p. 201, 2003.
- [4] C. A. Aragón Cruz, *OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVOS PARA REDUCIR LA GENERACIÓN DE FANGOS RESIDUALES*, Cádiz, 2009.
- [5] R. Rojas, «Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales,» *GETIÓN INTEGRAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES*, vol. 1, nº 1, pp. 8-15, 2002.
- [6] N. Jiménez torres, *Diseño de un reactor biológico de fangos activos*, UNIVERSIDAD DE ALMERÍA, 2014.
- [7] P. Huertas Piqueras, *Análisis y diagnóstico tratamiento de aguas del sistema de residuales de Santa Cruz de Tenerife*, Barcelona, 2021.
- [8] T. Sáenz Rondan y L. Pozo Morales, *ANÁLISIS DE PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES AFECTADAS POR VERTIDOS DE VENDIMIA EN POBLACIONES CON ELEVADA ESTACIONALIDAD. APLICACIÓN PARA EL DISEÑO DE LA EDAR DE SANLUCAR DE BARRAMEDA.*, Sevilla, 2020.
- [9] J. Contreras Barrera, *MODELACIÓN DEL SEDIMENTADOR SECUNDARIO EN PLANTA DE LODOS ACTIVADOS*, Chile, 2010.
- [10] A. M. Peñas Alguacil, *DISEÑO DE UNA ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES*, Madrid, 2009.

- [11] E. Kobylinski, G. Van Durme, J. Barnard, N. Massart y S.-H. Koh, *Biological Phosphorus Removal Inhibition by Collection System Corrosion & Odor Control Practices*, Florida: WATER RESOURCES JOURNAL, 2009.
- [12] *DIRECTIVA 91/271/CEE. SOBRE EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS*, 1991.
- [13] *DIRECTIVA 98/15/CE DE LA COMISIÓN por la que se modifica la Directiva 91/271/CEE del Consejo en relación con determinados requisitos establecidos en su anexo I*, 1998.
- [14] Real Decreto-ley 11/1995, *Normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.*, BOE, 1995.
- [15] P. Lewkowska, B. Cieřlik, T. Dymerski, P. Konieczka y J. Namieřnik, «Characteristics of odors emitted from municipal wastewater treatment plant and methods for their identification and deodorization techniques,» *Environmental Research*, vol. 151, pp. 573-586, 2016.
- [16] C. Suárez, I. Valor y V. Martínez, «Los olores procedentes del tratamiento de lodos de las EDAR: por qué se generan y qué hacer para minimizarlos,» *Olfatometria*, pp. 102-111, 2004.
- [17] F. Carrera-Chapeta, A. Donoso-Bravo, J. A. Souto y G. Ruiz-Filippi, «Modeling the Odor Generation in WWTP: An Integrated Approach Review,» *Water Air Soil Pollut*, vol. 225, pp. 1-15, 2014.
- [18] M. Toledo y R. Muñoz, «Optimization of activated sludge recycling and oxidized ammonium recycling as odour control strategies in wastewater treatment plants,» *Journal of Water Process Engineering*, vol. 47, 2022.
- [19] UNE-EN 13725/2022, *Calidad del aire. Determinación de la concentración de olor por olfatometría dinámica.*, AENOR, 2022.
- [20] F. Dinçer, F. K. Dinçer, D. Sarı, Ö. Ceylan y Ö. Ercan, «Dispersion modeling and air quality measurements to evaluate the odor impact of a wastewater treatment plant in İzmir,» *Atmospheric Pollution Research*, vol. 11, nº 12, pp. 2119-2125, 2020.

- [21] E. Kobylinski, G. Van Durme, J. Barnard, N. Massart y S.-H. Koh, «Biological Phosphorus Removal Inhibition by Collection System Corrosion & Odor Control Practices,» *Florida Water Resour Journal*, pp. 4-12, 2009.
- [22] Y. Nagata, «Measurement of Odor Threshold by Triangle Odor Bag Method,» *Odor measurement review*, vol. 118, pp. 118-127, 2003.
- [23] E. B. Rinker y O. C. Sandall, «Physical solubility of hydrogen sulfide in several aqueous solvents,» *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, vol. 78, n° 1, pp. 232-236, 2000.
- [24] J. A. Cerezo Castro, *Estacion depuradora de aguas residuales*, Barcelona , 2011.
- [25] G. Bitton, *Wastewater microbiology*, Florida: John Wiley & Sons, 2005.
- [26] S. Hasan, C. Giongo, M. Fiorese, S. Gomes, T. Ferrari y T. Savoldi, «Volatile fatty acids production from anaerobic treatment of cassava waste water: effect of temperature and alkalinity,» *Enviromental technology*, vol. 36, n° 20, pp. 2637-2646, 2015.
- [27] M. de la Rubia , M. Pérez, I. Romero y D. Sales, *Ácidos grasos volátiles en lodos de depuradora. Efecto de la temperatura*, Cádiz.
- [28] E. v. Hartungen, A. Wisthaler, T. Mikoviny, D. Jaksch, E. Boscaini, P. J. Dunphy y T. D. Märk, «Proton-transfer-reaction mass spectrometry (PTR-MS) of carboxylic acids: Determination of Henry's law constants and axillary odour investigations,» *International Journal of Mass Spectrometry*, vol. 239, n° 2-3, pp. 243-248, 2004.
- [29] M. Merino Rodarte, *Ecodiseño de un sistema de remoción de sulfuro de hidrógeno en un biodigestor pecuario*, Chihuahua: Centro de investigación en materiales avanzados ., 2017.
- [30] J. Kiesewetter, B. Kraakman, J. Cesca, S. Trainor y J. Witherspoon, «Expanding the use of activated sludge at biological waste water treatment plants for odor control.,» *Proceedings of the Water Environment Federation*, vol. 3, pp. 600-614, 2012.
- [31] J. M. Estrada, N. Kraakman, R. Lebrero y R. Muñoz, «Integral approaches to wastewater treatment plant upgrading for odor prevention: Activated Sludge and Oxidized Ammonium Recycling,» *Bioresource Technology*, vol. 196, pp. 685-693, 2015.

- [32] J. A. Husband, J. Phillips, J. R. Coughenour, W. Thomas y B. Gary , «Innovative approach to centrate nitrification accomplishes multiple goals: nitrogen removal and odour control,» *Water Science & Technology*, vol. 61, nº 5, pp. 1097-1103, 2010.
- [33] M. Bajaj , C. Gallert y J. Invierno, «Biodegradation of high phenol containing synthetic wastewater by an aerobic fixed bed reactor,» *Bioresource Technology*, vol. 99, nº 17, pp. 8376-8381, 2008.
- [34] O. D. Frutos, G. Quijano, R. Pérez y R. Muñoz, «Simultaneous biological nitrous oxide abatement and wastewater treatment in a denitrifying off-gas bioscrubber,» *Chemical Engineering Journal*, vol. 288, nº 15, pp. 28-37, 2016.
- [35] APHA, AWWA y WEF, «Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater,» *American Public Health Association-American Water Works Association-Water Environment Federation, Washington D.C.*, vol. 21, 2005.
- [36] D. García, C. Alcántara, S. Blanco, R. Pérez, S. Bolado y R. Muñoz, «Enhanced carbon, nitrogen and phosphorus removal from domestic wastewater in a novel anoxic-aerobic photobioreactor coupled with biogas upgrading,» *Chemical Engineering Journal*, vol. 313, pp. 424-434, 2017.
- [37] G. Bitton, *Wastewater Microbiology.*, Estados unidos : Wiley-liss, 1994.
- [38] Gestion y control de proceso en EDAR-CIDTA, *LOS PROCESOS DE NITRIFICACIÓN Y DESNITRIFICACIÓN EN FANGOS ACTIVOS*, 2019.
- [39] R. Miller , I. Pepper , C. Gerba y M. Brusseau, «Pollution Science,» *Academic Press*, p. 81, 1996.
- [40] P. González, P. Quintans, M. Vizcaíno , R. Miguel, J. J. González y J. Pérez , «Estudio de la inhibición del proceso de nitrificación como consecuencia de la acumulación de metales en el fango biológico de la EDAR de León y su alfoz,» *Tecnología del Agua*, pp. 28-38, 2010.
- [41] E. Raffo Lecca y E. Ruiz Lizama, «Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno.,» *Industrial data*, vol. 1, nº 17, pp. 71-80, 2014.
- [42] S. Calvo Garcia, «Bacterias simbióticas fijadoras de nitrógeno,» *Universidad de Salamanca* , vol. 3, pp. 173-186, 2011.

- [43] Iagua, *Eliminación del nitrógeno en las aguas residuales*, Connecting Waterpeople., 2021.
- [44] J. Carrera Muyo, *Eliminación biológica de nitrógeno en un efluente con alta carga*, Barcelona, 2015.
- [45] Ivami, «Bacterias Productoras de H₂S (reductoras de sulfato, reductoras de sulfito, reductoras de azufre, y otras moléculas con azufre),» ivami.com, 2018. [En línea]. Available: <https://www.ivami.com/es/microbiologia-de-alimentos/5444-bacterias-productoras-de-h2s-reductoras-de-sulfato-reductoras-de-sulfito-reductoras-de-azufre-y-otras-moleculas-con-azufre-cultivo-cualitativo-y-cuantitativo-e-identificacion-molecular>. [Último acceso: 2022 08 29].
- [46] A. Haaning Nielsen, J. Vollertsen y T. Hvitved-Jacobsen, «Kinetics and Stoichiometry of Aerobic Sulfide Oxidation in Wastewater from Sewers—Effects of pH and Temperature,» *Water Environ*, vol. 78, pp. 275-283, 2006.
- [47] G. B. M. F. P. E. K. & S. P. Soreanu, «Laboratory pilot scale study for H₂S removal from biogas in an anoxic biotrickling filter.,» *Water Science and Technology*, vol. 2, n° 57, pp. 201-207, 2008.
- [48] W. V. J. & H.-J. T. Yang, «Anoxic sulfide oxidation in wastewater of sewer networks.,» *Water science and technology*, vol. 3, n° 52, pp. 191-199, 2005.
- [49] V. Harshman , «Odor management and control,» *Odor management and control*, vol. 31, n° 2, pp. 36-40, 2019.
- [50] G. Cuevas-Rodríguez, , Ó. González-Barceló, y S. González-Martínez, , «Wastewater fermentation and nutrient removal in sequencing batch reactors,» *Water science and technology*, vol. 38, n° 1, pp. 255-264, 1998.
- [51] P. M. J. Janssen, K. Meinema y H. Van der Roest, «Biological phosphorus removal,» *IWA publishing.*, 2002.
- [52] A. Fanta, A. Nair, S. Saegrov y Østerhus, «Phosphorus removal from industrial discharge impacted municipal wastewater using sequencing batch moving bed biofilm reactor.,» *Journal of Water Process Engineering*, vol. 41, 2021.

- [53] F. Jing-Jing, Y. Na, C. Dan-Yan, S. Li-Ming y H. Pin-Jing, «Odor compounds from different sources of landfill: Characterization and source identification,» *Waste Management*, vol. 32, nº 7, pp. 1401-1410, 2012.
- [54] L. Capelli, S. Sironi, R. Del Rosso , P. Céntola, A. Rossi y C. Austeri, «Odour impact assessment in urban areas: case study of the city of Terni,» *Procedia Environmental Sciences*, vol. 4, pp. 151-157, 2011.
- [55] R. Lebrero, L. Bouchy, R. Stuetz y R. Muñoz, «Odor Assessment and Management in Wastewater Treatment Plants: A Review,» *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 41, pp. 915-950, 2011.
- [56] B. Krishnakumar y V. Manilal , «Bacterial oxidation of sulphide under denitrifying conditions,» *Biotechnology Letters*, vol. 21, pp. 437-440, 1999.
- [57] D. Nuevo, «Decantacion primaria en una EDAR,» TECPA, 27 Octubre 2014. [En línea]. Available: <https://www.tecpa.es/decantacion-primaria-en-una-edar/>. [Último acceso: 08 Junio 2022].
- [58] F. Rostami, M. Shahrokhi, M. A. Md Said, R. Abdullah y S. , «Numerical modeling on inlet aperture effects on flow pattern in primary settling tanks,» *Applied Mathematical Modelling*, vol. 35, nº 6, pp. 3013-3020, 2011.
- [59] M. Ramos Ramos, J. F. Muñoz Paredes y J. C. Saldarriaga Molina, «Efecto de la secuencia anaeróbica-óxica-anóxica (AOA) en la eliminación de materia orgánica, fósforo y nitrógeno en un SBR modificado a escala de laboratorio,» *Revista chilena de ingeniería*, vol. 25, nº 3, pp. 477-491, 2017.
- [60] L. Metcalf y H. Eddy, *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, Madrid: Mc Graw-Hill, Inc, 1995.
- [61] N. Jiménez Torres, *Diseño de un reactor biológico de fangos activos*, Almería, 2014.
- [62] K. V. Aguilera , *Propuesta para el control de olores ofensivos generados por la operación de la planta de tratamiento de aguas residuales de Tunja.*, Tunja, 2021.
- [63] A. Gaviria Uribe , *Lineamiento para la vigilancia sanitaria y ambiental del impacto de los olores ofensivos en la salud y calidad de vida de las comunidades expuestas en áreas urbanas*, Bogotá: Ministerio de salud y protección social, 2012.

