

PROCESOS BIOLÓGICOS APLICADOS A LAS AGUAS RESIDUALES

Nelly Ivonne Guananga Diaz.
Luis Elías Guevara Iñiguez
María Verónica González Cabrera
Estefania Freytez Boggio



PROCESOS BIOLÓGICOS APLICADOS A LAS AGUAS RESIDUALES

Nelly Ivonne Guananga Díaz.
Luis Elías Guevara Iñiguez
María Verónica González Cabrera
Estefania Freytez Boggio

Este libro ha sido debidamente examinado y valorado en la modalidad doble par ciego con fin de garantizar la calidad científica del mismo.

© Publicaciones Editorial Grupo Compás
Guayaquil - Ecuador
compasacademico@icloud.com
<https://repositorio.grupocompas.com>



Guananga, N., Guevara, L., González, M., Freytez, E. (2024) PROCESOS BIOLÓGICOS APLICADOS A LAS AGUAS RESIDUALES. Editorial Grupo Compás

© Nelly Ivonne Guananga Díaz
Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH)
Luis Elías Guevara Iñiguez
Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH)
María Verónica González Cabrera
Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH)
Estefania Freytez Boggio
Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado

ISBN: 978-9942-33-778-8

El copyright estimula la creatividad, defiende la diversidad en el ámbito de las ideas y el conocimiento, promueve la libre expresión y favorece una cultura viva. Quedan rigurosamente prohibidas, bajo las sanciones en las leyes, la producción o almacenamiento total o parcial de la presente publicación, incluyendo el diseño de la portada, así como la transmisión de la misma por cualquiera de sus medios, tanto si es electrónico, como químico, mecánico, óptico, de grabación o bien de fotocopia, sin la autorización de los titulares del copyright.

ÍNDICE GENERAL

PROLOGO	13
INTRODUCCIÓN.....	16
CAPITULO I	20
ORGANISMOS DE MAYOR IMPORTANCIA EN LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO	20
1. Introducción	20
2. Organismos de mayor importancia en los sistemas de tratamiento biológico	24
2.1 Bacterias	25
2.2 Protozoos	27
2.3 Hongos	30
2.4 Algas.....	32
2.5 Rotíferos	34
2.6 Nematodos	36
3. Caso práctico.....	37
CAPITULO II.....	41
INTRODUCCIÓN AL METABOLISMO MICROBIANO	41
1. Introducción	41
2. Metabolismo microbiano	42
2.1 Importancia de las enzimas	43
2.2 Necesidades energéticas	44
2.3 Requerimientos nutricionales	45
2.4 Bioenergética.....	46
2.5 Crecimiento bacteriano	47
3. Introducción a la cinética del tratamiento biológico.....	52

3.1	Crecimiento celular	53
3.2	Crecimiento con sustrato limitado.....	53
3.3	Crecimiento celular y utilización de sustrato	54
3.4	Efectos del metabolismo endógeno	55
3.5	Efectos de la temperatura.	56
4.	Caso práctico.....	58
CAPITULO III		62
PROCESOS QUE TIENEN LUGAR EN LOS TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS		62
1.	Introducción	62
2.	Procesos que tienen lugar en los tratamientos biológicos.....	63
2.1	Crecimiento biológico	63
2.2	Hidrólisis	63
2.3	Desaparición de la biomasa.....	64
2.4	Metabolismo bacteriano heterótrofo	67
2.5	Metabolismo bacteriano autótrofo	69
3.	Caso práctico.....	70
CAPITULO IV		73
TRATAMIENTO SECUNDARIO APLICADO A LAS AGUAS RESIDUALES.....		73
1.	Introducción	73
2.	Tratamiento biológico o secundario.....	74
3.	Clasificación de los tratamientos biológico	78
1)	Según la utilización del oxígeno	79
2)	Según el tipo de biomasa.....	80
3)	Según el tipo de flujo	85
1.	Procesos aerobios	86

2.	Procesos anaerobios	88
4.	Caso práctico.....	90
CAPITULO V.....		93
TRATAMIENTOS AEROBIOS APLICADOS A LAS AGUAS RESIDUALES		93
1.	Introducción	93
2.	Tratamientos aerobios	94
2.1	Sistemas de lodos activados	95
<i>Descripción del proceso:</i>		97
2.2	Reactor biológico por carga secuencial (SBR)	126
2.3	Biofiltros o filtros percoladores.....	131
2.4	Biodisco.....	137
2.5	Laguna Aerobia	149
3.	Caso práctico.....	156
CAPITULO VI		159
TRATAMIENTOS ANAEROBIOS APLICADOS A LAS AGUAS RESIDUALES		159
1.	Introducción	159
2.	Tratamientos anaerobios	160
2.1	Reactores de alta tasa	161
2.2	UASB	169
2.3	Laguna Anaeróbica	174
3.	Caso práctico.....	180
CAPITULO VII.....		183
ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO		183

1.	Introducción	183
2.	El nitrógeno: concepto e importancia en el ambiente.	185
2.1	Origen de los compuestos nitrogenados en las aguas residuales:	186
2.2	Ciclo del Nitrógeno en las aguas residuales.....	187
2.3	Remoción biológica del nitrógeno.	189
3.	Parámetros para determinar contaminación de las aguas por presencia de nitrógeno. 200	
4.	Caso práctico	202
CAPITULO VIII.....		205
ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO		205
1.	Introducción	205
2.	Remoción biológica de nutrientes.....	207
3.	Fósforo: concepto e importancia en el ambiente	212
4.	Origen de los productos fosforados contenidos en el agua residual	216
5.	Ciclo del fósforo en aguas residuales.....	217
6.	Eliminación de fósforo de las aguas residuales	221
6.1	Eliminación de fósforo por vía química	221
6.2	Eliminación de fósforo por vía biológica	222
6.3	Eliminación de fósforo por vía física	225
6.4	Remoción conjunta de nutrientes de las aguas residuales.....	226
6.5	Control de la remoción conjunta de fósforo y nitrógeno	227
6.6	Parámetros para establecer la contaminación de las aguas residuales por contenido de fósforo	228
7.	Caso práctico.....	230
CAPITULO IX		233
TRATAMIENTO DE LODOS.....		233

1.	Introducción	233
2.	Procedencia de los lodos	234
3.1	Lodos provenientes de tratamientos biológicos	235
3.2	Lodos provenientes de tratamiento físico – químicos	236
3.3	Caracterización de los lodos.....	237
3.4	Tratamiento aplicado a los lodos.....	239
3.5	Concentración o densificación	239
3.6	Digestión	240
3.7	Deshidratación.....	243
	Tecnologías para deshidratar lodos	244
3.8	Secado	250
3.9	Compostaje.....	251
3.10	Incineración	256
4.	Caso práctico.....	259
	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	261

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.....	25
<i>Composición biótica de los fangos activados.....</i>	25
Figura 2.....	26
<i>Tipos de bacterias.....</i>	26
Figura 3.....	28
<i>Protozoos flagelados.....</i>	28
Figura 4.....	29
<i>Ameba desnuda.....</i>	29
Figura 5.....	31
<i>Hongos en las aguas residuales.....</i>	31
Figura 6.....	33
<i>Algas en las aguas residuales.....</i>	33
Figura 7.....	35
<i>Rotíferos.....</i>	35
Figura 8.....	36
<i>Nematodos en las aguas residuales.....</i>	36
Figura 9.....	49
<i>Curva típica de crecimiento bacteriano en términos de número de microorganismos</i>	49
Figura 10.....	50
<i>Curva típica de crecimiento en términos de masa bacteriana.....</i>	50
Figura 11.....	51
<i>Curva de crecimiento relativo de microorganismos en estabilización de desechos orgánicos.....</i>	51

Figura 12.....	61
<i>Disminución de la turbidez de las aguas del Arroyo Malvín luego del tratamiento con MEN.....</i>	<i>61</i>
Figura 13.....	66
<i>Transformaciones biológicas en plantas de tratamiento - modelo de lisis-recrecimiento</i>	<i>66</i>
Figura 14.....	68
<i>Representación esquemática del metabolismo bacteriano heterótrofo.....</i>	<i>68</i>
Figura 15.....	69
<i>Esquema del metabolismo bacteriano autótrofo quimiosintético</i>	<i>69</i>
Figura 16.....	72
<i>Biodiscos o contactores biológicos rotativos.</i>	<i>72</i>
Figura 17.....	75
<i>Esquema General Ciclo Degradación Aeróbica de la Materia Orgánica.</i>	<i>75</i>
Figura 18.....	78
<i>Clasificación de los tratamientos biológicos.....</i>	<i>78</i>
Figura 19.....	79
<i>Clasificación de los tratamientos biológicos según la utilización de oxígeno.</i>	<i>79</i>
Figura 20.....	81
<i>Reactores con biomasa suspendida.</i>	<i>81</i>
Figura 21.....	83
<i>Biomasa granular.</i>	<i>83</i>
Figura 22.....	84
<i>Cultivo fijo.</i>	<i>84</i>
Figura 23.....	85
<i>Reactores de mezcla completa.</i>	<i>85</i>

Figura 24.....	86
<i>Reactores Flujo pistón.</i>	86
Figura 25.....	88
<i>Biodiscos</i>	88
Figura 26.....	91
<i>Etapas de la Planta de tratamiento</i>	91
Figura 27.....	96
<i>Proceso de lodos activados.</i>	96
Figura 28.....	98
<i>Esquema de cargas que entran y salen del sistema de lodos activados.</i>	98
Figura 29.....	121
<i>Reactor de mezcla completa con recirculación.</i>	121
Figura 30.....	122
<i>Reactor de mezcla completa.</i>	122
Figura 31.....	124
<i>Reactor de flujo en pistón.</i>	124
Figura 32.....	125
<i>Reactor con aireación extendida.</i>	125
Figura 33.....	128
<i>Esquema básico de un ciclo en un reactor por carga secuencial.</i>	128
Figura 34.....	132
<i>Esquema Básico Biofiltro Típico.</i>	132
Figura 35.....	135
<i>Esquema de la Formación de la Biopelícula en un Biofiltro.</i>	135
Figura 36.....	138

<i>Esquema Típico de un Biodisco.....</i>	138
Figura 37.....	139
<i>Paneles de cloruro de polivinilo corrugado de un Biodisco.</i>	139
Figura 40.....	141
<i>Esquema Configuración Interna por Fases Paneles Reactor RCB.....</i>	141
Figura 41.....	142
<i>Esquema Configuración en Serie de un sistema de Biodisco en un sistema de tratamiento de aguas residuales.</i>	142
Figura 42.....	142
<i>Esquema Configuración en Paralelo de un sistema de Biodisco en un sistema de tratamiento de aguas residuales.</i>	142
Figura 44.....	150
<i>Esquema de proceso biológico de una laguna aerobica.</i>	150
Figura 45.....	157
<i>Planta de tratamiento con sistema SBR.....</i>	157
Figura 46.....	162
<i>Esquema de Estratificación en un Reactor de Lecho Expandido.</i>	162
Figura 47.....	163
<i>Esquema general de un biorreactor anaeróbico.</i>	163
Figura 48.....	170
<i>Esquema de un Reactor USBD.</i>	170
Figura 49.....	173
<i>Esquema de Formación de Lodo en Reactor UASB.</i>	173
Figura 50.....	176
<i>Esquema Laguna o Estanque Anaeróbico.</i>	176
Figura 51.....	177

<i>Esquema Configuración Unidad de Estanques Depuradores.</i>	177
Figura 52	188
<i>Ciclo del Nitrógeno en el agua residual.</i>	188
Figura 53.	190
<i>Transformación del nitrógeno durante los procesos biológicos</i>	190
Figura 54.	218
<i>Ciclo del Fosforo.</i>	218
Figura 55.	242
<i>Digestión anaerobia.</i>	242
Figura 56.	243
<i>Digestión aerobia.</i>	243
Figura 60.	258
<i>Hornos de incineración.</i>	258

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.	87
<i>Principales procesos aeróbicos usados en el tratamiento de las aguas residuales.</i>	87
Tabla 2.	89
<i>Tipos de procesos anaerobios.</i>	89
Tabla 3.	133
<i>Dimensiones, Flujo y Tamaño Nominal de un Biofiltro</i>	133
Tabla 4.	145
<i>Factores Importantes que Afectan el desempeño reactor RCB.</i>	145
Tabla 5.	164
<i>Resumen de Reactores de Alta Tasa.</i>	164
Tabla 6.	166
<i>Ventajas y Desventajas de los Reactores de Alta Tasa.</i>	166
Tabla 7.	168
<i>Factores recomendados para selección de un biorreactor.</i>	168
Tabla 8.	168
<i>Parámetros de Rendimientos de Reactores Anaeróbicos</i>	168
Tabla 9.	174
<i>Parámetros de rendimiento reactor UASB</i>	174
Tabla 10.	238
<i>Valores característicos de los lodos.</i>	238
Tabla 11.	239
<i>Tratamientos y métodos empleados en los lodos.</i>	239
Tabla 12.	255
<i>Especificaciones referenciales de la calidad del compost.</i>	255

PROLOGO

La presente obra ha surgido de la necesidad de compilar en un solo texto la información más actual acerca de los tratamientos biológicos aplicados a las aguas residuales e integrar el conocimiento de diferentes autores e investigadores que han hecho estudios recientes en distintas partes del mundo. Está concebida para ser utilizada en el proceso de capacitar y educar a las nuevas generaciones de profesionales, ingenieros y científicos encargados del diseño de nuevas plantas de tratamiento y/o la modernización de las ya existentes; pues actualmente, estos procesos y tecnologías se encuentran entrelazados y forman complejos sistemas de tratamientos.

A lo largo del texto se hace una descripción de los diferentes procesos utilizados en los tratamientos biológicos de aguas residuales y como seleccionar entre uno y otro según las características del efluente a tratar. También se realiza una descripción profunda de los microorganismos más utilizados en la depuración de las aguas y se plantean los diferentes procedimientos aplicados a este tipo de residuos.

Este libro presenta un esquema muy general, describiendo inicialmente los organismos más importantes en los sistemas de tratamiento biológico, dando una introducción al metabolismo microbiano, y detallando los procesos que tienen lugar en los tratamientos biológicos. Además, presenta de manera general pero completa los tratamientos biológicos aplicados a las aguas residuales; y luego profundiza en los tratamientos aerobios y anaerobios aplicados a las aguas residuales. Posteriormente, en los capítulos siguientes, se desarrollan los procesos de eliminación biológica de nitrógeno y fósforo, finalizando con el tratamiento de los lodos que se han separado de los efluentes.

Cada uno de los temas que se presentan y el contenido general de este documento se exponen con un enfoque práctico, respondiendo a diferentes realidades, pero todas centradas en la protección de la salud de las personas, el mejoramiento de la calidad de vida del hombre en el planeta, al aumentar la cantidad de agua potable disponible, y por supuesto en la protección del medio ambiente. Es decir que, los conceptos presentados pueden ser utilizados por los todos los actores involucrados en el Tratamiento Biológico de Aguas Residuales; evidenciándose la excelente calidad profesional y la amplia experiencia de los autores referidos en la integralidad del trabajo.

Se espera que este texto sea un aporte valioso para la Ingeniería Ambiental, la Ingeniería Civil, la Ingeniería Química, la Biología, las Ciencias Ambientales, la Bioquímica y la Tecnología de los Alimentos, pues posee información de relevancia no solo para profesionales y técnicos del sector, sino también para Instituciones, Ambientalistas, Economistas y la Población en general interesados en la Economía Circular y la protección del ambiente. La información está presentada de forma sencilla y sistemática, de manera que el profesional o estudiante pueda evaluar cualquiera de los procesos planteados y seleccionar entre los más adecuados. Además, contiene imágenes armonizadas con la información que hacen de esta obra un texto versátil y muy fácil de entender.

Muchas son las razones para recomendar la utilización de este libro, pues sus capítulos son un compendio de información básica, pero actualizada, que conduce a comprender la necesidad de los procesos de tratamientos biológicos y estamos confiados que, desde su publicación, esta obra será de consulta en universidades, empresas de ingeniería, laboratorios, plantas de tratamiento y, en general, de todos aquellos, profesionales o no, que se dediquen a la resolución de problemas de contaminación ambiental. Los autores del

presente libro son profesionales dedicados al área de los procesos aplicados en el tratamiento de aguas residuales de orígenes diversos y con un alto compromiso en lograr minimizar la afectación que los contaminantes de los residuos y vertidos están causando a la salud de las personas y al ambiente.

INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural indispensable para la vida en el planeta, y sin ella los seres vivos, tanto acuáticos como terrestres, no podrían vivir. Sin embargo, esto no ha sido suficiente para evitar que las actividades humanas afecten la calidad del agua disponible en la tierra. Por lo cual, muchos de los ecosistemas que favorecen el abastecimiento de agua actualmente están en crisis, y aunque existen procesos naturales que de alguna manera tienen la capacidad de purificar los cuerpos de agua, debido a la magnitud de la contaminación, no son suficientes.

En líneas generales, esta contaminación de las aguas implica que las mismas sean denominadas “aguas residuales”, las cuales según el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2023), se definen como aquellas aguas que han sido utilizadas en diferentes actividades humanas domésticas o industriales, cuyas características se han modificado; estas incluyen las aguas provenientes de instituciones y establecimientos comerciales, hospitales, aguas pluviales, escorrentías urbanas, así como también agrícolas y acuícolas.

En vista que la calidad del agua es alterada durante su utilización y le son incorporados diferentes elementos como materia orgánica, sustancias tóxicas, pesticidas, metales, desechos, entre otros, es necesario recurrir a procesos que contrarresten la contaminación de las aguas y transformen los contaminantes en otros compuestos, de manera que el agua se pueda reutilizar o reintegrar a su ciclo natural, disminuyendo de esta manera las repercusiones al medio ambiente y permitiendo una mayor disponibilidad del agua potable.

Los procesos utilizados para la depuración de las aguas residuales que eliminan los componentes contaminantes comprenden la aplicación de tratamientos físicos como el

cribado, la sedimentación y la filtración; químicos como la oxidación y la coagulación; y biológicos como los sistemas de biomasa fija o suspendida. La selección de los tratamientos o la secuencia de estos, dependerá fundamentalmente de los tipos de contaminantes que presenten las aguas residuales, la carga de los mismos y la utilidad final que se le dará al agua purificada.

Los procesos biológicos aplicados en el tratamiento de aguas residuales se sustentan en la capacidad que tienen algunos microorganismos de intervenir en los ciclos naturales elementales. Tienen como objetivo principal degradar o digerir, de manera aerobia o anaerobia, la materia orgánica biodegradable o no biodegradable, nutrientes y macronutrientes como nitrógeno y fósforo; utilizando los contaminantes de las aguas residuales como fuente de carbono y energía, transformándolos en biomasa, dióxido de carbono y otros compuestos con baja o ninguna repercusión (Ferrer et al, 2018).

Aunque en su origen los tratamientos biológicos de aguas residuales estuvieron enfocados solamente en eliminar la materia orgánica, a medida que se fueron realizando avances y estudios más profundos, se les ha otorgado otros objetivos como la eliminación del nitrógeno y del fósforo de los efluentes. Dada la importancia de estos procesos, este libro se enfoca principalmente en los tratamientos biológicos aplicados a las aguas residuales, presentando conceptos, métodos y propuestas de forma sistemática y secuencial, que pueden ser utilizadas por todas aquellas personas involucradas en el estudio, caracterización y tratamiento biológico de efluentes provenientes de diversos orígenes.

Es así que, el Capítulo 1 se centra en el estudio de las bases del tratamiento biológico, es decir, a los microorganismos; describiendo aquellos que son más importantes y los que son mayormente utilizados en los sistemas de tratamiento biológico, como se clasifican y los

procesos específicos en los que intervienen. Seguidamente, el Capítulo 2 se orienta al estudio del metabolismo microbiano, esto es, el conjunto de reacciones químicas que son producidas en estos organismos, las cuales son favorecidas por el flujo de energía y la participación de enzimas. Además, se trata de los tipos de metabolismo y de las rutas metabólicas, de forma consecutiva.

El Capítulo 3 está referido a todos aquellos procesos biológicos fundamentales en cada una de las etapas de la depuración de las aguas, la combinación, eficacia y pertinencia de utilización de cada uno de estos, describiendo los mismos de una forma general. Dando paso a una descripción más detallada a partir del Capítulo 4, donde se abordarán los tratamientos biológicos aplicados a las aguas residuales, tanto urbanas como industriales, su evolución, combinación, clasificación y posibilidades para su aplicación.

Los tratamientos aerobios aplicados a las aguas residuales serán presentados en el Capítulo 5, haciendo referencia a las alternativas más ampliamente utilizadas, dentro de las cuales se encuentran los lodos activados. Los tratamientos anaerobios son el tema de estudio del Capítulo 6, donde se abordan los tipos de sistemas y su funcionamiento. En el Capítulo 7 se desglosan los aspectos relativos a la eliminación biológica de nitrógeno, en sus etapas de nitrificación y desnitrificación, con sus particularidades y los equipos utilizados. De igual manera, en el Capítulo 8 se desarrolla la eliminación biológica de fósforo y de los microorganismos acumuladores de polifosfatos, los cuales son los responsables de la eliminación del fósforo de los efluentes.

Finalmente, en el Capítulo 9 se presenta el tratamiento de lodos, como sus etapas de estabilización, desinfección y espesados para su uso posterior. De manera que, en un total de nueve capítulos se explican los tratamientos más habituales en la depuración de aguas, así

como el tratamiento de los lodos generados durante dicha depuración; haciendo una descripción de los diferentes procesos biológicos utilizados en el tratamiento de aguas residuales de una forma secuencial y sistemática para que el lector tenga una facilidad de comprensión y búsqueda.

CAPITULO I

ORGANISMOS DE MAYOR IMPORTANCIA EN LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO

1. Introducción

En los últimos años la conservación de los recursos naturales ha sido tema de interés para la comunidad científica, política y la sociedad en general, lo que ha generado un afán por encontrar métodos y técnicas que permitan mantenerlos, cuidarlos y recuperarlos para minimizar los riesgos potenciales de que se extingan, dejando indefensa a las generaciones futuras. Por otro lado, el cambio climático que enfrenta el planeta tierra aunado al gran crecimiento de la población, han traído consecuencias que a largo plazo pueden llegar a ser irreparables, al respecto, la Organización Mundial de la Salud (OMS) establece que la contaminación del agua representa una amenaza a la salud pública debido a la presencia de las sustancias orgánica e inorgánicas que la contaminan por lo que se ha prestado particular interés al cuidado y conservación de esta debido a que es un recurso natural vital e imprescindible para todas las formas de vida de la tierra, motivando a los científicos a realizar una gran cantidad de estudios relacionados con la adecuación y el tratamiento de las aguas residuales de forma tal que el agua se encuentre disponible sea apta y de calidad para su utilización y consumo (Blaz, S., 2019).

Las aguas residuales, también denominadas aguas servidas, son aquellas que han sido utilizadas y afectadas por las actividades del ser humano, ya sea con fines domésticos e industriales, por lo que deben ser depuradas antes de descargarse nuevamente en la naturaleza o antes de ser reutilizadas. Cualquier comunidad necesita prioritariamente que se le

suministre agua no sólo en cantidad sino también en calidad suficiente, pero una vez que el suministro de agua sea óptimo es fundamental que las aguas que ya han sido utilizadas no representen una amenaza ni para la sociedad ni para el medio ambiente, debido a que son vehículo de microorganismos y sustancias que las convierten en potenciales focos de enfermedades y de contaminación. Se denomina ciclo urbano del agua al proceso mediante el cual llega agua a cada uno de los hogares y de las industrias; este ciclo inicia con la captación de los recursos hídricos de la naturaleza para que posteriormente sean potabilizadas y pasen a las etapas de distribución, consumo y alcantarillado. Luego, de acuerdo a los protocolos nacionales e internacionales de saneamiento, para cerrar el ciclo las aguas convertidas en desechos deben ser retornadas a la naturaleza o bien ser reutilizadas en actividades humanas.

La falta de tratamiento adecuado de las aguas residuales es un tema que alarma a las comunidades científicas, especialistas, activistas ambientales, políticos y a la sociedad en general debido a que la contaminación por aguas servidas puede afectar, a mediano y largo plazo, la salud de comunidades adyacentes y la de los ecosistemas marinos. En aras de garantizar la disponibilidad de agua, así como su gestión sostenible y el saneamiento para toda la población, los Estados deben impulsar la disminución del porcentaje de aguas residuales sin tratar, en otras palabras, reducir los vertidos de agua usada y contaminada en el medio ambiente, debido a que éstas al disponerse en los lagos, ríos o mares sin tratamiento previo alguno, ocasionan graves inconvenientes de contaminación que afectan la flora y la fauna. Por lo que es de vital importancia que antes de ser vertidas en las aguas receptoras, las aguas servidas reciban un tratamiento adecuado, que permita cambiar sus condiciones físico-químicas y microbiológicas, para que su disposición no ocasione ningún problema.

El tipo de tratamiento necesario deberá ser adaptado a cada caso particular según el tipo de aguas residuales y su contenido, pero la falta de plantas de tratamiento en las ciudades y en las industrias, generan grandes cantidades de aguas contaminadas que traen graves consecuencias al medio ambiente a corto, mediano y largo plazo. Es por esto que las plantas de tratamiento de aguas residuales deben ser diseñadas, construidas y operadas con el propósito de obtener un efluente final con condiciones aceptables a partir del efluente cloacal derivado del uso de las aguas de abastecimiento. En estos sistemas de tratamiento se aplican a las aguas servidas un conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos para eliminar elementos sólidos, grasas y arenas, que impiden que se les aplique un tratamiento biológico para que pueden ser reutilizadas; también para degradar o mineralizar la materia orgánica que se encuentra presente, reducción o eliminar nutrientes inorgánicos como nitratos y fosfatos, y también eliminar microorganismos patógenos y parásitos, principalmente de origen fecal.

Generalmente, estos procesos se realizan en estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) por lodos activos o en estaciones regeneradoras de aguas residuales (ERAR). En estas estaciones ocurre una degradación aerobia de la materia orgánica y también la formación de flóculos por parte de microorganismos heterótrofos que se encuentran en suspensión. En estas estaciones el agua residual se somete primero a un pretratamiento para eliminar materiales de naturaleza y tamaños diversos como papeles, arena, palos, grasas, entre otros; posteriormente pasa a un tratamiento secundario que incluye reactores biológicos en los que se degrada aeróbicamente la materia orgánica, estos nutrientes generan un aumento de las poblaciones de microorganismos que se encuentran en suspensión, aumentando las

cantidades de lodos activos utilizado a su vez por las bacterias quimiorganotrofos para su desarrollo.

Los lodos activos, generados en los reactores biológicos, son separados del agua residual, ya depurada, en los decantadores secundarios o clarificadores, pero una parte de estos se recircula a los reactores biológicos, con la finalidad de obtener grandes cantidades de poblaciones microbianas y aumentar su capacidad de degradar la materia orgánica en menor tiempo. En algunas estaciones el efluente generado en el tratamiento secundario se somete a un tratamiento terciario con la finalidad de reducir la cantidad de microorganismos patógenos y parásitos, ya sean mediante desinfección con cloro, ultrafiltración, radiación UV entre otros.

Por lo tanto, si las aguas residuales son biodegradables, es fundamental conocer ampliamente y comprender todos los procesos metabólicos implicados en el tratamiento biológico, los diferentes tipos de microorganismos que los realizan, las condiciones fisicoquímicas necesarias para que el crecimiento microbiano sea óptimo, debido a que proporciona información útil para poder diseñar y operar adecuadamente una planta de tratamiento de aguas residuales considerando además todos los requerimientos metabólicos de las poblaciones microbianas. En este capítulo se detallarán los organismos más importantes que se encuentran en los sistemas de tratamiento biológico y su importancia en el medio.

2. Organismos de mayor importancia en los sistemas de tratamiento biológico

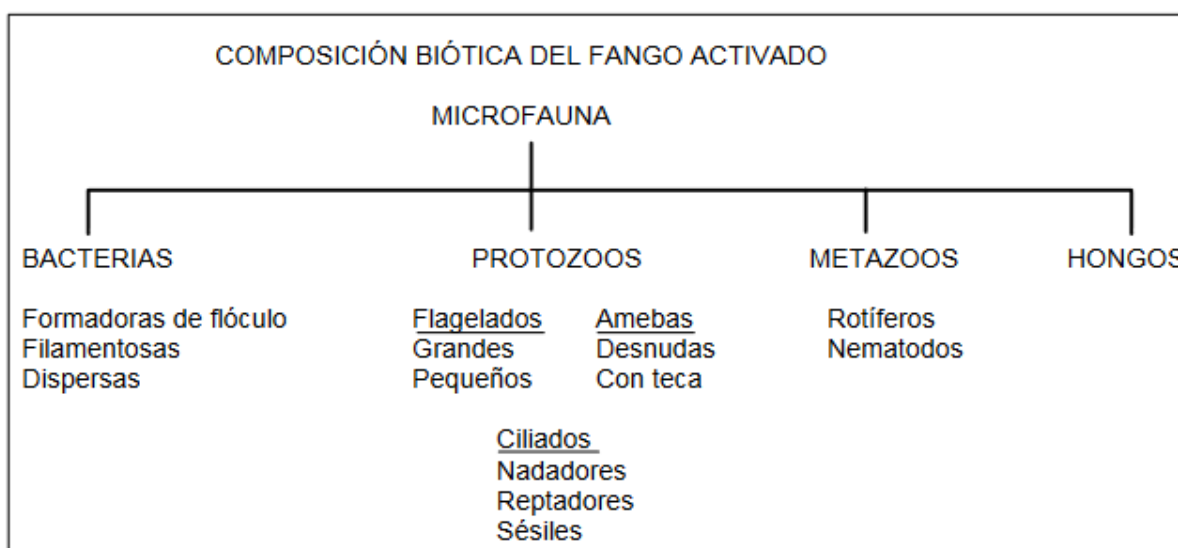
Los sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales son ampliamente utilizados tanto para aguas urbanas como industriales debido a su sencillez y los bajos costos de operación, se fundamentan en llevar a cabo diferentes procesos utilizando microorganismos para eliminar o disminuir la concentración de sustancias contaminantes que se encuentran disueltas en las aguas, aprovechando su capacidad de asimilar y metabolizar estas sustancias para su propio crecimiento. Generalmente, se utilizan lodos activados con un ecosistema artificial cuya composición no es constante y está afectada por el pH, la temperatura, la carga orgánica y la cantidad de oxígeno disponible, teniendo microorganismos que se encargan de descomponer metabólicamente los contaminantes presentes en las aguas residuales como las bacterias, hongos, y otros microorganismos que utilizan las bacterias y otras células como sustrato como por ejemplo los protozoos.

Cada especie de microorganismos necesita condiciones físico-químicas específicas para su desarrollo, además tiene su propio tipo de mecanismo metabólico y catabólico. Los lodos activados son un ecosistema bastante complejo en el que los microorganismos compiten entre ellos para obtener el sustrato necesario para su desarrollo. Las bacterias que degradan los compuestos orgánicos de las aguas residuales sirven de alimento para los protozoos, que a su vez son consumidos por los microorganismos rotíferos y otros organismos de mayor tamaño, estableciendo una cadena trófica. Cerca del 95% de la población microbiana de los lodos activados está compuesta por organismos descomponedores, especialmente bacterias, además casi la totalidad de la biomasa es heterótrofa, con la excepción de los microorganismos

nitrificantes que son autótrofos (Knobelsdorf Miranda, J., 2005). A continuación, se describen los organismos de mayor importancia empleados en los sistemas de tratamiento biológico (Figura 1).

Figura 1.

Composición biótica de los fangos activados



Fuente: Adaptado de Knobelsdorf Miranda, J. (2005).

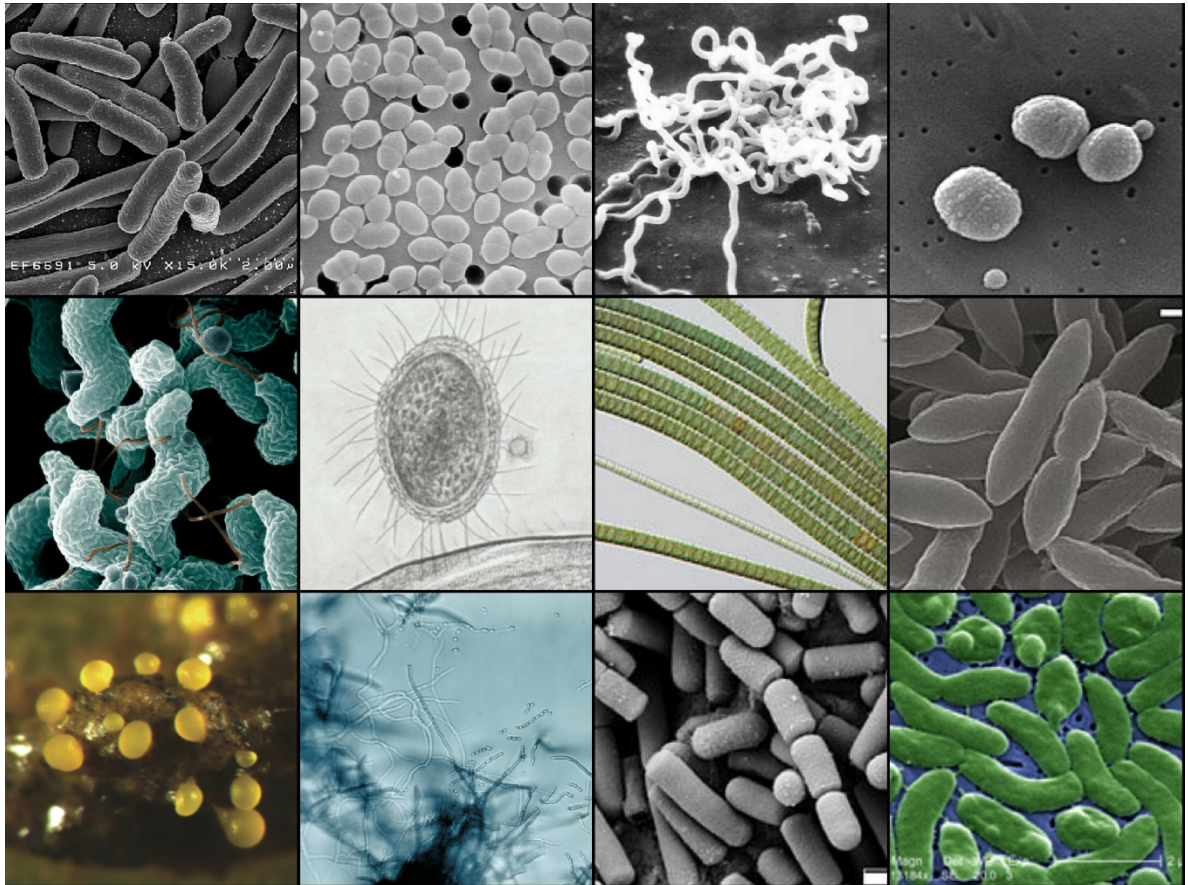
2.1 Bacterias

Forman la población mayoritaria y más importante en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, metabolizando la mayoría de los compuestos orgánicos presentes en las aguas servidas. Por ser microorganismos heterótrofos tienen la capacidad de aprovechar la materia orgánica como fuente de carbono, su tamaño varía entre 0,5 y 5 μm , además también

son capaces de formar flóculos por la unión de varias bacterias entre sí y con partículas orgánicas e inorgánicas, facilitando la sedimentación de los mismos. Las bacterias se clasifican de acuerdo a sus propiedades metabólicas en: (Knobelsdorf Miranda, J., 2005; Caycedo et al., 2021) (Figura 2).

Figura 2.

Tipos de bacterias



Fuente: <https://www.insst.es/agentes-biologicos-basebio/bacterias>

- Bacterias Heterótrofas aerobias: estas bacterias se encargan de degradar la materia orgánica presente en las aguas residuales, entre ellas se tienen: las Pseudomonas, Bacillus, Flavobacterium, Alcaligenes, Zoogloea, y Moraxella.
- Bacterias fermentativas: estas son aquellas que pueden llevar a cabo reacciones en ausencia de oxígeno molecular y de nitrógeno en forma de nitrato, en este grupo se encuentra las que producen ácidos y las metanogénicas.
- Bacterias nitrificantes: este tipo de bacteria son aerobias autótrofas quimiosintéticas, predominan las nitrosomonas que oxidan el NH_4^+ y nitrobacter que oxidan el NO_2^- .
- Bacterias desnitrificantes; son heterótrofas anóxicos que transforman el nitrato en nitrógeno atmosférico.
- Bacterias acumuladoras de polifosfatos; utilizan el fosfato como fuente energía, almacenándolo en grandes cantidades y anaeróbicamente
- Bacterias oxidantes de sulfuros: se encargan de oxidar los sulfuros, entre estas se tiene la Thiobacillus, Thiothrix y Beggiatoa.
- Bacterias reductoras de sulfatos: las cuales son anaerobias estrictas

2.2 Protozoos

La función de los protozoos consiste en disminuir la concentración de bacterias, eliminando el exceso de bacterias que no han formado flóculos y de la materia orgánica presente en las aguas residuales, lo que permite disminuir la turbidez y mejorar su calidad, estos microorganismos son los que se encuentran en mayor cantidad en los lodos activados que se utilizan en el tratamiento de aguas. Existen protozoos flagelados que miden entre 5 y

20 μm , que se mueven gracias a uno o más flagelos, estos microorganismos están presentes en los lodos activados cuando la cantidad de DBO soluble es alta, cuando se encuentran en grandes cantidades indican que hay un exceso de carga orgánica o que no existe una buena oxigenación (Knobelsdorf Miranda, J., 2005). (Figura 3).

Figura 3.

Protozoos flagelados



Fuente: <https://www.istockphoto.com/es/fotos/flagelos>

Por otro lado, se tienen las amebas con un tamaño que oscila entre 10 a 200 μm , estos microorganismos presentan movilidad a través de pseudópodos, toleran ambientes con bajo oxígeno disuelto y su crecimiento se favorece sobre materia orgánica. En aquellas instalaciones depuradoras con una alta carga a la entrada predominan las amebas conocidas como amebas desnudas, mientras en aquellas con baja carga orgánica y alta nitrificación hay mayor cantidad de amebas testáceas. (Figura 4).

Figura 4.

Ameba desnuda



Fuente: https://www.researchgate.net/figure/Figura-3-Ameba-desnuda-De-forma-indefinida-sin-caparazon-o-teca-Se-alimenta-de_fig2_39121551

Asimismo, la presencia de protozoos ciliados en plantas de tratamiento de aguas residuales, mejora la calidad del efluente debido a que cumplen con una doble actividad, la de floculación y la de depredación de otros microorganismos y de bacterias patógenas, contribuyendo de forma directa a la clarificación del efluente y reduciendo los niveles de contaminación, obteniéndose un efluente a la salida con menor turbidez y menor DBO cuando se tiene una gran cantidad de protozoos ciliados presentes. Los ciliados presentes en una planta de tratamiento pueden ser categorizados en los que están asociados al flóculo y aquellos que no están asociados al flóculo o nadadores, éstos últimos normalmente están presentes en la etapa inicial de formación de flóculos; mientras que aquellos ciliados asociados al flóculo como los pedunculados y los reptantes se alimentan de las bacterias que

se encuentran libres, utilizando como sustrato de fijación los flóculos, por lo que la presencia dominante de estos ciliados indica que el sistema está funcionando adecuadamente (Vilaseca, M.M., 2001).

2.3 Hongos

Los hongos son eucariotas una estructura biológica más compleja que la de las bacterias, son más grandes que las procariotas, poseen núcleos, vacuolas y mitocondrias, y a diferencia de las algas carecen de clorofila. En los digestores que tienen lodos en los que se encuentran presentes hongos o sus esporas se debe a su alta capacidad de sobrevivir en ambientes desfavorables por grandes periodos de tiempo, pudiendo ser aislados posteriormente a ambientes anaeróbicos. Estos microorganismos eliminan eficazmente la materia orgánica presente en las aguas residuales, su aparición está asociada al vertido de una gran cantidad de afluentes industriales, pero difícilmente se encuentren en cantidades abundantes a menos que se inhiba el crecimiento bacteriano (Figura 5).

Figura 5.

Hongos en las aguas residuales



Fuente: <https://www.dicyt.com/noticias/los-hongos-grandes-aliados-para-depurar-aguas-urbanas>

El uso de estos organismos en el tratamiento de aguas residuales ha sido objeto de estudio de diversas investigaciones representando un tema de gran interés científico. Los resultados demuestran que existen muchas ventajas en la aplicación de hongos, entre las que se pueden mencionar:

- Mejora en el rendimiento en el proceso de desnitrificación.
- Favorecimiento de la formación de flóculos de la materia en suspensión.
- Disminución de la cantidad de sólidos generados en la depuración.
- Mejoras en la deshidratación de los lodos.
- Aumento de la producción de biogás debido a la digestión y degradación de los contaminantes.

- Elevado rendimiento en la eliminación de sólidos totales y suspendidos, así como también en la turbidez y la DQO.

Por otro lado, se ha demostrado que la biomasa fúngica provee otros subproductos derivados que tienen un valor agregado como por ejemplo la amilasa, quitina, quitosano, glucosamina, ácido láctico y diversos compuestos que tienen acción antibiótica. La retención de los sólidos en suspensión para la captación de nutrientes es posible gracias a la estructura de los hongos, a la capa externa, su crecimiento en hifas y por la formación de micelios. Además, los hongos contienen enzimas extracelulares que favorecen la biodegradación de algunos compuestos y se adaptan fácilmente al ambiente debido a que tienen una gran selectividad reproductiva por la cantidad de genes que poseen (Knobelsdorf Miranda, J., 2005).

2.4 Algas

Las algas son un grupo de eucariotas unicelulares que contienen uno o más cloroplastos, son verdes debido a que contienen clorofila y llevan a cabo fotosíntesis del tipo oxigénica, aunque existen algas de gran tamaño la mayoría son microscópicas, actuando como productores de materia orgánica en un ambiente acuático. Existen algas que contienen otros pigmentos que ocultan la clorofila y presentan un color marrón (feófitas) o rojo (rodófitas). Estos organismos habitan en lagos, estanques y océanos, las algas que flotan se conocen como el nombre fitoplancton y las que se fijan en el fondo o en los laterales son algas bénticas (Moeller, G. & Tomasini, A., 2010; Moreira F. & Siqueira, J., 2006). (Figura 6).

Figura 6.

Algas en las aguas residuales



Fuente: <https://www.iagua.es/noticias/mexico/dicyt/15/01/13/descargas-aguas-residuales-al-pacifico-provocan-florecimientos-algas>

Algunas especies son capaces de desarrollarse y resistir a aguas eutróficas mientras que otras especies son sensibles a los desechos orgánicos o químicos, se adaptan rápidamente a los cambios ambientales debido a que tienen ciclos de vida muy cortos, su presencia afecta características físico-químicas de las aguas como el color, el olor, el pH y el sabor. (Moreira F. & Siqueira, J., 2006). Se clasifican en dos grupos:

- Algas pluricelulares o macroalgas: en este grupo se incluyen las clorófitas, las rodófitas y las feófitas, el color depende básicamente de la profundidad en la que se desarrollan, pudiendo florecer tanto en aguas dulces como saladas.

- Algas unicelulares o microalgas: se clasifican de acuerdo al tipo de pared celular, si presentan un núcleo definido o no, su capacidad para formar colonias y al movimiento con uno o varios flagelos. Entre este tipo de algas se encuentran las pirrófitas, crisófitas, euglenófitas, bacilariofitas y cianofíceas.

Las algas que han sido utilizadas como agentes de biorremediación de aguas residuales y son objeto de diversos estudios de interés científico son las microalgas, las cuales pueden ser cultivadas en condiciones controladas en fotobiorreactores (López-Padrón et al., 2020).

2.5 Rotíferos

Los rotíferos son microorganismos pluricelulares, que presentan distintas formas y tamaños que varían entre los 50 y 500 μm , la mayoría son móviles y poseen una estructura más compleja que los protozoos. Esta clase de organismos incluye, pseudocelomados, invertebrados microscópicos, no segmentados y de simetría bilateral, pueden vivir en entornos acuáticos o semi-acuáticos. Anatómicamente presentan tres regiones: una corona ciliada que mediante vibración genera corrientes utilizadas para la locomoción y la alimentación, el mástax es la faringe muscular y la lórica que es la pared del cuerpo o revestimiento (Blaz, S., 2019; Romero, 2008). (Figura 7).

Figura 7.

Rotíferos



Fuente:

https://www.researchgate.net/publication/259147811_Protozoarios_y_rotiferos_de_vida_libre_en_agua_resid_ual_del_rio_Sabinal_Tuxtla_Gutierrez_Chiapas_Mexico

Están presentes en sistemas estables y con exceso de oxígeno disuelto, su presencia es ventajosa debido a que se alimentan de protozoos, algas, bacterias y metabolizan partículas sólidas ayudando a clarificar las aguas, esto a su vez mejora la iluminación de las zonas más profunda de las lagunas favoreciendo el crecimiento de las algas y por tanto la oxigenación de estas zonas. Además, algunas especies de rotíferos secretan mucus que contribuye en el proceso de formación de flóculos. En las lagunas facultativas predomina la presencia del género *Brachionus sp*, cuya cantidad disminuye en las lagunas de maduración en la que abundan otros rotíferos generalmente del género *Asplanchna sp* (Knobelsdorf Miranda, J., 2005).

2.6 Nematodos

La presencia de microorganismos nematodos es muy frecuente en sistemas con tiempo de retención medios altos y en filtro percoladores, la mayoría cumple con una función depredadora de protozoos y de las bacterias que se encuentran dispersas. Asimismo, existen algunos que son saprozoicos y se alimentan de la materia orgánica disuelta e incluso de la materia presente en los flóculos. La presencia de nematodos acuáticos es usual en las plantas de tratamiento de agua para consumo humano, lo cual es utilizado como parámetro de funcionamiento y de calidad del efluente, debido a que varios organismos patógenos pueden pasar a los sistemas de distribución de agua dentro del cuerpo de los nematodos (Knobelsdorf Miranda, J., 2005) (Figura 8).

Figura 8.

Nematodos en las aguas residuales



Fuente: <https://www.agenciasinc.es/Noticias/Investigan-nuevos-nematodos-presentes-en-aguas-depuradas>

Como se ha explicado, y contrario a lo que se pudiera pensar, algunos microorganismos cumplen funciones favorables determinantes en el tratamiento biológico de aguas residuales, al lograr que compuestos contaminantes pierdan la capacidad de dañar al ser humano. Esto se logra cuando las bacterias, dentro de las plantas de tratamiento, emulan a la naturaleza en su tendencia natural de recuperarse, siendo ayudadas por la mano del hombre, en la aceleración del proceso de regeneración. Es decir, que los microorganismos son la base del tratamiento biológico, pues estos utilizan la materia orgánica y los nutrientes presentes en las aguas residuales para su reproducción, eliminando contaminación, y degradando compuestos potencialmente peligrosos como metales pesados, derivados de petróleo, compuestos orgánicos, entre otros (Corre & Mocha, 2021).

3. Caso práctico

Se tiene el caso de las aguas residuales provenientes de una pequeña localidad conformada por 71 familias indígenas de la comunidad El Tejar Balbanera, ubicada en el cantón Guamote, de la provincia de Chimborazo, región sierra, al centro de Ecuador, en la que se encuentran establecidas dos queseras artesanales. La región está situada a 3500 msnm, y cuenta con una temperatura anual de 12,5 °C (Cazorla, *et al*, 2021).

Para la caracterización del efluente, se inició con la recolección de las muestras de aguas residuales mediante un muestreo compuesto, en el cual se obtuvieron muestras de cocinas, lavanderías de las viviendas, y de las queseras artesanales, de la siguiente manera:

- Muestra 1: descargas de tanques de lavar de ropa y agua residual proveniente de las cocinas de las viviendas.

- Muestra 2: mezcla de agua de lavado de equipos, utensilios y superficies para elaborar queso, y de los depósitos de suero de leche de las queseras artesanales.

Tanto en las 21 viviendas que fueron seleccionadas al azar, como en las queseras artesanales, se tomaron muestras simples proporcionales a sus respectivos caudales instantáneos de descarga, durante 7 días consecutivos de la semana, comenzando los sábados y finalizando los viernes, en el lapso de 1 mes, obteniendo 2 litros de muestra de cada uno de los puntos de muestreo para luego calcular el promedio.

Estas muestras del efluente fueron sometidas a una evaluación técnica detallada con diferentes métodos, algunos de estos que emplean microorganismos para determinar el tratamiento biológico más adecuado a las características de estas aguas, y que a su vez arroje una alta calidad del efluente tratado.

Se realizaron determinaciones de pH y Oxígeno disuelto *in situ*, y el resto en el laboratorio. Entre los parámetros evaluados se encuentran la ubicación geográfica, la altitud, la precipitación y la temperatura de la zona; así como también las características físico-químicas de las aguas, es decir, DBO, DQO, Grasas y Aceites, Oxígeno, Sólidos Sedimentables, Sólidos Suspendidos, Sólidos Disueltos Totales, Detergentes, Nitratos, Fósforo, Turbidez, pH, Conductividad y Temperatura (Cazorla, *et al*, 2021).

Es importante señalar que en las queseras artesanales la producción es de aproximadamente 25 quesos diarios cada una, generando entre 120 - 150 litros diarios de agua residual, con una carga contaminante de 31.967 mg/L. Por lo cual se plantea que estas empresas deben tratar sus efluentes de manera que estos puedan ser reutilizados.

Los resultados de las determinaciones demuestran que el efluente presenta una concentración de sólidos sedimentables de 12 ml/L para la muestra de las viviendas y de 6 ml/L para la muestra de las queseras, para lo cual se necesita un pretratamiento de desbaste o cribado con rejillas muy finas, pues presenta también muchas partículas en suspensión; además de un sedimentador que se encargue de la sedimentación de las partículas menores de 0,2 mm y mayores de 0,05 mm, para así disminuir también la presencia de aceites, grasas, detergentes y turbidez del agua residual.

Debido a que el índice de biodegradabilidad reportó una relación $DBO_5/DQO = 0,7$, se optó por aplicar un tratamiento biológico conocido como Sistema Wetland Subsuperficial, el cual permite reducir los contaminantes de las aguas residuales al aprovechar una parte de la carga orgánica como nutriente para el crecimiento de plantas hidrófitas, y el resto de esta es degradada biológicamente por la acción de microorganismos anaerobios que proliferan en el medio como: bacterias, levaduras, hongos y protozoarios. La actividad de estos microorganismos logra transformar sustancias orgánicas e inorgánicas en otras sustancias insolubles e inocuas, y en gases que se liberan a la atmósfera (Delgadillo, *et al*, 2010).

La planta de tratamiento se diseñó con un caudal de 0,691 L/s, y se dimensionó con una proyección para 15 años, siendo conformada de la siguiente manera: (i) canal de entrada, (ii) desbaste o cribado con rejillas finas, (iii) sedimentador, y (iv) Sistema Wetland. De manera que, el agua tratada puede ser reutilizada en la agricultura, o ser descargada correctamente a los recursos hídricos (Cazorla, *et al*, 2021).

Respecto al Sistema Wetland Subsuperficial, se tiene que este fue escogido para tratar el efluente de esta comunidad en estudio, pues el mismo logrará reducir eficientemente la carga orgánica aprovechando los beneficios que conlleva una gestión sostenible de los recursos

hídricos y la optimización del consumo de las aguas naturales, trayendo a su vez una consecuencia positiva para la zona, considerando que el agua tratada será reutilizada y permitirá el desarrollo agrícola de la zona, ayudando además en el cuidado y en la protección del medioambiente al descargar efluentes con los límites adecuados en los cuerpos de agua, mejorando la calidad de vida de la población en general.

En estos Sistemas Wetland se imita el funcionamiento de los humedales naturales al estar conformados por grava y arena en forma de una estructura de piedra estratificada, en el cual por un extremo entran las aguas residuales, luego que hayan pasado por unos tanques con una capacidad adecuada al efluente y provistos con unas tapas que simulen un sistema anaerobio, con llaves con capacidad de eliminar 104 mL/min, logrando así reducir la carga a 1000 ppm. También se utilizan en este Sistema Wetland, las especies acuáticas como la Totorá (*Typha*) y el Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), las cuales participan en la obtención de abono orgánico. Con este tratamiento se logró la remoción directa de: DBO₅, DQO, Sólidos Suspendidos Totales, Sólidos Sedimentables, Fósforo, Nitrógeno, color y turbidez con una eficiencia del 90%; además, también se removió indirectamente la concentración de aceites y grasas que inicialmente presentaron un alto valor.

CAPITULO II

INTRODUCCIÓN AL METABOLISMO MICROBIANO

1. Introducción

Se puede decir que el metabolismo microbiano no es más que la suma de todas las transformaciones químicas que ocurren en la célula, y a través de las cuales los microorganismos obtienen la energía y nutrientes necesarios para vivir y reproducirse; este proceso puede darse por la ruta generadora de energía o degradativa, también conocida como catabolismo, o por la ruta consumidora de energía o biosintéticas, llamada también anabolismo. Para que estas rutas sean desarrolladas, es necesario que los microorganismos tomen del ambiente diferentes sustancias o compuestos que le ayuden a crecer y a generar energía, las cuales son conocidas como nutrientes. (Benintende & Sanchez, 2009).

Es importante señalar, que estas diferentes estrategias o rutas metabólicas pueden ser utilizadas para diferenciar los microorganismos entre sí, y son determinantes al momento de seleccionar un nicho microbiano para ser utilizado en tratamientos de aguas o procesos industriales. De allí que, el tratamiento biológico de las aguas residuales aprovecha estas funciones de las bacterias, que naturalmente pululan en el medio ambiente, para desarrollar ciclos de compuestos elementales, y de esta forma lograr su eliminación de los efluentes. Considerando, que se deben utilizar los microorganismos seleccionados de acuerdo al compuesto a tratar, y los requerimientos de aire y biomasa para alcanzar la degradación o eliminación de los mismos, deben ser suministrados (Comeau, 2017).

A lo largo de este capítulo se desarrollarán conceptos esenciales para la comprensión del metabolismo microbiano como lo es la importancia de las enzimas, las necesidades energéticas, los requerimientos nutricionales, la bioenergética y el crecimiento bacteriano.

2. Metabolismo microbiano

El término metabolismo se refiere a todas las reacciones químicas que ocurren en el interior de un organismo vivo para realizar las funciones vitales, estas reacciones son catalizadas por enzimas. Mediante los procesos metabólicos los microorganismos obtienen la energía y los nutrientes necesarios para vivir y reproducirse. Para que ocurra el crecimiento microbiano se necesitan formar estructuras complejas como proteínas, ácidos nucleicos, polisacáridos y lípidos ya sea generados desde elementos preexistentes durante el crecimiento o mediante su síntesis celular. Al mismo tiempo, se requiere una fuente de energía para sea efectivo (Díaz et al., 2014; Cuellas, A. 2020).

El metabolismo puede ser clasificado en anabolismo o biosíntesis que incluyen reacciones anabólicas reguladas por enzimas que requieren energía, están vinculadas a la construcción de moléculas orgánicas complejas a partir de moléculas más simples y pueden implicar reacciones de síntesis por deshidratación como la síntesis de proteínas a partir de aminoácidos o de polisacáridos de azúcares; la energía utilizada proviene de la otra clase de metabolismo degradativo o catabolismo que son aquellas reacciones que producen o liberan energía y que están vinculadas con la descomposición de compuestos orgánicos complejos en otros más simples como por ejemplo la degradación de azúcar en dióxido de carbono y agua (Junco, R. & Pérez, C., 2001).

Esta energía se encuentra usualmente bajo la forma química del adenosín-trifosfato (ATP), que puede ser generado por diferentes mecanismos como la fotosíntesis y también a partir de compuestos tanto orgánico como inorgánicos. Es una actividad que ocurre de forma coordinada a nivel celular para poder cumplir cuatro funciones en colaboración conjunta entre los sistemas y las rutas metabólicas, estas funciones son:

- 1- Obtención de energía química a partir de una fuente de energía que puede ser solar o mediante la degradación de nutrientes ricos en energía que se encuentran en el entorno.
- 2- Conversión de los nutrientes en moléculas específicas de la propia célula, incluyendo a los precursores de macromoléculas.
- 3- Aglomeración de los precursores monoméricos para formar macromoléculas esenciales como proteínas, ácidos nucleicos y polisacáridos.
- 4- Sintetizar y degradar biomoléculas requeridas llevar a cabo funciones celulares especiales.

2.1 Importancia de las enzimas

En los organismos vivos ocurren dos mecanismos diferentes para regular el metabolismo, uno es el de la regulación de la síntesis enzimática y el otro el de la regulación de la actividad enzimática misma. En los dos mecanismos se utilizan compuesto de bajo peso molecular que sirven como mediadores, éstos pueden originarse en la célula como unos metabolitos intermediarios, o también pueden ingresar en la célula proveniente del medio (Díaz et al., 2014).

Las reacciones metabólicas implican muchas proteínas, denominadas enzimas, las cuales determinan los mecanismos de reacción (rutas metabólicas) y éstas a su vez están determinadas por la composición genética de la célula. Las enzimas se consideran catalizadores de reacción, porque tienen la capacidad de acelerar las reacciones químicas, actuando sobre una sustancia específica, que se conoce con el nombre de sustrato, formando un complejo enzima-sustrato permite que las colisiones entre los átomos, iones o moléculas que participan en la reacción ocurran con una menor energía de activación.

En estos mecanismos de regulación tienen un papel fundamental las proteínas alostéricas las cuales tienen propiedades que se adaptan a las moléculas específicas a la cual se unen (efectores). Existen dos clases de proteínas alostéricas, aquellas cuya actividad se incrementa o se inhibe cuando se combinan con sus efectores, y las reguladoras que modulan la actividad de enzimas específicas; la inhibición del producto final definida por enzimas alostéricas es necesaria para asegurar que todas las rutas tanto catabólicas como biosintéticas funcionen en perfecto equilibrio. Por lo tanto, las enzimas juegan un papel crucial especificando cuáles son las reacciones que deben ocurrir y a qué velocidad (Junco, R. & Pérez, C., 2001; Cuellas, A. 2020).

2.2 Necesidades energéticas

Las reacciones catabólicas proporcionan los componentes básicos necesarios para que ocurran las reacciones anabólicas, así como también la energía necesaria para inducirlos, por lo que ocurren en un perfecto acoplamiento gracias a la molécula de ATP (adenosín trifosfato) que ejerce un rol fundamental como unidad de almacenamiento/generación de

energía para que las células puedan realizar sus funciones biológicas. La molécula de ATP está compuesta por una base nitrogenada que es la adenina, un azúcar que es la ribosa y una cadena de tres grupos fosfato. La energía libre se genera mediante la hidrólisis de ATP en la cual se rompe el enlace entre los grupos fosfatos, de forma tal que las reacciones anabólicas requieren la descomposición del ATP y las catabólicas requieren la síntesis del mismo (Cuellas, A. 2020).

Las células requieren energía para muchos trabajos como la sintetización y degradación de compuestos, transporte a través de las membranas, división celular, movimientos celulares, entre otros. La energía necesaria para llevar a cabo esas funciones se encuentra en las moléculas de ATP, específicamente en las uniones químicas de alta energía de los grupos fosfatos. El ATP se acopla a las mitocondrias a partir del ADP y los enlaces Pi utilizando la energía proveniente de la ruptura de moléculas complejas como la glucosa obtenida de los alimentos ingeridos (Cuellas, A. 2020).

2.3 Requerimientos nutricionales

En general, todos los microorganismos necesitan humedad para su desarrollo, pero hay una gran variedad de ellos que tienen otros requerimientos adicionales para poder garantizar sus procesos metabólicos adecuadamente, necesitando además de agua, una fuente de carbono y una fuente de energía a partir de los nutrientes. Es por esta razón que muchos microorganismos requieren contar con disponibilidad de elementos como nitrógeno, fósforo y algunos otros como sulfuro, calcio, magnesio y potasio. El carbono está disponible como CO₂ o como materia orgánica, los microorganismos que utilizan el carbono orgánico se les

conoce como heterótrofo, en cambio aquellos que adquieren el carbono requerido a partir del dióxido de carbono son los denominados autótrofo, éstos tienen la capacidad de sintetizar sus requerimientos orgánicos a partir de la materia inorgánica, ya sea mediante la fotosíntesis o la Quimiosíntesis, creciendo sin depender de la presencia de sustancias orgánicas externas (Moeller, G. & Tomasini, A., 2010).

Los organismos heterótrofos requieren una fuente externa de materia orgánica, clasificándose como saprófagos si se toman la materia orgánica soluble directamente del ambiente que los rodea o por la digestión extracelular de compuestos insolubles; los fagótrofos que emplean partículas orgánicas sólidas, y los organismos paratófos o parásitos que adquieren la materia orgánica de los tejidos de otros organismos vivos (Moeller, G. & Tomasini, A., 2010).

2.4 Bioenergética

El término bioenergética se refiere a la disciplina científica que estudia cuantitativamente las relaciones y los cambios de energía en las reacciones bioquímicas que ocurren en los sistemas biológicos, utilizando métodos fisicoquímicos, además se encarga de estudiar la generación y la utilización del ATP. Estas transformaciones biológicas de energía cumplen con las leyes de la termodinámica, por lo que se encuentran influenciadas por la entalpía por la tendencia a alcanzar un estado de unión más estable y la entropía que busca conseguir un estado con mayor desorganización, la diferencia entre estos dos factores es la variación de la energía libre (ΔG).

Las células tienen la capacidad de asociar las reacciones, de forma tal que la energía liberada por las reacciones exergónicas es utilizada para llevar a cabo las endergónicas, además, sintetizan las moléculas que transportan la energía entre una reacción y otra (ATP), y mediante los catalizadores biológicos o enzimas regulan las reacciones químicas. Cuando la molécula de ATP se divide, la energía acumulada en ella se libera y es empleada por el organismo para realizar todos los procesos que requiera. La molécula de ATP posee dos grupos fosfato que se pueden liberar de forma sucesiva, generalmente se elimina un grupo fosfato por hidrólisis, convirtiéndose en una molécula de adenosín difosfato (ADP) (Cuellas, A. 2020).

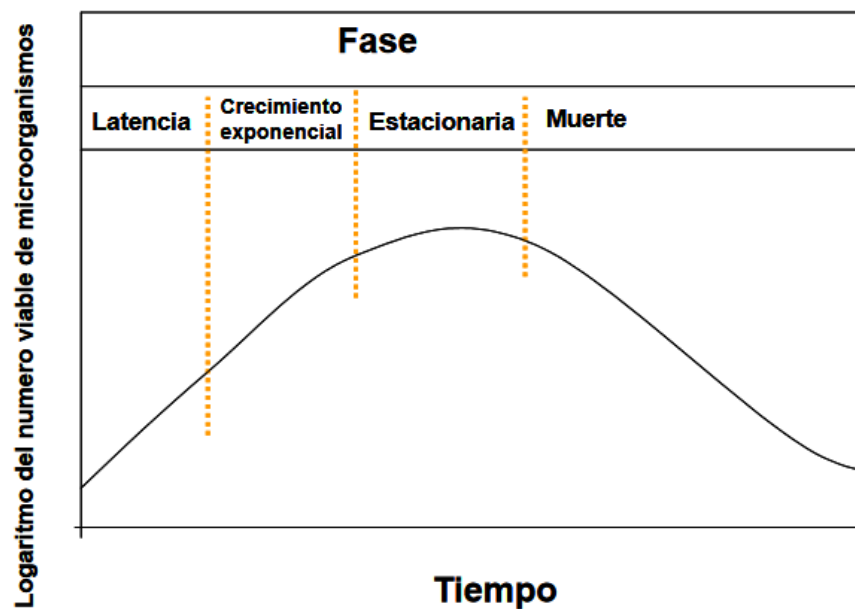
2.5 Crecimiento bacteriano

La biomasa de los lodos activados está constituida en un 95% por bacterias, estos microorganismos unicelulares consumen la materia orgánica biodegradable que se encuentra presente en las aguas residuales como proteínas, carbohidratos, lípidos, entre otros. (Knobelsdorf Miranda, J., 2005). Las bacterias se reproducen asexualmente mediante fisión binaria o bipartición, donde la célula original por duplicación del ADN y división del citoplasma, se convierte en dos organismos nuevos e idénticos. Este proceso de división requiere un tiempo (tiempo de generación) que puede ir desde menos de 20 minutos y extenderse por varios días, dependiendo de las condiciones del entorno en términos de la disponibilidad del sustrato, el tamaño del sistema o la concentración de nutrientes (Moeller, G. & Tomasini, A., 2010).

El crecimiento bacteriano se puede definir en términos de números de bacterias o en términos de masa bacteriana en un cultivo puro, así como también el crecimiento bacteriano en cultivos mixtos. Con respecto al crecimiento en términos de número de bacterias, el modelo general se define en cuatro fases (Figura 9) registrando el número viable de microorganismos en función del tiempo, inicia con la inoculación de un pequeño número de microorganismos en un volumen fijo de medio de cultivo, esta primera etapa se conoce con el nombre de fase de latencia y es el tiempo que requieren las bacterias para adaptarse a las condiciones del nuevo ambiente para comenzar a dividirse. La segunda fase es la del crecimiento exponencial en la cual las células dividen a una tasa determinada de acuerdo a su propio tiempo de generación y la capacidad de procesar el sustrato. Luego corresponde la fase estacionaria en la cual el número de microorganismo permanece constante ya sea por agotamiento de los nutrientes o del sustrato necesario para el crecimiento de los mismos, o porque se alcanza un equilibrio entre la generación de células nuevas y la cantidad de células muertas. Por último, ocurre la fase de muerte exponencial en la que el número de bacterias muertas excede la producción de células nuevas (Moeller, G. & Tomasini, A., 2010).

Figura 9.

Curva típica de crecimiento bacteriano en términos de número de microorganismos



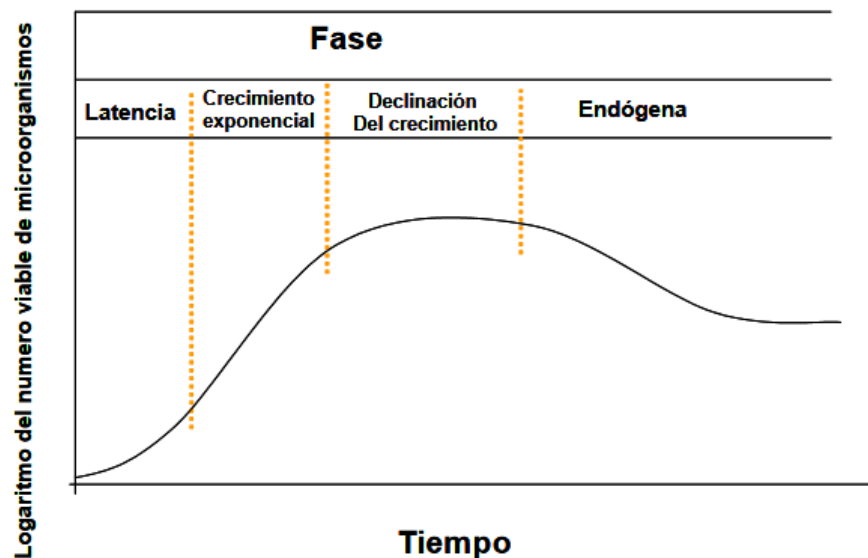
Fuente: Moeller, G. & Tomasini, A. (2010).

En cuanto al patrón de crecimiento en términos de masa bacteriana también se describe en cuatro fases (Figura 10), iniciando con la fase de latencia que comprende el tiempo que requieren las bacterias para aclimatare al nuevo ambiente nutricional; luego inicia la fase de crecimiento exponencial en la que siempre habrá una cantidad de sustrato en exceso rodeando

a los microorganismos, y la velocidad para metabolizarlo y del crecimiento sólo depende de la habilidad del microorganismo para procesar el alimento. La tercera fase es la de declinación del crecimiento, en esta se ralentiza el incremento de la masa bacteriana porque la disponibilidad del sustrato es limitada. Finalmente, la última fase es la denominada fase endógena, en esta los microorganismos se obligan a metabolizar su protoplasma sin que exista reemplazo del mismo, esto se debe a que la concentración del sustrato disponible se encuentra al mínimo.

Figura 10.

Curva típica de crecimiento en términos de masa bacteriana



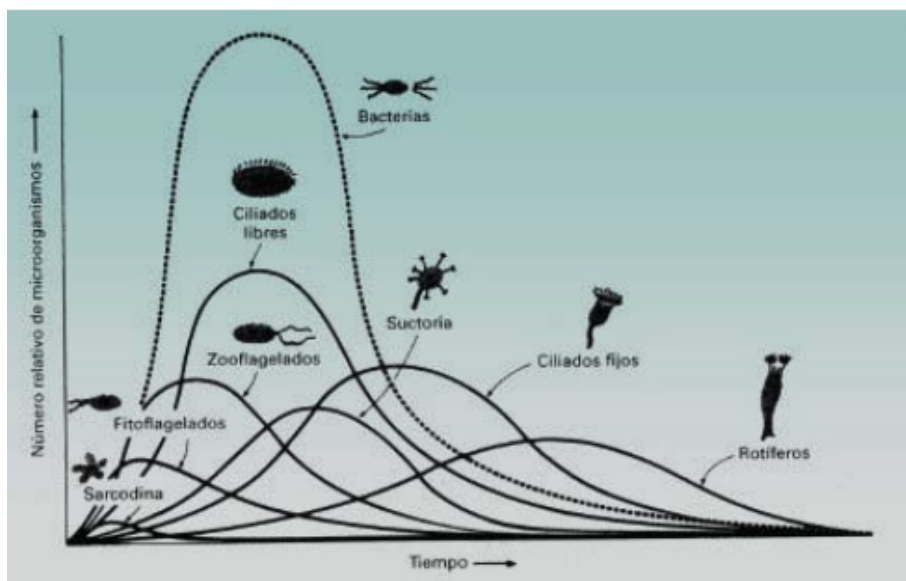
Fuente: Moeller, G. & Tomasini, A. (2010).

A pesar de que las bacterias tienen un papel fundamental en la estabilización de los desechos orgánicos, la mayoría de los sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales

están compuestos por poblaciones mixtas, complejas y relacionadas entre sí, es decir, participan muchos otros tipos de microorganismos, por lo que presentan un patrón de crecimiento de un cultivo mixto en el que cada microorganismo del sistema tiene su propia curva de crecimiento (Figura 11). Estas curvas de crecimiento estarán definidas sobre una escala de tiempo en función de la disponibilidad de los sustratos y de las condiciones ambientales como la temperatura y el pH, así como también dependerá de si el sistema es aerobio o anaerobio (Moeller, G. & Tomasini, A., 2010).

Figura 11.

Curva de crecimiento relativo de microorganismos en estabilización de desechos orgánicos



Fuente: Gatto, R., (2012).

3. Introducción a la cinética del tratamiento biológico

Para permitir que ocurra el crecimiento de los microorganismos de forma adecuada en el sistema, es necesario que éstos subsistan un tiempo suficiente para su reproducción, este periodo va a depender de la tasa de crecimiento, que a su vez está directamente relacionada con la celeridad con la que metabolizan los nutrientes del entorno. Mantener las condiciones ambientales controladas permitirá asegurar la disponibilidad del medio adecuado para el desarrollo de los microorganismos, estas condiciones se pueden conservar mediante el ajuste de la temperatura, el pH, el aditamento de sustratos, elementos, mezcla adecuada del medio y la restricción o no de oxígeno. Con las condiciones ambientales controladas adecuadamente se puede estabilizar de forma eficaz el control de la tasa de crecimiento celular.

Poder mantener controlados los parámetros como el pH, la temperatura, el tipo y cantidad de sustrato disponible es fundamental para que el desarrollo y el incremento de las bacterias y microorganismos sea el adecuado. Luego de que los microorganismos logran adaptarse al medio donde se encuentran y siempre y cuando tengan disponible todos los medios que necesiten para su crecimiento, es que comienzan a metabolizar la sustancia orgánica que se encuentra en las aguas que se desean depurar. Por lo tanto, es necesario analizar la cinética de desarrollo de los organismos para garantizar que se obtengan óptimos resultados en el tratamiento biológico de las aguas servidas, debido a que la velocidad con la que se utiliza el sustrato es directamente proporcional al número de microorganismos presentes.

3.1 Crecimiento celular

Durante el crecimiento celular ocurre una fase conocida como fase de crecimiento logarítmico, cuya velocidad depende de forma directa de la concentración de las células y se puede determinar mediante la siguiente ecuación:

$$r_g = \mu X$$

En donde r_g es la tasa de crecimiento microbiano en la etapa de crecimiento logarítmico, μ representa la rapidez específica de crecimiento y X la concentración de organismos (Ingeniería de Tratamiento y Acondicionamiento de Aguas, 2010).

3.2 Crecimiento con sustrato limitado

Existen casos en los que el crecimiento ocurre en un sistema que tiene cantidades limitadas del sustrato, por lo que llega un momento en el cual el sustrato comience a agotarse, y como consecuencia el crecimiento de los microorganismos también estará limitado y se detiene. En estos casos, el desarrollo de los microorganismos se comporta experimentalmente de acuerdo a la relación de Monod:

$$r_g = \frac{\mu_m SX}{K_s + S}$$

En esta expresión μ_m representa la velocidad máxima de crecimiento, S es igual a la concentración del sustrato en unidades de masa por volumen, K_s es una constante media de

velocidad dada por la concentración de sustrato a la mitad del máximo de tasa de crecimiento (masa/unidad de volumen) y **X** es la concentración de microorganismos (Aguado García, D., 2009).

3.3 Crecimiento celular y utilización de sustrato

En el crecimiento celular cuando se tiene un cultivo por lotes ocurre que una parte del sustrato se utiliza para la formación de más material celular pero la otra parte se oxida para la obtención de productos finales orgánicos e inorgánicos, observándose que, para un medio de cultivo específico y un sustrato determinado, la producción de células nuevas ocurre a una tasa constante y que se puede reproducir, en razón de lo cual se ha propuesto una ecuación para relacionar la rapidez con la que se utiliza el sustrato con la rapidez de crecimiento.

$$r_{su} = - \frac{kSX}{K_s + S}$$

En la cual **k** se define como la velocidad máxima a la que se emplea el sustrato por unidad de masa microbiana, y viene dada por **k = μ_m/Y** , siendo **Y** el factor de máxima utilidad determinado durante un espacio de tiempo definido en la etapa de crecimiento logarítmico, definido como la cantidad de células formadas/cantidad de sustrato consumido. Por su parte, el término **S** es igual a la concentración del sustrato en unidades de masa por unidad de volumen y **K_s** es igual a la constante promedio de velocidad dada por la concentración de sustrato a la mitad del máximo de rapidez de crecimiento; y **X** representa la concentración de microorganismos (Ingeniería de Tratamiento y Acondicionamiento de Aguas, 2010).

3.4 Efectos del metabolismo endógeno

Para la determinación de la rapidez neta de desarrollo de las bacterias se debe considerar el hecho de que en los sistemas biológicos la totalidad de las células no están siempre en el período de crecimiento logarítmico, debido a que una fracción de la energía que se genera al absorber el sustrato no se utiliza para producir nuevo material celular, sino que es empleada para cumplir los requerimientos propios de la célula. Además, existen otros aspectos que deben considerarse como la expiración natural de una porción de las células y la pérdida de poblaciones microbianas debido a la presencia de depredadores en el entorno (Ingeniería de Tratamiento y Acondicionamiento de Aguas, 2010).

Lo expuesto anteriormente, tiene un efecto en el decremento en la masa celular que se denomina decaimiento endógeno, se considera como un único gasto relacionado de forma directamente proporcional a la concentración de los microorganismos, se puede expresar mediante la esta ecuación:

$$r_d = k_d X$$

En donde r_d es la rapidez de decaimiento por respiración endógena, k_d la constante de decaimiento y X es la concentración de microorganismos. Al aplicar la corrección por efectos del metabolismo endógeno se tiene que: $r'_g = r_g - r_d$, donde r'_g es la rapidez neta de incremento de las células y r_g es la rapidez de desarrollo bacteriano en la fase logarítmica.

Por lo tanto, la tasa neta de crecimiento de los microorganismos quedaría determinada por la siguiente ecuación:

$$r'_E = \frac{\mu_m SX}{K_s + S} - k_d X$$

Por otro parte, también se define el rendimiento observado (Y_{obs}) como la relación entre la rapidez de decaimiento por respiración endógena y la rapidez neta de desarrollo celular.

$$Y_{obs} = \frac{r'_E}{r_E}$$

3.5 Efectos de la temperatura.

Uno de los parámetros más importantes que determina el crecimiento y la supervivencia de los microorganismos es la temperatura, debido a que influye en la supervivencia y la multiplicación de los microorganismos, afectando la velocidad de crecimiento (Espinosa-Rodríguez et al.,2012). Cada tipo de microorganismo posee una curva característica de tasa de crecimiento en función de la temperatura, en ésta se pueden diferenciar tres puntos especiales conocidos como temperaturas cardinales, las cuales son:

- 1- Temperatura mínima: por debajo de la cual no existe crecimiento.
- 2- Temperatura óptima: que es la temperatura a la que se alcanza la mayor rapidez de crecimiento.

3- Temperatura máxima: por encima de esta temperatura tampoco existe crecimiento.

El rango comprendido entre la temperatura mínima y la máxima se denomina margen de crecimiento, generalmente comprende unos 40 grados. El efecto de la temperatura en la cinética del tratamiento biológico se debe a su influencia en el metabolismo y por lo tanto en la tasa de crecimiento, por debajo de la temperatura mínima se detienen los procesos de transporte de nutrientes porque disminuye la permeabilidad de la membrana. Si se aumenta la temperatura más arriba de la mínima, la velocidad de crecimiento se incrementa de forma proporcional hasta alcanzar la temperatura óptima, esto se debe a que las reacciones metabólicas se van aproximando a su velocidad óptima posible al ser catalizadas por enzimas (Espinosa-Rodríguez et al., 2012).

Al aumentar la temperatura por encima de la óptima, se provoca una disminución de la velocidad de crecimiento hasta llegar a la temperatura máxima, en la cual ocurre la desnaturalización e inactivación de las proteínas enzimáticas fundamentales, además provoca un colapso de la membrana del citoplasma y en ocasiones lisis térmica de los microorganismos (Iáñez Pareja, E., 2003).

Para finalizar este capítulo, es importante resaltar que el metabolismo microbiano, como función natural de los microorganismos para obtener la energía y los nutrientes necesarios para su vida y reproducción, puede ser clasificado en base a tres criterios fundamentales: (i) como obtiene el microorganismo el carbono para construir masa celular, (ii) como obtiene los reductores equivalentes para conservar energía, y (iii) como obtiene la energía necesaria para crecer y vivir, y que es esta clasificación de la ruta metabólica, la que permite discriminar respecto al microorganismo a utilizar en el tratamiento biológico de las aguas residuales y a

las diferentes etapas, equipos y condiciones del tratamiento, de allí la importancia de conocer el este proceso a profundidad.

4. Caso práctico

En este apartado se presenta un ejemplo de utilización de microorganismos en el tratamiento de las aguas residuales, los cuales gracias a su metabolismo son en este caso particular, capaces de tratar la contaminación fecal presente en los pozos sépticos de las viviendas del barrio Santa Catalina, y en el Arroyo Malvín, el cual es un recurso hídrico que se encuentra a cielo abierto, ubicado muy próximo a una zona residencial, a espacios de recreación pública y a la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República, ambos en Montevideo, Uruguay. Los microorganismos propuestos para el tratamiento de la contaminación fecal domiciliadas, se refieren a unos preparados biológicos conformados por microorganismos efectivos nativos (MEN), los cuales fueron producidos, caracterizados y ensayados por la Cooperativa de Trabajo Entrebichitos, llevando el producto el mismo nombre de la empresa (EcheverriBorda, et al, 2022).

Estos preparados MEN son un consorcio o agrupación de cultivos microbianos mixtos de origen natural, cuyas características metabólicas les confieren la capacidad de cumplir diferentes funciones, por lo que pueden ser usados en distintas aplicaciones. Principalmente estos consorcios están conformados por: (i) bacterias acidolácticas como el género *Lactobacillus*, promotoras de la fermentación y degradación de la materia orgánica, con producción de ácido láctico que limita el crecimiento de patógenos; (ii) bacterias fototróficas, tales como las *Rhodopseudomonas*, las cuales realizan la fotosíntesis anoxigénica obteniendo energía y sintetizando antioxidantes y aminoácidos a partir de la materia orgánica, y produciendo metabolitos que promueven la presencia de levaduras y bacterias acidolácticas

que favorecen la presencia de los otros microorganismos del consorcio; (iii) levaduras pertenecientes al género *Saccharomyces*, que producen enzimas, metabolitos y hormonas que son utilizadas como sustrato por el resto del consorcio; (iv) hongos filamentosos, como los del género *Penicillium* o *Aspergillus spp*, quienes descomponen la materia orgánica y producen compuestos antibióticos que inhiben el crecimiento de patógenos; y (v) actinobacterias que son capaces de descomponer gran diversidad de compuestos orgánicos, produciendo antimicrobianos que inhiben microorganismos patógenos.

Se realizaron pruebas a diferentes escalas, iniciando por experimentos *in vitro*, continuando con pruebas en pozos sépticos domiciliarios, hasta realizar experimentos *in situ* en el recurso hídrico descrito anteriormente, para lo cual se estableció el contenido de coliformes fecales (CF) y de materia orgánica particulada en las muestras del efluente, como indicadores de rendimiento del tratamiento.

En el Laboratorio de saneamiento de la ciudad de Montevideo se realizaron pruebas *in vitro*, para las cuales inicialmente se obtuvieron 500 mL de muestra del sistema de saneamiento de la ciudad de Montevideo, a fin de evaluar la eficacia del biopreparado de MEN producidos por la Cooperativa Entrebichitos, en el tratamiento de aguas servidas domésticas. La muestra fue recolectada y llevada al laboratorio en frío, el mismo día de la realización de las pruebas experimentales. Realizándose pruebas por triplicado, donde inocularon las muestras con el biopreparado y se incubaron a 21-22 °C, durante 8 días, en la oscuridad y se realizó toma de muestras a los 0, 2, 5 y 8 días, para determinar coliformes fecales (CF) y sólidos totales en suspensión (STS).

De igual manera, se realizaron determinaciones *in situ*, en los pozos sépticos, para lo cual se escogieron 9 de los pozos de las viviendas del barrio Santa Catalina, siendo estos

tratados de la siguiente forma: a muestras de 100 mL de agua obtenida de los pozos se realizaron aplicaciones de MEN durante 8 semanas, realizando la determinación, al inicio (T0) y luego de 8 semanas, de la abundancia de CF a cada muestra por triplicado.

Por otra parte, se realizaron pruebas *in situ* en el Arroyo Malvín, donde se escogió un punto próximo a la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República de 30 m de longitud, donde la medición de caudal por el método de trazador reportó 7,4 L, estimándose el volumen de agua aproximadamente de 19000 L y el tiempo de residencia del agua de 0,70 h en esta sección. Luego, se vertieron 20 L de MEN al arroyo en una proporción 1:1000 del volumen de agua estimada para esta sección, tomando muestras cada 6 m para determinar por triplicado la abundancia de Coliformes Fecales y de *Lactobacillus spp* en la sección de agua. Se determinó adicionalmente, la temperatura, la conductividad, el pH, el oxígeno disuelto, el color y el olor. Las diferencias en la abundancia de CF observadas entre tratamientos y tiempos fueron analizadas con el programa estadístico ANOVA.

Los resultados de las diferentes pruebas arrojaron que, luego de 8 semanas de aplicación del tratamiento con los MEN el contenido de CF disminuyó considerablemente tanto en el laboratorio como en los pozos sépticos. Por otro lado, en el arroyo evaluado se obtuvo una disminución de CF y una recuperación visual del recurso, además de observarse un aumento del oxígeno disuelto y una disminución de la turbidez, siendo esta característica evaluada por el aumento en la transparencia y la penetración de la luz en el agua, tal como se observa en la Figura 12. De manera que, se concluyó que el empleo de los MEN en las aguas residuales domiciliarias permite la reducción de la contaminación fecal presente en efluentes domésticos, gracias al metabolismo particular de cada microorganismo que los conforman (Echeverriborda, *et al*, 2022).

Figura 12.

Disminución de la turbidez de las aguas del Arroyo Malvín luego del tratamiento con MEN



Fuente: Echeverriborda, et al. (2022).

CAPITULO III

PROCESOS QUE TIENEN LUGAR EN LOS TRATAMIENTOS

BIOLÓGICOS

1. Introducción

En la mayoría de los tratamientos biológicos de aguas residuales tienen lugar procesos de gran importancia, y aunque para los microorganismos son solo procesos vitales, en el tratamiento de aguas residuales se han convertido en los procesos fundamentales de este. Como ya se ha establecido, la utilización de microorganismos en los tratamientos de aguas residuales tiene como objetivo eliminar componentes presentes en los efluentes, generalmente en concentraciones tan elevadas que afectan negativamente el medio acuático, aprovechando la capacidad que tienen estos de utilizar para su sustento la materia orgánica y otros compuestos como el fósforo y el nitrógeno, mientras cumplen sus funciones vitales de crecimiento y reproducción (Ferrer et al., 2022).

Es así como, durante la etapa de crecimiento biológico, se presta mucha atención a las condiciones del medio, para que los microorganismos puedan desarrollarse adecuadamente y así cumplir funciones esenciales como la hidrólisis de grandes moléculas, que les permite obtener compuestos para su sustento; el consumo o gasto de biomasa para su mantenimiento, pudiendo ocurrir por predación, lisis o muerte, bien sea por bacterias autótrofas o heterótrofas.

De manera que, en el capítulo que se profundizará en los procesos fundamentales que se suceden en los tratamientos biológicos, como lo son el crecimiento biológico, la hidrólisis, la desaparición de la biomasa, el metabolismo bacteriano heterótrofo y el metabolismo bacteriano autótrofo.

2. Procesos que tienen lugar en los tratamientos biológicos

2.1 Crecimiento biológico

En el tratamiento biológico de aguas servidas es sumamente importante controlar las condiciones del entorno en el que se desarrollan los microorganismos responsables de la degradación de las sustancias contaminantes, debido a que los valores de la temperatura, el pH y la disponibilidad de sustrato afectan directamente el desarrollo de los organismos que se encuentran en el tratamiento, los cuales tienen la capacidad de metabolizar moléculas pequeñas y simples como glucosa, amonio, ácido acético, nitritos, entre otros para su desarrollo (Viracucha, S., 2012).

2.2 Hidrólisis

La hidrólisis es el proceso mediante el cual se transforman moléculas grandes en moléculas de menor tamaño, degradadas directamente por la acción directa de enzimas extracelulares que producen los organismos microscópicos, ocurre para degradar sustancias particuladas como para sustancias que se encuentran disueltas. Debido a que es un proceso

más lento que el proceso de crecimiento biológico, resulta ser la etapa que limita todo el proceso (Viracucha, S., 2012).

2.3 Desaparición de la biomasa

La desaparición de la biomasa (decay) comprende el gasto de biomasa por mantenimiento, predación, muerte y lisis (Duque-Sarangor et al., 2018); (Viracucha, S., 2012). A continuación, se describen cada uno de estos procesos:

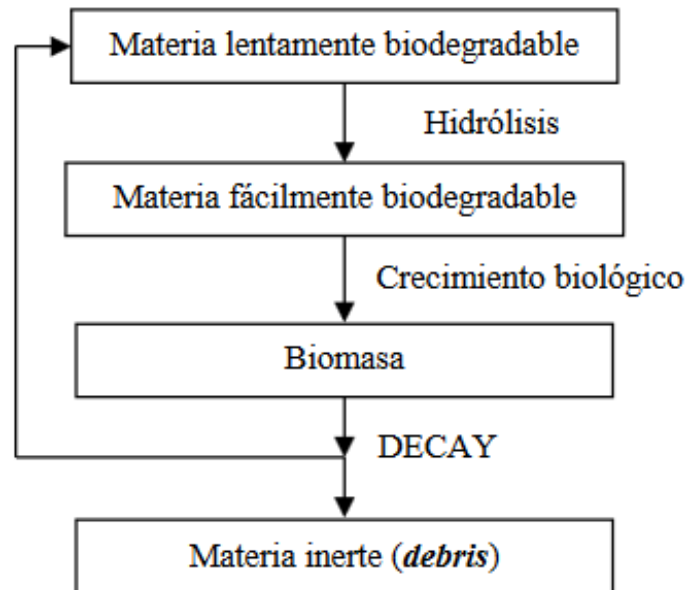
- **Mantenimiento:** los procesos que ocurren en las células como motilidad, regulación osmótica, transporte molecular, entre otros requieren una cantidad de energía para que ocurran, pero si la cantidad de energía aportada por factores externo es menor a la requerida para llevar acabo dichos procesos de mantenimiento, las células se ven obligadas a obtener la energía requerida mediante la degradación de la energía almacenada ya existente dentro de la célula (metabolismo endógeno), ocasionando una reducción de la biomasa, hasta que se agoten todas las reservas endógenas, momento en el cual las células mueren.
- **Depredación o Predación biológica:** es el tipo de interacción biológica en el cual los microorganismos que se encuentran en la parte superior de la cadena trófica, como por ejemplo los protozoos, consumen como alimento a otro tipo de microorganismos.
- **Muerte y Lisis:** en el instante en que los microorganismos mueren se origina la ruptura de la pared celular y del citoplasma, liberando otros compuestos al entorno,

los cuales luego de pasar por un proceso de hidrólisis, pasan a ser alimento para otros microorganismos. Aquellas sustancias más complejas persisten como residuo orgánico inerte (debris) debido a que son casi insolubles.

La desaparición de biomasa es un proceso que comprende una enorme cantidad de interacciones que se pueden describir con dos modelos: el de lisis-recrecimiento y el tradicional. El esquema de lisis-recrecimiento se basa en que la totalidad de la biomasa pasa por el proceso de lisis, pero con velocidades diferentes de acuerdo al tipo de microorganismo, de este proceso se obtiene la materia orgánica particulada que se hidroliza a sustrato orgánico soluble para ser empleada por la biomasa activa para crecimiento nuevo, y además se obtiene un residuo inerte, conocido como debris, en la Figura 13 se muestra un esquema de este modelo (Ferrer, J. et al, 2018).

Figura 13.

Transformaciones biológicas en plantas de tratamiento - modelo de lisis-recrecimiento



Fuente: Ferrer, J. et al, (2018).

Por su parte, el modelo tradicional consiste en que la biomasa activa se destruye debido al decay y los electrones producidos por la oxidación del carbono a dióxido de carbono son transferidos a la especie que se reduce y acepta los electrones, en este caso la biomasa no es totalmente oxidada, sino que queda una parte como debris que se va depositando en el fango reduciendo la parte activa de la biomasa. Este proceso se puede representar por la siguiente ecuación:



2.4 Metabolismo bacteriano heterótrofo

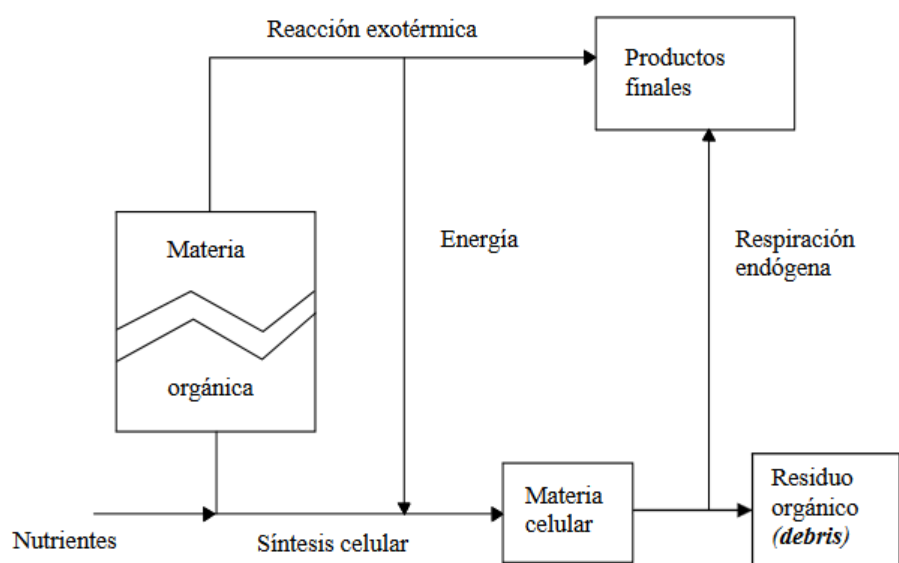
Las bacterias heterótrofas son las que básicamente actúan en los sistemas de tratamientos biológicos de purificación, consiguiendo funcionar tanto por ruta aerobia o anóxica, como por la anaeróbica. En la ruta aerobia y anóxica, luego de que estos microorganismos introducen el material orgánico en su interior, lo transforman mediante dos mecanismos, el primero es la descomposición de esa sustancia orgánica en dióxido de carbono (CO_2), agua y otros productos inorgánicos, al ser una reacción exotérmica, genera energía para las demás funciones celulares, a esto se le conoce como catabolismo. El segundo mecanismo que utilizan los microorganismos heterótrofos para degradar la materia orgánica es produciendo tejido celular partiendo de los sustratos, de las sustancias orgánicas que se encuentran en el medio y la energía procedente de los procesos catabólicos, este proceso se denomina anabolismo.

En la Figura 14 se muestra un esquema que simboliza el metabolismo bacteriano heterótrofo. Durante el procedimiento de desaparición de la biomasa ciertos componentes de la célula son convertidos en productos finales, mientras que la porción de la materia celular que no se consigue degradar o que se degrada a una velocidad muy baja, genera el residuo orgánico inerte denominado debris. Pese a que las transformaciones de la materia orgánica por vía anaerobia ocurren en varias etapas, de manera concisa se consideran dos etapas, la primera consiste en la descomposición del material orgánico presente en sustratos más simples, generalmente de carácter ácido por acción de las bacterias acidogénicas, estos sustratos más simples son transformados a metano en una segunda etapa por las bacterias metanogénicas. Es importante considerar que independientemente del proceso, todas las sustancias orgánicas insolubles deben ser solubilizadas previo a su consumo y aquellas

sustancias solubles, pero de gran masa molecular deben primero reducirse a sustancias más simples de moléculas más pequeñas para que sea posible su paso a través de la membrana celular, esto se logra mediante las reacciones de hidrólisis catalizadas por enzimas extracelulares que generan las propias bacterias (Ferrer, J. et al, 2018).

Figura 14.

Representación esquemática del metabolismo bacteriano heterótrofo



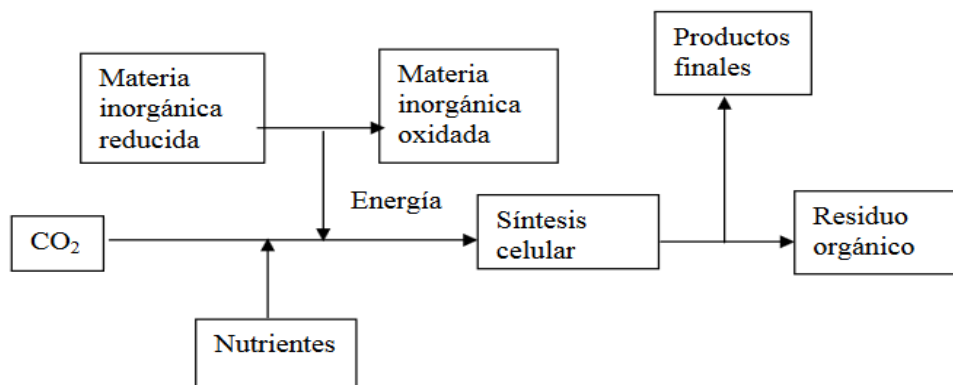
Fuente: Ferrer, J. et al, (2018)

2.5 Metabolismo bacteriano autótrofo

En el metabolismo bacteriano autótrofo los organismos utilizan materia inorgánica para generar energía y para la síntesis celular, para llevar a cabo este proceso que se esquematiza en la Figura 15, los microorganismos adquieren la energía de la luz por medio de la fotosíntesis o de transformaciones inorgánicas de oxidación-reducción, proceso conocido como quimiosíntesis. Entre los organismos autótrofos fotosintéticos que se encuentran en los sistemas de tratamiento biológico se tienen las algas las cuales oxigenan el sistema, y como ejemplo de organismos autótrofos quimiosintéticos se tienen las bacterias nitrificantes que efectúan la oxidación de amonio a nitrato. La disminución de la cantidad de organismos autótrofos ocasionada por la muerte y lisis de los mismos, produce una disolución de sustrato lentamente biodegradable, que posteriormente se hidroliza para ser utilizado por los organismos heterótrofos generando productos finales y debris (Ferrer, J. et al, 2018).

Figura 15.

Esquema del metabolismo bacteriano autótrofo quimiosintético



Fuente: Ferrer, J. et al, (2018).

Finalmente, es importante señalar que, como se ha mencionado hasta ahora, durante el metabolismo microbiano ocurren de forma natural y espontánea una serie de procesos que ayudan al mantenimiento de la vida de los microorganismos en el planeta y a la remediación de los ecosistemas, que son parte de las funciones básicas de estos seres para su subsistencia, es decir, para obtener la energía necesaria para crecer y reproducirse. Estos procesos ocurren mediante la degradación de compuestos complejos como la materia orgánica, y de moléculas inorgánicas menos complejas como el nitrógeno y el fósforo.

Además, cuando estos procesos son intervenidos mediante el aseguramiento de las condiciones que requieren para que se produzcan, pueden ser utilizados en el tratamiento de contaminantes presentes en las aguas residuales. De allí, la importancia de conocer el metabolismo microbiano y sus condiciones de procesos, para que el mismo pueda ser utilizado en diferentes tratamientos biológicos de aguas residuales.

3. Caso práctico

A continuación, se presenta la experiencia de una empresa, ubicada en la localidad de Siziano, región de Lombardía, en la Provincia de Pavía, al norte de Italia, la cual se dedica a la producción de alimentos con alto contenido proteico, y cuyo efluente es recolectado en una cuba de compensación de agua, presentando las siguientes características:

- Caudal medio = $3,5 \text{ m}^3/\text{h}$
- DQO = 2.000 mg/L de DQO
- DBO = 1.100 mg/L de DBO
- N = 35 mg/L
- P = 10 mg/L

Al efluente no se le aplica ningún tratamiento de depuración, pues en la empresa no existen soluciones de tratamiento, por lo que se requiere instalar un sistema que logre una reducción significativa de la DQO y de los sólidos totales en suspensión, con el fin de reutilizar eficazmente el agua en el proceso industrial y evitar el vertido de la misma a los cuerpos de aguas sin tratamiento previo (MITA Water Technologies, 2020).

Luego de evaluar el área donde se instalará el sistema de tratamiento y realizar los análisis correspondientes a las aguas residuales, se planteó la colocación de un sistema doble de biodiscos o contactores biológicos rotativos, con una estructura de una sola pieza, los cuales se ubicarían dentro de un depósito de acero al carbono. Los discos propuestos tendrían 2,00 m de diámetro, y una superficie útil total de 3.000 m², con una cubierta de poliéster la cual se refuerza con fibra de vidrio. Estos biodiscos giratorios poseen una superficie grande para el crecimiento bacteriano, por lo que permiten la disminución de la DQO por medio de la oxidación biológica (Figura 16).

También se incluye en el sistema de tratamiento un decantador de paquete laminar, para lograr la sedimentación de los lodos. De manera que, el tratamiento propuesto es un sistema integrado aplicable para el tratamiento de aguas residuales provenientes de los diferentes procesos y etapas, ejecutados en la empresa alimentaria.

Figura 16.

Biodiscos o contactores biológicos rotativos.



Fuente: MITA Water Technologies, (2022).

Luego de instalar el sistema de tratamiento propuesto se logró una reducción en los valores de DQO, DBO, Nitrógeno y Fósforo del 80%, y de esta manera los efluentes de la empresa no solo cumplen con los valores máximos permitidos en la normativa ambiental, sino que también las aguas pueden reutilizadas en procesos internos, de manera que se combina la sostenibilidad económica y ambiental.

CAPITULO IV

TRATAMIENTO SECUNDARIO APLICADO A LAS AGUAS RESIDUALES

1. Introducción

Aún después del tratamiento primario, en el agua residual se encuentra presente materia orgánica contaminante, ya que los tratamientos primarios anteriormente estudiados permiten la remoción de sustancias contaminantes en suspensión, las cuales por lo general representan la menor fracción contaminante de las aguas residuales, en comparación con la fracción soluble; esta materia orgánica debe ser estabilizada mediante la acción de una biomasa activa, especialmente bacterias, a través de procesos de absorción biológica, para la posterior depuración de las aguas residuales de estos contaminantes orgánicos.

El tratamiento secundario también es llamado “tratamiento biológico”, pues las bacterias se alimentan a través de su membrana citoplásmica, utilizando la fracción soluble (disuelta) de la materia orgánica con reacciones bioquímicas catalizadas por enzimas, utilizando como fuente de energía los sólidos disueltos. Según la manera en que las bacterias utilizan el oxígeno, para realizar las funciones de metabolismo, estas pueden ser aerobias, anaerobias y facultativas, recibiendo los sistemas del tratamiento secundario su nombre de acuerdo al tipo de bacterias que actúan en el proceso de tratamiento biológico.

Las bacterias aerobias requieren oxígeno en forma molecular disuelto en agua para sus funciones; las anaerobias no requieren este oxígeno, sino que lo obtienen de la materia orgánica; y las bacterias facultativas pueden desarrollarse tanto en presencia como en

ausencia de oxígeno disuelto, y se comportan de una u otra manera según la situación en que se encuentren. Respecto a los tratamientos secundarios de aguas residuales, estos pueden clasificarse o dividirse en dos grupos de acuerdo al tipo de bacteria necesaria: depuración aerobia y depuración anaerobia de aguas residuales. A lo largo del presente capítulo se estarán detallando cada uno de estos tratamientos.

2. Tratamiento biológico o secundario

Llevando a cabo un análisis y control adecuado del entorno es posible tratar biológicamente casi totalmente las aguas residuales, por esto es necesario que los ingenieros conozcan a profundidad las características y el funcionamiento de cada uno de los procesos biológicos existentes, con la finalidad de que se pueda controlar el medio ambiente y el proceso de tratamiento seleccionado (Metcalf & Eddy, 1995).

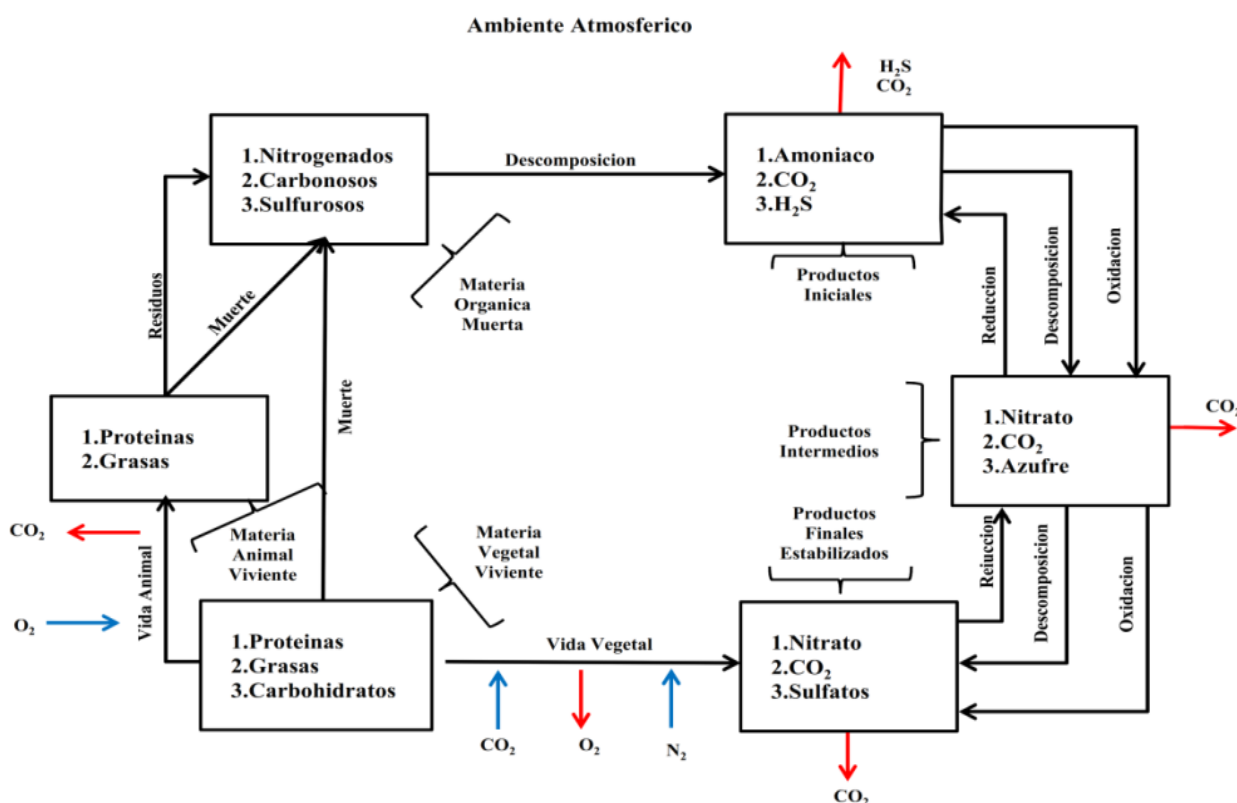
Dentro de los procesos de depuración de aguas residuales, los tratamientos biológicos constituyen una importante alternativa. El tratamiento biológico de las aguas residuales o tratamiento secundario, es un proceso de oxidación, por medio del cual la materia orgánica biodegradable es descompuesta por la acción de los microorganismos en un medio controlado que puede ser aeróbico o anaeróbico, cuyos productos son compuestos estables de composición más sencilla. Los complejos orgánicos presentes en aguas residuales, son transformados en dióxido de carbono, agua y compuestos simples nitrogenados (Metcalf & Eddy, 1995).

También se puede definir como un conjunto de procesos realizados por una comunidad de microorganismos que en presencia de oxígeno degradan y transforman la materia orgánica

contenida en las aguas residuales, por medio de alguno de los mecanismos metabólicos como los mostrados en la Figura 17 (Tchobanogluos & L Burton, 1995).

Figura 17.

Esquema General Ciclo Degradación Aeróbica de la Materia Orgánica.



Fuente: Tchobanogluos & L Burton, (1995).

Los objetivos principales del tratamiento biológico son:

- Estabilizar la materia orgánica.
- Coagular y remover los sólidos coloidales que no sedimentan y que se encuentran en las aguas residuales domésticas y en las industriales.

Con el pasar del tiempo se les ha dado otros usos al tratamiento biológico entre los que se pueden mencionar: la oxidación del nitrógeno amoniacal conocido como nitrificación y la eliminación del nitrógeno de las aguas residuales mediante la conversión de las formas oxidadas del nitrógeno que es la desnitrificación o la eliminación del fosforo (Ferrer & Seco, 2008).

En el nivel más fundamental, el tratamiento biológico comprende (Crites & Tchonaboglous, 2000)

1. La conversión de la materia orgánica carbonácea disuelta y en estado coloidal en diferentes gases y tejidos celulares.
2. La formación de copos biológicos compuestos de materia celular y de los coloides orgánicos presentes en las aguas residuales.
3. La subsecuente remoción de dichos copos por medio de sedimentación por gravedad.

Cuando se habla de agua domestica el objetivo principal es lograr reducir la materia orgánica que se encuentra presente y a su vez eliminar los nutrientes como el fósforo y nitrógeno que puedan localizar. En las aguas utilizadas con fines agrícolas el objetivo que se persigue es la eliminación de aquellos nutrientes como el fósforo y nitrógeno que puedan estar presentes y que favorezcan el crecimiento de las plantas acuáticas. Cuando tratamos las aguas generadas en las industrias el objetivo principal del tratamiento es la reducción de aquellos contaminantes orgánicos e inorgánicos (Metcalf & Eddy, 1995).

En los procesos biológicos se utilizan reacciones que generalmente están asociados a los organismos vivos, quienes son los responsables de la degradación. La mayoría de los contaminantes presentes en las aguas residuales son utilizados por los microorganismos

como fuente de energía y los convierten en nuevos microorganismos a los que denominaremos **BIOMASA**, dióxido de carbono y otros compuestos más simples. La fuente de carbono y/o energía utilizada por estos microorganismos la llamaremos **SUSTRATO**, por lo que el proceso de eliminación de los contaminantes de las aguas residuales es el proceso de consumo de sustrato (Ferrer & Seco, 2008).

El tratamiento biológico o tratamiento secundario tiene una eficacia aproximada del 90%, y es capaz de degradar la materia orgánica disuelta a través de procesos biológicos, convirtiéndola en sólidos en suspensión, cuya remoción es simple. La degradación se puede realizar a través de diferentes métodos de depuración que serán tratados más adelante cuya técnica garantiza la eliminación de nutrientes biológicos que podrían sostener la vida microbiana presente en el agua.

Los tratamientos secundarios tienen varias clasificaciones y una de ellas es que pueden subdividirse en 3 categorías:

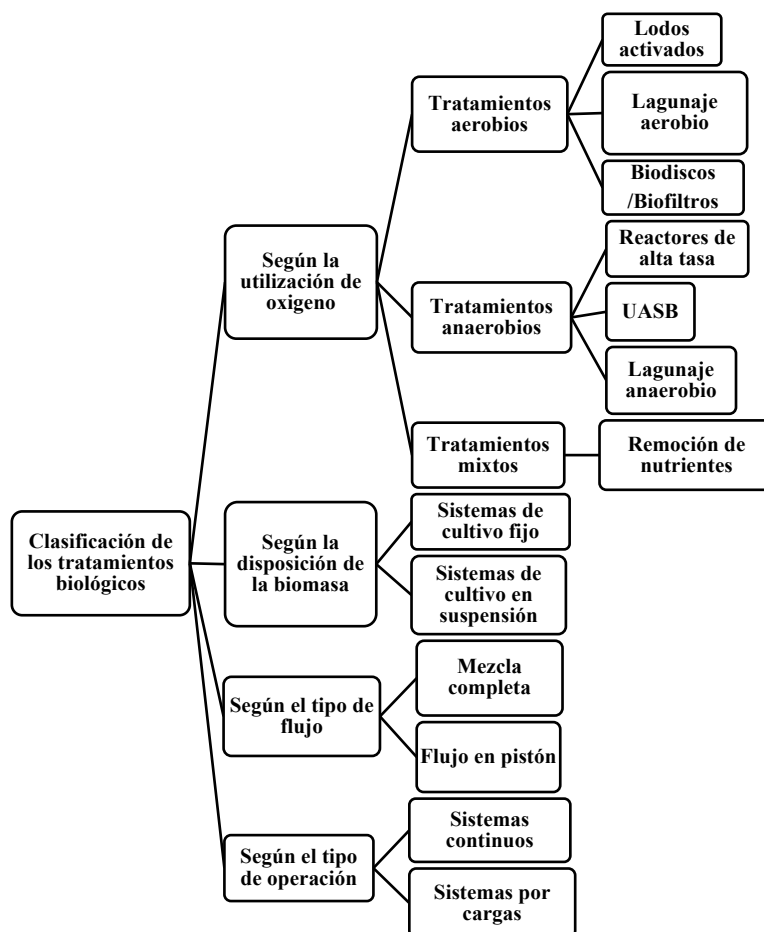
- Tratamientos biológicos de tipo natural: son aquellos tratamientos secundarios de agua cuyos requerimientos mecánicos y de instalación son mínimos.
- Tratamientos biológicos de instalación: son aquellos tratamientos secundarios de agua que conllevan unos equipos de operación y que requieren de unas instalaciones adecuadas.
- Tratamientos de separación de sólidos suspendidos de naturaleza biológica: son aquellos tratamientos que se aplican para el procesado de los residuos obtenidos en la depuración de las aguas residuales.

3. Clasificación de los tratamientos biológico

En la Figura 18, que se muestra a continuación se detalla la clasificación de los tratamientos biológicos aplicados a las aguas residuales según toda la literatura consultada.

Figura 18.

Clasificación de los tratamientos biológicos.



Fuente: Elaboración propia, (2023).

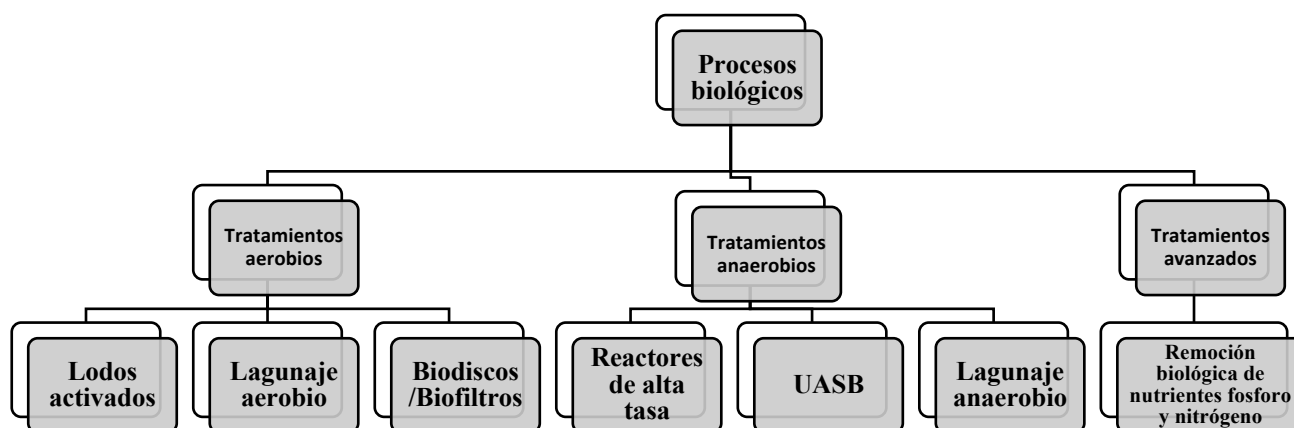
Detalladamente los tratamientos biológicos aplicados a las aguas residuales se pueden clasificar: (Figura 19).

1) Según la utilización del oxígeno

- Tratamientos aerobios: los microorganismos obtienen su energía (catabolismo) oxidando sustancias, predominantemente orgánicas, en presencia de oxígeno.
- Tratamientos anaerobios: es un proceso microbiológico que se desarrolla en ausencia de oxígeno disuelto. Consiste en una descomposición de la materia orgánica, que genera como productos finales un gas de alto contenido energético (biogás) y un lodo residual.
- Tratamientos combinados: son denominados tratamientos mixtos ya que combinan los procesos aerobios con los anaerobios. En este tipo de tratamientos los organismos responsables de la remoción de los contaminantes pueden funcionar en presencia o ausencia de oxígeno y son llamados organismos facultativos.

Figura 19.

Clasificación de los tratamientos biológicos según la utilización de oxígeno.



Fuente: Elaboración propia, (2023).

Los sistemas más extendidos son los aerobios porque depuran más rápidamente el agua residual. Esto es así debido a que el rendimiento energético que obtienen los microorganismos en el proceso bioquímico de oxidación anaeróbica es más bajo que el que se logra por el proceso aerobio; por ello, la tasa de reproducción de las bacterias anaeróbicas, y por extensión la masa celular originada es inferior, lo que se traduce en una menor velocidad de tratamiento del agua residual. Además, la puesta en marcha de los sistemas anaerobios es muy lenta y delicada (es difícil eliminar todo el oxígeno, resulta complicado lograr el muy bajo potencial redox requerido) y los efluentes que se obtienen deben someterse a un postratamiento que acabe de degradar la materia orgánica presente y también conseguir la desnitrificación cuando sea necesaria (Metcalf & Eddy, 1995).

2) Según el tipo de biomasa

- **Procesos biológicos de cultivo en suspensión:** pueden ser llevados a cabo en diferentes tipos de reactores. La mayoría son sistemas de flujo continuo en los que reactantes entran y los productos son extraídos de forma continua. (Ferrer & Seco, 2008).

Los reactores continuos de mezcla completa tienen una corriente de alimento y una corriente de salida, están lo suficientemente agitados como para considerar mezcla perfecta, es decir mezcla homogénea e instantánea de forma que cualquier reactante que entra en el reactor con el alimento es dispersado. Por otro lado, en los reactores de flujo en pistón la reacción tiene lugar a lo largo de la longitud del reactor, variando las concentraciones de reactantes y productos únicamente con la distancia axial. Para proyectar correctamente un sistema de lodos activados con las debidas garantías de buen funcionamiento, es necesario comprender la importancia de los microorganismos dentro

del sistema, estos microorganismos tienen un papel importante en estos sistemas porque son los encargados de descomponer la materia orgánica en el reactor y parte de esas bacterias del tipo facultativas o aeróbicas se encargarán de tomar energía y sintetizar el resto de la materia orgánica y transformarla en nuevas células (Metcalf & Eddy, 1995).

- ✓ Biomasa suspendida: son aquellos procesos en los cuales los microorganismos responsables de la eliminación de contaminantes se mantienen en suspensión en el líquido. Los procesos opuestos serían aquellos en los que los microorganismos están adheridos a un soporte inerte, como por ejemplo a materiales plásticos y cerámicos (biopelículas) (Figura 20).

Figura 20.

Reactores con biomasa suspendida.

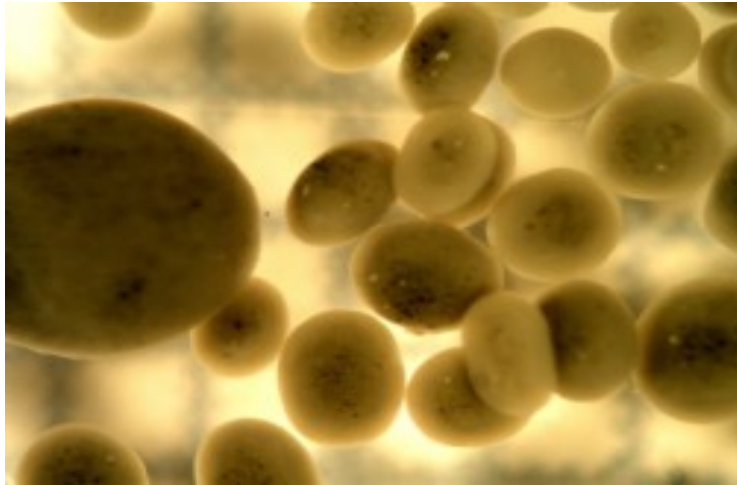


Fuente: <https://prezi.com/p/3hwp90ggh69j/tratamientos-biologico-por-xiomara-santos-hidalgo/>

- ✓ Biomasa granular: el proceso de agregación microbiana para formar gránulos, generalmente es asociado con los reactores UASB (Reactor anaerobio de flujo ascendente), que funcionan en condiciones anaerobias y con flujo ascendente, fueron desarrollados por Lettinga y col. 1980, en Holanda. A partir de entonces, las investigaciones en ese campo han dado a la construcción de varios reactores UASB a escala industrial (Arrojo et al., 2007). Recientemente se ha demostrado que la granulación de la biomasa en reactores SBR aerobios permite lograr un tratamiento eficiente y rápido de la materia orgánica, reduciendo los tiempos de decantación necesarios y proporcionando una biomasa activa y resistente a los cambios de carga contaminante. La biomasa granular encargadas de llevar a cabo la degradación de la materia orgánica consisten en pequeñas esferas que decantan rápidamente lo que permite disminuir la duración de los ciclos. Según Kreuk et al (2005), la biomasa granular son agregados de origen microbiano, que no coagulan bajo condiciones de fuerzas de estrés reducidas y que sedimentan significativamente más rápido que los flóculos de los lodos activos. A partir de estas consideraciones se puede determinar que los dos factores cruciales para obtener gránulos aerobios son a simple vista, las altas fuerzas de estrés hidrodinámico y el bajo tiempo de sedimentación (Figura 21).

Figura 21.

Biomasa granular.



Fuente: <https://es.paques.nl/servicios/submenu/biomasa/biomasa-granular-anaerobico>

Según Arrojo et al., (2007), el uso de gránulos aerobios puede contribuir a la reducción del lodo generado por dos posibles vías:

- a. Reducción de la cantidad de lodos producidos. En estudios desarrollados por Tay et al. (2001), se observaron que en los sistemas granulares se produce un 30% menos de lodos que en los sistemas de lodos activados, debido a que los microorganismos crecen formando gránulos que tienen una proporción de ex polímeros en su composición para mantener su estructura.
- b. Reducción del volumen de lodo, debido a que los gránulos tienen estructuras más compactas y más densas que los flóculos.

- **Procesos biológicos de cultivo fijo:** son los procesos de tratamiento biológico en los que los organismos responsables de la conversión de la materia orgánica y otros contaminantes se encuentran fijos en un material inerte, que pueden ser piedras, material plástico o de cerámica diseñados especialmente para ese fin, también son denominados procesos de película fija. Entre ellos están los filtros percoladores y biodiscos (Figura 22).

Figura 22.

Cultivo fijo.



Fuente: https://www.google.com/search?q=IMAGENES+SOBRE+PROCESOS+BIOLOGICOS+con+cultivo+fijo&tbm=isch&ved=2ahUKEwjC_9n6n-39AhVjeTABHbi6C3YQ2-

3) Según el tipo de flujo

- Mezcla completa: los reactores de mezcla completa son frecuentemente utilizados y estos tienen una corriente de alimento o influente y una corriente de salida o efluente. Están lo suficientemente agitados como para considerar mezcla perfecta, esto quiere decir que la mezcla es homogénea e instantánea de forma que cualquier reactante que entra en el reactor con el alimento es dispersado (Figura 23). Cualquier muestra tomada en el reactor tienen la misma composición, por lo que la mezcla dentro del reactor es la misma composición del efluente (Ferrer & Seco, 2008).

Figura 23.

Reactores de mezcla completa.



Fuente: <https://www.ingenieriaquimicareviews.com/2020/10/reactores-de-mezcla-completa-cstr.html>

- Flujo pistón: estos son reactores donde la reacción tiene lugar a lo largo de la longitud del reactor, variando las concentraciones de reactantes y productos únicamente con la distancia axial (Ver Figura 24).

Figura 24.

Reactores Flujo pistón.



Fuente: <https://www.ingenieriaquimicareviews.com/2020/11/reactores-de-flujo-piston.html>

1. Procesos aerobios

Los principales procesos aeróbicos usados en el tratamiento de las aguas residuales se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1.

Principales procesos aeróbicos usados en el tratamiento de las aguas residuales.

Proceso	Aplicación	Uso
Cultivo o Lecho fijo	Biofiltros	Eliminación de la DBO Carbonosa, Nitrificación
	Baja Tasa	
	Alta Tasa	
	Biofiltros de Desbaste	Eliminación de la DBO Carbonosa
Cultivo en Suspensión	Biodiscos	Eliminación de la DBO Carbonosa, Nitrificación
	Lagunas Aerobias	Estabilización, eliminación de la DBO Carbonosa

Fuente: Tchobanogluos & L Burton, (1995).

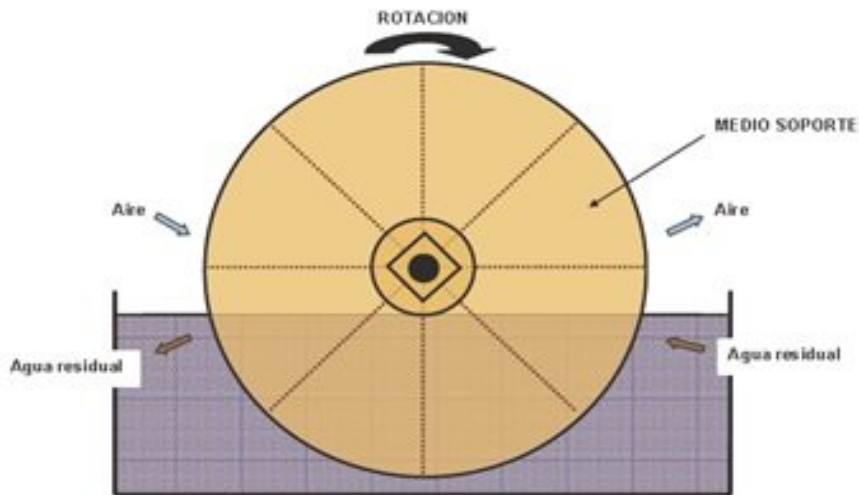
De acuerdo a lo planteado por Condorchem Envitech (2023), los principales procesos aeróbicos usados en el tratamiento de las aguas residuales son los siguientes:

Cultivo o lecho fijo: en este proceso la biomasa crece adherida a un lecho natural o artificial, donde forma una película. Entre estos se encuentran:

- Biofiltros: donde los contaminantes se adhieren al lecho de biomasa para ser transformados por los microorganismos mediante una digestión. Esto pueden ser de baja o alta tasa.
- Biofiltros de desbaste: en estos la materia orgánica es degradada por la película de biomasa que cubre el material filtrante.
- Biodiscos: compuestos por una serie de discos que giran en un eje horizontal en los cuales se encuentran fijado un lecho de biomasa y al entrar en contacto con el efluente, degradan la materia orgánica, tal como se observa en la Figura 25.

Figura 25.

Biodiscos



Fuente: Condorchem Envitech (2023)

Cultivo o lecho en suspensión: en este proceso la biomasa se encuentra libre o suspendida en el interior del reactor propiciando la formación de flóculos.

- Lagunas aerobias:

La selección del proceso biológico más conveniente dependerá de las características del efluente, del grado de depuración esperado, del proceso industrial y de las necesidades generales de la planta.

2. Procesos anaerobios

Los procesos anaerobios son aquellos que se distinguen por la ausencia de oxígeno y su finalidad es la eliminación de materia orgánica biodegradable soluble y coloidal y los

compuestos que contienen nitrógeno (N) y fósforo (P). Comúnmente se clasifican en generaciones de acuerdo a su configuración, pasando de una a otra a medida que se suscitan mejoras del proceso. Esta clasificación según Bustamante (2022), se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2.

Tipos de procesos anaerobios.

Tipos	Biomasa	Finalidad
Primera generación	Biomasa sedimentada	Eliminación de materia orgánica biodegradable soluble y coloidal, y compuestos que contiene nitrógeno (N) y fósforo (P).
Segunda generación	Biomasa en biopelícula o lodos activos	
Tercera generación	Biomasa en biopelícula o lodos activos	

Fuente: con información de Bustamante (2022).

Primera generación: mayormente son sistemas que utilizan biomasa sedimentada y sin mezclado, lo cual limita mucho una transferencia completa de sustrato entre el líquido y los microorganismos. Estos sistemas no poseen procesos para el incremento de la temperatura.

Segunda generación: en estos sistemas la biomasa es retenida en biopelícula o colonias bacterianas, sobre un empaque, o por lodos activados, con una mezcla suficiente de estos que favorezcan la transferencia de masa.

Tercera generación: al igual que los anteriores, en estos sistemas la biomasa es retenida en biopelículas sobre empaques o por lodos activados, pero incorporando una velocidad alta de flujo ascendente dentro del equipo, con alta producción de biogás.

El objetivo principal de este tratamiento secundario es la eliminación de la materia orgánica, tanto en estado coloidal como en disolución, a través de un proceso de oxidación biológica. También, se logra la degradación de compuestos biológicos provenientes de desechos humanos, presentes en las aguas residuales. En este tratamiento se utilizan procesos aerobios, anaerobios y físico-químicos como la floculación. Los cuales logran disminuir la demanda biológica de oxígeno y removiendo las cantidades remanentes de sólidos sedimentales. A lo largo del libro se desarrollarán más a fondo cada uno de los tratamientos aquí mencionados.

4. Caso práctico

Como un ejemplo de la importancia y eficacia del tratamiento secundario o biológico se presenta el caso de una planta de tratamiento ubicada en San Antonio, Sololá, Guatemala, la cual fue inaugurada en el año 1995 y diseñada para una población aproximada de 7000 habitantes de este país centroamericano (Yaya Beas, 2012).

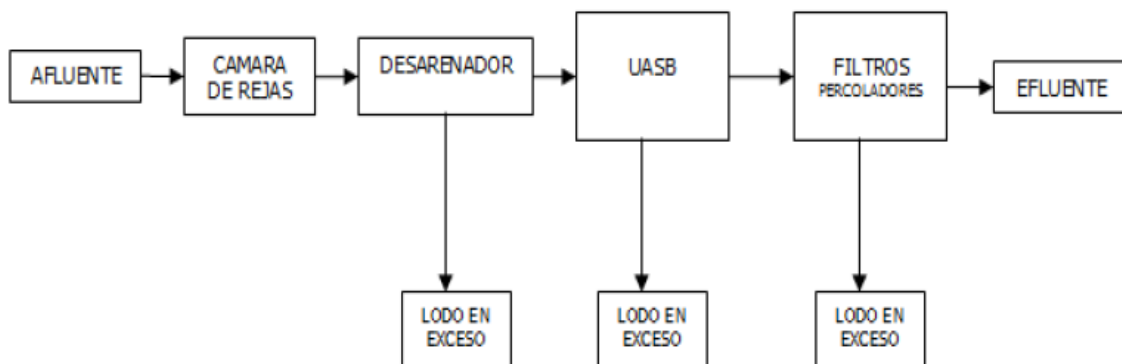
Esta planta está conformada por las siguientes etapas, tal como se muestra en la Figura 26:

- I) Pre- tratamiento: con una cámara de rejillas, un desarenador y una trampa para grasas.
- II) Tratamiento primario y secundario: con dos reactores UASB.

III) Tratamiento terciario: con dos filtros percoladores.

Figura 26.

Etapas de la Planta de tratamiento



Fuente: Yaya Beas, (2012).

En este tren o sistema de tratamiento las aguas residuales inicialmente pasan por un pre-tratamiento que consiste en una cámara de rejillas a fin de que los sólidos más grandes como piedras y ramas, sean retenidos y así evitar que ocurran atascamientos; y luego un desarenador, para eliminar arenas y grava. Seguidamente las aguas pasan al tratamiento primario y secundario, a través de dos reactores anaerobios de manto de lodos y flujo ascendente en los que se elimina la materia orgánica mediante el metabolismo de los microorganismos; para finalmente pasar al tratamiento terciario, por los filtros percoladores, donde la materia orgánica y coloidal es separada mediante una oxidación aerobia, biosorción, coagulación y descomposición anaerobia. Después de este tratamiento, el agua puede ser utilizada en el riego agrícola.

Como se puede observar, esta planta no tiene una etapa de tratamiento primario como generalmente se diseña, sino que de acuerdo a las características de las aguas residuales de la población se optó por incluir como tratamiento secundario dos reactores biológicos de flujo ascendente UASB (del inglés *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), los cuales desde la instalación han reportado unos niveles de remoción de DQO del 87% y de DBO₅ mayores al 80%, y han permitido que el gas producido sea recolectado por unas campanas metálicas y llevadas a través de un gasoducto a las viviendas, de modo que se logra sustituir el uso de la leña por biogás, llegando a alcanzar un nivel de 20 m³/d de gas (Yaya Beas, 2012).

CAPITULO V

TRATAMIENTOS AEROBIOS APLICADOS A LAS AGUAS RESIDUALES

1. Introducción

Los tratamientos aplicados inicialmente a las aguas residuales van dejando restos de partículas sólidas que no logran ser retiradas, además de materia orgánica disuelta, que deben eliminarse durante los tratamientos secundarios. Es decir que, los objetivos principales del tratamiento aerobio son la transformación de la materia orgánica, la coagulación y la eliminación de los sólidos no sedimentables coloidales, logrando también, en casos particulares, la eliminación del nitrógeno, el fósforo y la disminución de los microorganismos fecales y patógenos que puedan estar presentes en las aguas residuales.

Esto se puede lograr eficientemente aplicando en la etapa secundaria del tratamiento, los denominados procesos biológicos de depuración aerobia, los cuales están definidos como aquellos procesos de degradación realizados por microorganismos en presencia de oxígeno, que actúan transformando la materia orgánica e inorgánica que se encuentra en el agua residual, bien sea disuelta, suspendida o coloidal, en gases y material celular que puede luego ser separado por sedimentación de forma fácil.

En un sentido amplio, se puede decir que estos sistemas de tratamiento aerobio logran optimizar los procesos naturales de degradación y la eliminación de compuestos contaminantes de las aguas, lo que tardaría años en suceder de forma espontánea. Estos

procesos se cuentan entre las alternativas más utilizadas, y el sistema de lodos activados el más comúnmente empleado, seguido por el sistema de biodiscos, por lo cual en este capítulo se profundizará en los aspectos más relevantes de los tratamientos aerobios aplicados a las aguas residuales, así como también acerca de los diferentes tipos de tratamientos aerobios utilizados en la actualidad, como los Sistemas de Lodos Activados, los Reactores por Carga Secuencial (*Sequencing Batch Reactor*, SBR), los Biofiltros o Filtros Percoladores, los Biodiscos y las Lagunas Aerobias, sus condiciones de funcionamiento, y las ventajas y desventajas de su utilización.

2. Tratamientos aerobios

Como ya se ha establecido anteriormente, los objetivos principales de los sistemas de tratamiento biológico son la coagulación y eliminación de sólidos coloidales residuales, y la estabilización de la materia orgánica, bien sea por procesos aerobios o anaerobios (Torres et al., 2011). Sin embargo, los tratamientos secundarios más comúnmente utilizados para reducir la contaminación por materia orgánica presente en las aguas residuales son los tratamientos biológicos aerobios.

Estos tratamientos se desarrollan gracias a que las bacterias consumen oxígeno, protozoos y otros microorganismos especiales presentes en los efluentes, logrando así la purificación y por lo general, la eficiencia de la descomposición de los contaminantes se puede calcular midiendo la demanda biológica de oxígeno, conocida también por sus siglas DBO, la cual determina la cantidad de oxígeno necesitado por los microorganismos aeróbicos para degradar la materia orgánica hasta moléculas más pequeñas, y los sólidos suspendidos (SS), tanto los sedimentables como los no sedimentables (Ekama, 2017).

Es importante señalar que en el metabolismo bacteriano el elemento aceptor de electrones es fundamental para que ocurra la oxidación de la materia orgánica; entonces se tiene que, en este sistema de tratamiento aeróbico, el O_2 se comporta como el elemento aceptor de electrones, por lo tanto, la aplicación de este proceso va a ser condicionada por la concentración y solubilidad del oxígeno en las aguas residuales (Rodríguez, et al., 2006).

Además, se tiene que los tratamientos aerobios pueden ser aplicados por distintos procedimientos, empleando para ello lechos bacterianos, lodos activados y filtros percoladores. Cuando las fuentes de las aguas residuales son pequeñas se utilizan las llamadas tecnologías blandas, entre las que se encuentran las lagunas aerobias, los filtros verdes, los lechos de turba y los contactores biológicos giratorios, algunas de cuales se explicaran seguidamente.

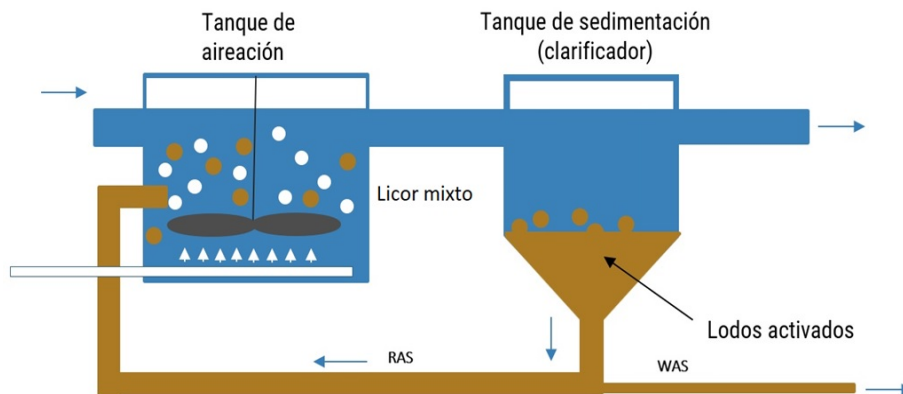
2.1 Sistemas de lodos activados

El sistema de lodos activados es un proceso aerobio, en suspensión líquida, provistos de un sistema de separación y recirculación de lodos en continuo que se puede emplear para el tratamiento de agua residual tanto urbana como industrial. Fue desarrollado en Inglaterra en el año de 1914 y su nombre proviene de la producción de una masa activada de microorganismos capaz de estabilizar un residuo por vía aerobia. Las primeras instalaciones se pusieron en funcionamiento en los Estados Unidos en el año de 1920, pero no fue sino hasta los años 1939-40 donde se establecieron las bases científicas que permitieron diseñar estos sistemas con los procesos de seguridad adecuados (Metcalf & Eddy, 1995).

Al ser un proceso aerobio en ellos se lleva a cabo un tiempo de retención celular mediante una recirculación de los lodos. El oxígeno es aportado por medios mecánicos (Ferrer & Seco, 2008). El proceso de lodos activados se lleva a cabo como el diagrama que se muestra a continuación (Figura 27). El agua residual o residuo orgánico se introduce dentro del reactor donde existe una masa activa de microorganismos en suspensión, este contenido es llamado licor de mezcla. Dentro del reactor ocurren las reacciones de conversión que serán descritas más adelante.

Figura 27.

Proceso de lodos activados.



Fuente: <https://croipaia.com/es/blog/lodos-activados-parametros-de-control/>

Como se puede observar en la figura anterior el sistema de lodos activados está constituido por varios componentes:

- Un tanque de aireación que está diseñado para un mezclado completo o para trabajar como flujo pistón.
- Una fuente de aeración que permite transferir el oxígeno y proporciona la mezcla que requiere el sistema. La fuente puede ser un soplador con difusores, aeración mecánica o a través de la inyección de oxígeno puro.
- Un sedimentador para separar los sólidos biológicos del agua tratada.
- Sistema de tuberías y bomba para recircular los sólidos biológicos del sedimentador al reactor biológico, lo que se conoce como recirculación de lodos activados.
- Tubería para desechar el exceso de lodos biológicos del sistema, lo que se conoce como purga de lodos.

Descripción del proceso:

En la Figura 28 se describen las entradas y las salidas al sistema de lodos activados.

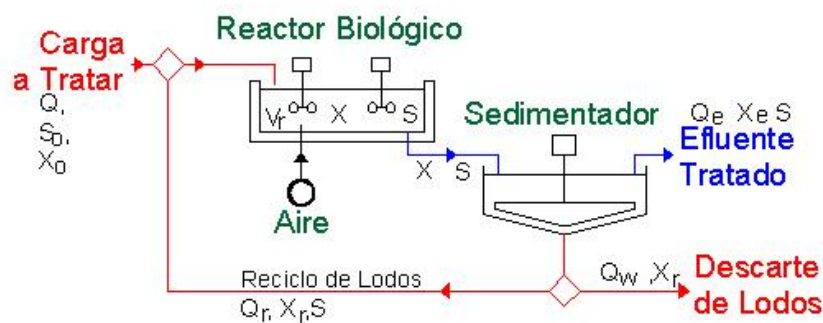
- Concentración de la DBO soluble:** se simboliza mediante S y el subíndice va a depender de la corriente. El sistema de lodos activados se basa en el consumo de la DBO soluble. Este consumo es el resultado del proceso de oxidación biológica que se presenta en el reactor. Por otra parte, la DBO insoluble se separa mediante la sedimentación en los clarificadores.

La alimentación inicial es el agua residual a tratar que entre al proceso con un valor de la DBO soluble que se indica por S_0 . El objetivo del tratamiento es reducir este valor a S_e , mediante la oxidación por degradación biológica aerobia de la materia orgánica del agua residual. En el proceso convencional de lodos activados se logra normalmente una reducción de la DBO de 5 a 15% de su valor en la alimentación

inicial, esto es $S_e = 5-15\%$ de S_o . Esto significa un rendimiento de la DBO soluble del 85-95%.

Figura 28.

Esquema de cargas que entran y salen del sistema de lodos activados.



Fuente: <https://www.cec.uchile.cl/~leherrer/BT53A/SBR/sbrdise.htm>

El efluente del reactor pasa al clarificador secundario. La concentración de la DBO soluble es la misma en la descarga del clarificador y en el efluente final S_e . La descarga del clarificador se divide en dos corrientes: la purga y el lodo que va para la recirculación. Para estas dos corrientes la concentración de la DBO soluble tiene el mismo valor. La corriente de lodo reciclado se combina con la alimentación inicial para formar parte de la alimentación combinada.

- b. **Sólidos volátiles en suspensión:** se denotan mediante el símbolo X . Los sólidos volátiles en suspensión corresponden a los lodos biológicos, constituidos por una

población heterogénea de microorganismos. La determinación experimental de los SSV se lleva a cabo midiendo la pérdida de peso de los sólidos totales en suspensión después de la incineración en una estufa de laboratorio a 600°C. Esta pérdida de peso corresponde principalmente a la volatilización del lodo biológico. Los sólidos remanentes después de la incineración a 600°C corresponden a los sólidos en suspensión no volátiles. En régimen estacionario, la concentración de lodo biológico en el reactor se mantiene constante en todo momento. Los sólidos en suspensión corresponden a SSVLM (Sólidos volátiles en suspensión en el licor de mezcla). Los sólidos en suspensión no volátiles en el licor de mezcla se definen mediante SSVLM y se indican mediante:

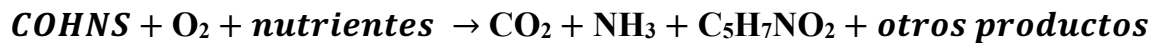
$$\mathbf{SSTLM = SSVLM + SSNLM}$$

La concentración de SSV en la alimentación inicial X_0 es despreciable ya que en esta etapa no se ha efectuado una cantidad apreciable de aireación. Los SSV se producen continuamente en el reactor debido a la síntesis de materia biológica y se purgan continuamente en el efluente. Con el objeto de mantener una concentración constante de SSVLM en el reactor la mayor parte de la descarga del clarificador se recircula a la cabeza. Debido a la síntesis de materia biológica, hay una producción neta de SSVLM en el reactor. Por lo tanto, para mantener constante la concentración de SSVLM en el reactor en todo momento, es necesario purgar del sistema una masa de SSVLM, esto se lleva a cabo mediante la purga intencionada de una cantidad determinada de lodo.

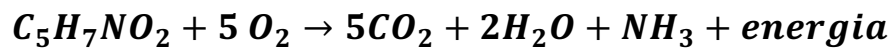
Funcionamiento:

Desde el punto de vista de funcionamiento el proceso de lodos activados se lleva a cabo de la siguiente forma: el residuo orgánico se introduce en el reactor (agua residual medida como DBO) donde se mantiene un cultivo bacteriano aerobio en suspensión (masa de lodo biológico acumulado en SSVLM). El contenido del reactor se conoce con el nombre de líquido de mezcla. En el reactor, el cultivo bacteriano lleva a cabo la conversión con las siguientes reacciones:

Oxidación y síntesis



Respiración endógena



En estas ecuaciones COHNS representa la materia orgánica del agua residual a pesar de que la reacción de la respiración endógena conduce a la formación de productos finales. La concentración de SSVLM aumenta al principio durante el periodo en el que una concentración sustancial del sustrato se encuentra presente para proporcionar alimentación abundante para mantener el crecimiento de los microorganismos. Después de un tiempo cuando la concentración de sustrato ha disminuido considerablemente, no hay suficiente alimento para mantener el crecimiento de los microorganismos. En este momento los microorganismos empiezan a consumir sus microorganismos compañeros como alimento.

Conforme avanza este festín caníbal, la concentración de SSVLM desciende ya que la velocidad de destrucción de células de microorganismos excede de la síntesis de nuevas células. Esto corresponde a la fase de respiración endógena.

El ambiente aerobio en el reactor se consigue mediante el uso de difusores o aireadores mecánicos, que también sirven para mantener el líquido mezcla en estado de mezcla completa. Al cabo de un periodo determinado de tiempo, la mezcla de las células nuevas con las viejas se conduce hasta un tanque de sedimentación para su separación del agua residual tratada. Una parte de las células sedimentadas se recircula para mantener en el reactor la concentración de células deseadas, mientras que la otra parte se purga del sistema. La fracción purgada corresponde al crecimiento de tejido celular, asociada a un agua residual determinada. El nivel al que se debe mantener la masa biológica depende de la eficacia deseada en el tratamiento y de otras consideraciones relacionadas con la cinética de crecimiento.

Suministro de oxígeno en los sistemas de lodos activados

La aireación es un paso importante en el proceso de tratamiento de agua, incluyendo los efluentes de aguas residuales. Los microorganismos en los tanques del proceso de tratamiento de aguas residuales mediante aireación descomponen compuestos orgánicos y nutrientes. La eliminación de nutrientes es esencial porque las aguas residuales excesivamente ricas en nutrientes pueden causar desbalances en los ecosistemas si se liberan en el ambiente. Un efecto negativo de las aguas residuales enriquecidas con nutrientes es el desarrollo de floraciones de algas nocivas o «zonas muertas» en lugares acuáticos.

Las zonas muertas se forman cuando el crecimiento de algas se produce con rapidez, debido a la abundancia de nutrientes, sobre todo nitrógeno y fósforo para alimentarse. Cuando la proliferación de algas crece sin control priva otros organismos del oxígeno que necesitan para sobrevivir afectando así la biodiversidad.

El tratamiento de aguas residuales es el proceso de agregar aire a las aguas servidas para permitir la biodegradación aeróbica de componentes contaminantes. Es una parte integral de la mayoría de sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales. A diferencia del tratamiento químico que utiliza químicos para reaccionar y estabilizar los contaminantes en la corriente de aguas residuales, el tratamiento biológico hace uso de microorganismos que se encuentran naturalmente en las aguas residuales para degradar los contaminantes presentes en ellas (BOSS TECH, 2020)

La aireación en el proceso de lodos activados funciona mediante el bombeo de aire en un tanque, el cual promueve la proliferación microbiana en las aguas servidas. Los microbios se alimentan de la materia orgánica formando flóculos que pueden sedimentar fácilmente. Luego de establecerse en un tanque de sedimentación separado, la bacteria que forma los montones de «lodo activado» recircula constantemente al tanque de aireación para aumentar el grado de descomposición.

Existen tres métodos para la aireación en el proceso de lodo activado.

- a) Aire difundido: en los sistemas de aireación difusa, el agua se colecta en depósitos con difusores en sus bases. El aire comprimido se fuerza al interior del sistema a través de los difusores. Este aire forma burbujas a través del agua, mezclando el agua y el aire y

transfiriendo los contaminantes del agua al aire o, más a menudo, introduciendo oxígeno en el agua.

- b) Aireación mecánica: los sistemas de aireación mecánica son sumamente sencillos, pero no se encuentran entre las técnicas de purificación más frecuentes. Estos aireadores funcionan agitando vigorosamente el agua con mezcladoras mecánicas. Cuando el agua se agita, recibe la infusión del aire purificador. Existen dos tipos bien conocidos de aireadores mecánicos: aireadores verticales de superficie y aireadores horizontales de superficie.
- c) Aireador combinado: en este sistema, la aireación de aire difundido y la aireación mecánica se combinan en una sola unidad. La aireación de aguas residuales se realiza mediante difusores de aire y aireadores mecánicos. Las placas del difusor de aire se ubican al fondo del tanque y las paletas sumergidas rotan en la dirección opuesta a aquella en donde el aire comprimido se eleva.

La aireación es el componente más esencial de un sistema de tratamiento utilizando el proceso de lodo activado. Un sistema de aireación bien diseñado tiene un impacto directo en el nivel de tratamiento de agua residual que logre. Un suministro de oxígeno distribuido amplia y uniformemente es la clave para un tratamiento de agua residual eficiente, rápido y rentable.

Microbiología del proceso

Para proyectar un sistema de lodos activados correctamente y con las debidas garantías de buen funcionamiento, es necesario comprender la importancia de los microorganismos dentro del sistema. En la naturaleza el papel clave de las bacterias es descomponer la materia

orgánica producida por otros organismos vivos. En el proceso de lodos activados, las bacterias son los microorganismos más importantes, ya que son los causantes de la descomposición de la materia orgánica del afluente. En el reactor o tanque de aireación, las bacterias aerobias o facultativas utilizan parte de la materia orgánica del agua residual con el fin de obtener energía para la síntesis del resto de la materia orgánica en forma de células nuevas. En realidad, solo una parte del residuo original se oxida a compuestos de bajo contenido energético tales como NO_3 , SO_4 y el CO_2 , y el resto se sintetiza en forma de materia celular. Los productos intermedios que se forman antes de producirse los productos finales de oxidación son muy diversos.

En general las bacterias que intervienen en el proceso de lodos activados incluyen los géneros: *Pseudomonas*, *Flovobacterium*, *Nocardia*, *Mycobacterium* y las dos bacterias nitrificantes, *Nitrosomas* y *Nitrobacter*. Adicionalmente, se pueden presentar diversas formas filamentosas tales como *Sphaerotilus*, *Beggiatoa*, *Thiothrix*. En tanto que las bacterias son los microorganismos que realmente degradan el residuo orgánico del afluente, las actividades metabólicas de otros microorganismos son importantes en el sistema de lodos activados. Por ejemplo, los protozoos y rotíferos ejercen una acción de refinado de los efluentes. Los protozoos consumen las bacterias dispersas del agua que no han floculado y los rotíferos consumen cualquier partícula biológica pequeña que no hayan sedimentado. Es importante que las bacterias descompongan el residuo orgánico tan pronto como sea posible, también lo es el que formen un floculo adecuado, ya que este punto constituye un requisito previo para la separación de los sólidos biológicos en las instalaciones de sedimentación. Se ha observado que cuando se aumenta el tiempo medio de retención celular mejoran las características de sedimentación del floculo biológico. En el caso de las aguas residuales domésticas, con los

tiempos de retención celular necesarios para conseguir una buena sedimentación que oscila entre 3 y 4 días (Metcalf & Eddy, 1995).

Parámetros de diseño un sistema de lodos activados

a. Consideraciones generales:

El reactor es la parte fundamental de un sistema de lodos activados, su diseño y operación está en función de numerosas variables tales como la carga orgánica, la temperatura, la presencia de sustancias tóxicas e/o inhibitorias entre otros parámetros que deben tomarse en cuenta cuando se dimensiona el tanque de aeración.

- **Pretratamiento del agua residual:** la eficiencia de operación del sistema de lodos activados requiere del control de sustancias tóxicas, y de otros contaminantes tales como ácidos y bases, grasas y aceites y el control en las variaciones de flujo y de carga. Se debe hacer un pretratamiento al agua residual en caso de sobrepasar los valores límites de concentración de contaminantes a la entrada del tanque de aeración para proteger el sistema biológico. Existen diferentes opciones tecnológicas que pueden aplicarse como pretratamiento, para cada contaminante que supere las recomendaciones límites.
- **Regulación de flujo de carga:** la mayoría de las descargas de aguas residuales presentan fluctuaciones de flujo y de carga orgánica debido de la variación del consumo de agua en la población o a los cambios de producción dentro de una industria. Por lo tanto, para poder controlar las fluctuaciones de flujo o de carga orgánica al proceso de tratamiento se requiere el diseño y la instalación de unidades de regulación de flujo o de carga para

tener una operación estable en el proceso de tratamiento. La regulación de flujo se realiza en tanques completamente mezclados que operan a volumen constante o volumen variable. (Tchobanogluos & L Burton, 1995).

b. Parámetros de diseño en el tanque de aeración o reactor biológico

- Velocidad de degradación del sustrato: para conocer la velocidad de biodegradación del sustrato, se deben determinar las constantes cinéticas para cada agua residual. Estas se obtienen por medio de pruebas de laboratorio piloto, donde se simula el proceso de lodos activados, alimentando por lo menos tres o cuatro reactores con el agua en estudio y manteniendo en cada reactor diferentes condiciones de operación, como son el tiempo de retención hidráulico y la concentración de sólidos suspendidos volátiles. Para realizar estos estudios generalmente se usan reactores de acrílico de 20 a 30 litros de capacidad, con un sedimentador secundario integrado. Se operan de 10 a 12 semana, con los datos obtenidos se calculan las constantes cinéticas y a partir de éstas, se dimensiona la unidad de aireación y se calculan los requerimientos de oxígeno y la generación de lodo.
- Tiempo de retención hidráulica del sistema: es el tiempo que permanecerá el agua dentro del reactor, los tiempos de retención varían de acuerdo con el tipo de modificación utilizada y la calidad del agua a tratar. Para un agua residual doméstica, en el proceso convencional, el tiempo de retención es de 4 a 8 horas. Para aguas residuales industriales el tiempo de retención depende del tipo de agua residual que se esté tratando:

$$\theta_s = \frac{V_t}{Q} = \frac{V_r + V_s}{q}$$

Dónde:

V_t = volumen del reactor más volumen del tanque de sedimentación

Q = caudal afluente

V_r = volumen del reactor

V_s = volumen del tanque de sedimentación

- Tiempo de retención hidráulica del reactor (θ): es el tiempo que una carga del efluente permanece en el reactor, es decir, el tiempo que el agua residual que entra en el reactor tarda en salir del mismo.

$$\theta = \frac{V_r}{Q}$$

- Tiempo medio de retención celular (θ_c): definido como la masa de microorganismos del reactor dividida por la masa diaria de microorganismos purgada del sistema, este parámetro, también se denomina "edad de lodo", es el tiempo promedio de permanencia de los microorganismos en el reactor y se expresa como:

$$\theta_c = \frac{(X * V)}{Q_e X_e * Q_w X_w}$$

Dónde:

Q_w = caudal del líquido que contiene las células biológicas que hay que purgar del Sistema (reactor)

Q_e = caudal de líquido efluente de la unidad de separación

X_e = concentración de microorganismos en el efluente de la unidad de separación de sólidos.

Para sistemas donde la purga se da desde el tanque de sedimentación el tiempo de retención celular θ_c será:

$$\theta_c = \frac{(X * V_r)}{Q_e X_e + Q_w X_r}$$

X_r = concentración de microorganismos en la línea de recirculación de fangos

Q_w = tasa de purga de células desde el caudal de recirculación

Estas fórmulas de θ_s , θ y θ_c son para sistemas con purga desde el reactor.

- Carga orgánica volumétrica: se refiere a los kilogramos de materia orgánica, medida como DBO_5 , que se aplica por metro cúbico de reactor.

$$COV = \frac{S_o * Q}{V}$$

- Relación alimento/microorganismos (A/M): considera la concentración de materia orgánica que entra al reactor, como DBO₅ o DQO y su relación con los microorganismos, medidos como sólidos suspendidos volátiles, en el sistema.

Relación alimento microorganismo (F/M)

$$A/M = \frac{(So * Q)}{VX} = \frac{So}{TRH * X}$$

- Carga orgánica: está referida a la cantidad de materia orgánica biodegradable que se encuentra en las aguas residuales. También, se conoce como el contenido de compuestos de carbono presente en un efluente.

$$CO = So * Q$$

- Tasa de recirculación de lodos: este es la tasa de flujo en el que una parte de los lodos activados se devuelve al tanque de aireación para mantener el nivel de microorganismos.

$$R = \frac{Qr}{Q} * 100$$

- Concentración de nutrientes: el proceso requiere la presencia de los nutrientes en cantidades suficientes para los microorganismos. Los nutrientes normalmente están presentes, en cantidades suficientes, en el agua residual de origen municipal, para algunos efluentes industriales es necesario agregar nitrógeno y fósforo.

$$S = \frac{Ks * 1 + \theta c * Kd}{\theta c * (Y(K - Kd) - 1)}$$

Dónde:

K = tasa máxima de utilización del sustrato por unidad de masa de microorganismos

Ks = constante de velocidad mitad, concentración de sustrato a la mitad de la máxima tasa de crecimiento.

Una relación de DBO₅: N: P de 100:5:1

Se recomienda para garantizar los nutrientes necesarios. También se requiere de la presencia de micronutrientes en muy bajas concentraciones.

- Tasa de utilización específica del sustrato (U): se refiere a la velocidad específica de utilización o consumo de sustrato.

$$U = \frac{\frac{F}{M} * E}{100}$$

- Rendimiento del proceso (E): es la eficiencia del proceso en conversión de sustrato a células y gases.

$$E = \frac{S_o - S}{S_o} * 100$$

- pH: un rango de pH apropiado debe mantenerse en el tanque de aireación para que el sistema funcione adecuadamente. En forma general se requiere neutralizar cuando el agua residual en el tanque de aeración esté fuera de rango. Rango óptimo 6,5 a 8,5.

- Temperatura: la temperatura afecta directamente el nivel de actividad de las bacterias en el sistema. Rango óptimo 25 a 32 °C.
- Oxígeno disuelto: para mantener condiciones óptimas para la población aerobia se debe suministrar oxígeno al tanque de aireación. O.D. en el reactor $\geq 2\text{mg/L}$.

c. Parámetros de control en la calidad del lodo activado

Las características de sedimentación del lodo activado son el parámetro más importante a considerar cuando se diseña el clarificador o sedimentador secundario. El clarificador se debe diseñar para permitir una separación perfecta del agua tratada y el lodo activado. Si las características del lodo no se conocen, el diseño del sedimentador puede quedar mal. Hay dos pruebas que pueden ayudar a definir estas características, las cuales son fácil de determinar al hacer el estudio de tratabilidad del sistema que son: el índice volumétrico de lodo y la velocidad de sedimentación por zonas.

- Índice volumétrico de lodos: el índice volumétrico de lodos (IVL), es el volumen que ocupa 1 gramo de lodo después de 30 minutos de sedimentación. Se determina colocando 1 litro de licor mezclado en un cilindro o probeta y midiendo el volumen sedimentador después de 30 minutos. Al mismo tiempo se realiza la determinación de los SSLM (sólidos suspendidos del licor mezclado en la muestra), y se calcula por medio de la siguiente expresión:

$$\text{IVL} = (\text{volumen de lodo sedimentado, ml/L}) (103 \text{ mg/g}) / (\text{SSLM, mg/L}) = \text{mL/g}$$

$$\text{IVL} = \frac{V_{30} * 100}{X}$$

Para una buena sedimentación se requieren valores inferiores a 100 mL/g. Valores superiores a 150 mL/g ya se relacionan con crecimiento filamentoso y mala sedimentación de la biomasa.

$50 \text{ mL/g} \leq \text{IVL} \leq 150 \text{ mL/g}$ BUENA SEDIMENTABILIDAD

$\text{IVL} > 200 \text{ mL/g}$ POBRE SEDIMENTABILIDAD

- Velocidad de sedimentación por zonas: la velocidad de sedimentación por zonas (VSZ), corresponde a la velocidad a la cual las partículas en suspensión sedimentan hasta alcanzar una velocidad crítica. Esta velocidad se puede determinar simultáneamente con el IVL, y su procedimiento aparece en Standard Methods, WEF, 1993. En el laboratorio se recomienda hacer estas determinaciones con diferentes concentraciones iniciales de SSLM.

Problemas de abultamiento de lodos

a. Bulking

En una planta de tratamiento de aguas residuales el tratamiento biológico constituye una alternativa de mucha importancia ya que allí se elimina la mayor parte de la carga orgánica del agua residual. Como se ha mencionado con anterioridad el sistema biológico más utilizado es los lodos activados y estos están constituidos por una variedad de

microorganismos encargados de llevar a cabo la degradación, entre los más comunes son las bacterias.

Cuando el efluente de la planta de tratamiento presenta un alto contenido en sólidos en suspensión y hay poca eficacia de eliminación de contaminantes, el sistema de lodos activos podría encontrarse en una situación de bulking. Lo que ocurre en esta situación es que los lodos activos no se compactan adecuadamente formando flóculos y, por tanto, no se produce una correcta sedimentación en el clarificador secundario. El bulking es un fenómeno en el cual el lodo que generalmente se separa de forma adecuada en el sedimentador secundario debido a una correcta sedimentación, cuando se pierde esta capacidad de sedimentación generalmente se debe a la presencia excesiva de bacterias filamentosas dando como resultado un hinchamiento del lodo. Esto generalmente se evidencia mediante el aumento del V_{30} y del IVL.

El término bulking se aplica a la condición en la que se da una superabundancia de organismos filamentosos en el líquido mezcla del proceso de lodos activados. La presencia de organismos filamentosos provoca que los flóculos biológicos del reactor sean voluminosos y poco consistentes. Los flóculos así formados no sedimentan bien y suelen ser arrastrados, en grandes cantidades en el efluente de los tanques de sedimentación. Los organismos filamentosos que se presentan en el proceso de fangos activados incluyen variedades filamentosas como actinomicetos y hongos. Las condiciones que favorecen el crecimiento de organismos filamentosos son muy diversas y varían para cada planta.

La deficiencia en el proceso de sedimentación de los lodos puede ser debido a la formación de un floculo de menor tamaño (pin point floc) que puede terminar en un crecimiento disperso o ausencia del floculo y lo que se puede ver en el sedimentador secundario es un efluente turbio. Otras veces se suele desarrollar un microorganismo no filamentoso llamado "*Zooglea ramigera*" que puede producir el llamado bulking zooglear, donde este tipo de bacteria suele agregarse dando lugar a formaciones ramificadas que interfieren en el proceso de decantación de forma muy parecida a las bacterias filamentosas, dando como resultado un lodo viscoso.

La principal causa del bulking suele ser un desarrollo excesivo de bacterias filamentosas en los lodos activos y se conoce como bulking filamentoso. Las bacterias filamentosas son aquellas que crecen formando una especie de filamentos o cuerdas que sobresalen de los flóculos (fácilmente observables al microscopio). El desarrollo excesivo de este tipo de bacterias puede deberse a distintos factores, tales como:

- ✓ Bajas concentraciones de oxígeno en el licor de mezcla ($< 0,5 \text{ mg O}_2/\text{L}$)
- ✓ Bajas velocidades de carga orgánica ($F/M < 0,05 \text{ gDBO}_5/\text{g SSVLM/d}$)
- ✓ Falta de nutrientes, como el fósforo y el nitrógeno
- ✓ Bajos valores de pH (< 6)
- ✓ Presencia de productos de fermentación en el influente, como ácidos grasos volátiles
- ✓ Presencia de sulfuro y tiosulfato.

Hay otros tipos de bulking menos frecuentes como el bulking viscoso, que acontece cuando los microorganismos, en presencia de un alto contenido de materia orgánica rápidamente biodegradable, o en ausencia de ciertos nutrientes, segregan unas sustancias similares a biopolímeros que le otorgan al lodo una consistencia gelatinosa con mala

sedimentación. Otro tipo de bulking es el bulking disperso, que se presenta cuando desaparecen la mayor parte de las bacterias filamentosas de modo que los flóculos no se forman correctamente y hay una gran cantidad de bacterias creciendo de forma dispersa en el licor de mezcla. Estas bacterias no sedimentan y se vierten con el efluente.

Control del bulking: cuando el sistema de lodos activos se encuentra ante una situación de bulking, la solución a largo plazo es buscar cual es la raíz del problema (estrategia operacional, tipo de agua) y corregirla. Generalmente estos problemas se deben a competencia cinética entre los organismos filamentosos y los formadores de flóculos. Primero se debe identificar el tipo de microorganismo filamentosos, se debe prevenir y determinar la causa que favorece su proliferación. Se puede incrementar la cantidad de oxígeno disuelto, dosificando nutrientes que están en déficit, evitando o controlando la presencia de sulfuros o corrigiendo la ratio de F/M. Pero a corto plazo, lo que se suele hacer es añadir un floculante sintético a los lodos como cloruro férrico, alúmina, o polielectrolitos. Las dosis típicas aplicadas para el control del bulking son del orden de 6–12 g Al_3^+ /kg SSLM y 3–5 g polielectrolito catiónico/kg SSLM. También se puede añadir un inhibidor como el cloro o el ozono, pero éste no sólo mata a las bacterias filamentosas sino también al resto de bacterias que estén más expuestas al inhibidor (normalmente las que están situadas en la parte más externa de los flóculos), así que hay que tener cuidado con las dosis (0.5–1.0 mg Cl-/L).

b. Foaming

Cierto tipo de microorganismos filamentosos suelen dar como resultado la formación de espuma llamada fenómeno de foaming, es otro de los problemas que suelen ocurrir en los

sistemas de lodos activos. En estos casos estos microorganismos tienden a acumularse por flotación en la superficie del reactor, empujados por las burbujas de aire y favorecidos por las partículas de grasa presentes en el reactor, dando como resultado espumas gruesas densas de color marrón que pueden llegar a tener una gran consistencia.

Estas espumas densas no son más que aglomeraciones de bacterias que son empujadas a la superficie por las burbujas de aire (exceso de aireación) y favorecidas por la presencia de materia grasa en el reactor. Pero no todas las espumas son consecuencia de la acumulación de bacterias filamentosas, ya que a veces aparecen espumas de color blanco durante el proceso de puesta en marcha del reactor, en momentos de exceso de carga orgánica en el influente o cuando hay presencia de detergentes o tensoactivos en el agua residual. Para controlar los episodios de formación de espumas, las medidas a tomar son: instalar sprays de agua en las zonas sensibles al foaming, disminuir el TRS y disminuir la aireación (Caseller, 1998).

Control del foaming: el control de este fenómeno se basa generalmente en pasos similares al bulking. Primeramente, se debe identificar el agente causal y eliminar la causa que favorece su aparición. En algunos casos, la presencia de materia grasa en el reactor agrava este fenómeno. Generalmente se consiguen buenos resultados con la instalación de sprays en las zonas donde aparecen las espumas, también se puede disminuir la edad del lodo o disminuyendo la aireación.

Balance de masa de microorganismos para un reactor de lodos activados

El balance de masa para la masa de microorganismos del reactor de lodos activados (mezcla completa), se puede escribir de la siguiente manera (Metcalf & Eddy, 1991):

1. Planteamiento general

Velocidad de acumulación de los microorganismos dentro de los límites del sistema =
Cantidad de microorganismos que entran en el sustrato –
Cantidad de microorganismos que salen del sistema +
Crecimiento neto de los microorganismos dentro de los límites del sistema

2. Planteamiento simplificado

Acumulación = Entrada – Salida + Crecimiento neto

3. Representación simbólica:

$$\frac{dX}{dt}V_r = QX_0 - QX + V_r r'_g$$

Donde dX/dt = tasa de crecimiento de microorganismos medida en términos de masa (sólidos en suspensión volátiles), masa de SSV/unidad de volumen tiempo.

V_r = Volumen del reactor.

Q = Caudal, volumen/ tiempo.

X_0 = Concentración de microorganismos a la entrada del reactor, masa de SSV/unidad de volumen.

X = Concentración de microorganismos en el efluente, masa de SSV/unidad de volumen.

r'_g = Tasa neta de crecimiento de microorganismos, masa de SSV/ unidad de tiempo.

La tasa neta de crecimiento

r'_g = es una combinación de la tasa de crecimiento y la tasa de descomposición endógena r_d , expresada como (Metcalf & Eddy, 1991):

$$r'_g = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} - k_d X$$

Dónde:

μ_m = Máxima tasa de crecimiento específico, T^{-1} .

S = Cocentración de sustrato que limita el crecimiento, $M L^{-3}$.

K_s = Constante de velocidad mitad, concentración de sustrato a la mitad de la máxima tasa de crecimiento, $M L^{-3}$.

k_d = Coeficiente de descomposición endógena, T^{-1} .

X = Concentración de células, $M L^{-3}$.

Si se sustituye el valor de r'_g resulta:

$$\frac{dX}{dt} V_r = QX_0 - QX + V_r \left(\frac{\mu_m X S}{K_s + S} - k_d X \right)$$

Balance de masa de sustrato para un reactor de lodos activados

Si se lleva a cabo un balance de sustrato correspondiente al balance de masa de los microorganismos se obtiene la siguiente expresión:

$$\frac{dS}{dt}V_r = QS_0 - QS + V_r \left(\frac{kXS}{K_s + S} \right)$$

Donde el término k , se obtiene como (Metcalf & Eddy, 1991):

$$k = \frac{\mu_m}{Y}$$

Donde Y es el coeficiente de producción máxima medido durante cualquier período finito de la fase de crecimiento exponencial, definido como la relación entre la masa de células formadas y la masa de sustrato consumido, $M\ M^{-1}$ mediante la siguiente ecuación:

$$r_g = Yr_{su} \quad (Ec - 8)$$

Donde r_g = tasa de crecimiento bacteriano, $M\ L^{-3}$.

r_{su} = Tasa de utilización de sustrato. $M.L^{-1}.T^{-1}$.

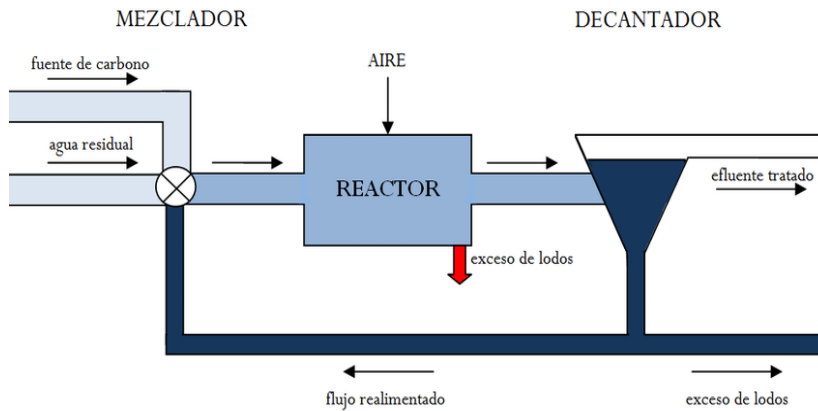
Modificaciones al proceso convencional de lodos activados

1. Reactor de mezcla completa con recirculación (Figura 29): en el sistema de mezcla completa el líquido del reactor se mezcla completamente y se supone que el contenido de microorganismos en el agua que entra al reactor es nulo. La unidad de separación de sólidos (tanque de sedimentación) en la que se separan las células del reactor para su posterior recirculación, es una parte integral del proceso de lodos activados. En este reactor, se produce la dispersión inmediata de las partículas conforme penetra en la vasija. La elaboración de un modelo cinético para este sistema precisa de dos hipótesis:

- La estabilización de los residuos por parte de los microorganismos se produce únicamente en el reactor.
- El volumen utilizado al calcular el tiempo medio de retención celular del sistema solo incluye el volumen del reactor. En efecto se supone que el tanque de sedimentación sirve como depósito desde el que se recirculan los sólidos para mantener un nivel determinado de estos en el tanque de aireación. Si el sistema es tal que no se cumplen estas hipótesis, es necesario introducir modificaciones en el modelo propuesto.

Figura 29.

Reactor de mezcla completa con recirculación.



Fuente: Bolívar (2017).

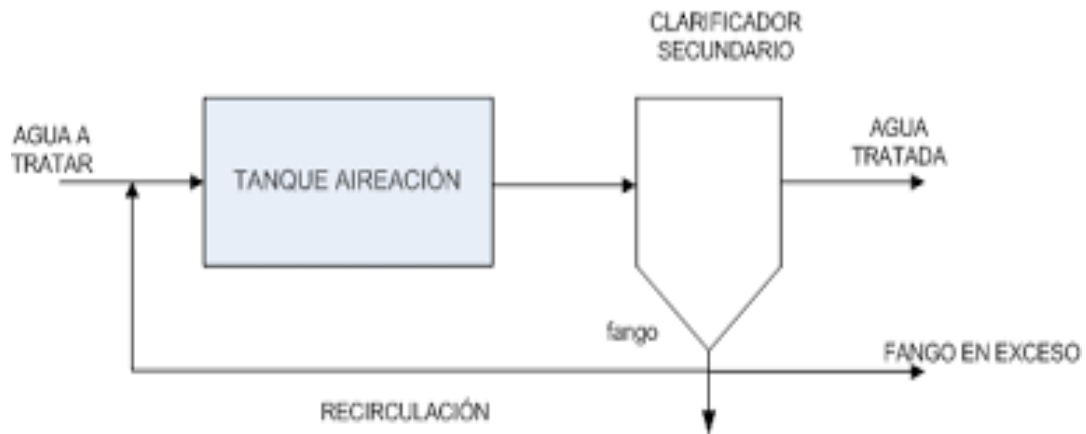
Razones para usar reactores de mezcla completa:

- En el caso de los rectores de las plantas de lodos activados debido a la turbulencia generada en la aireación se produce una dispersión considerable. Por ello resulta más próximo usar el modelo de mezcla completa.
- Los sistemas de mezcla completa son capaces de soportar los cambios bruscos en la DBO del afluente.
- En fin, se presenta un mejor balance entre el suministro y consumo de oxígeno en el caso de mezcla completa.

2. Reactores de mezcla completa o tanque de agitado de flujo continuo (Figura 30): la mezcla completa se produce cuando las partículas que entran en el tanque se dispersan de manera inmediata por todo el volumen del mismo. Las partículas salen del tanque en proporción a su población estadística. La mezcla completa se puede obtener en tanques circulares o cuadrados si el contenido del tanque se distribuye uniforme y continuamente.

Figura 30.

Reactor de mezcla completa.



Fuente: <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099.1/2738/37258-2.pdf>

3. Flujo en pistón con recirculación (Figura 31): las características que distinguen este sistema con recirculación es que el régimen hidráulico del reactor es del tipo de flujo en pistón, verdadero, todas las partículas que entran en el reactor permanecen en el interior del mismo durante idéntico periodo de tiempo. En el reactor de flujo pistón, las partículas de fluido atraviesan las vasijas sin mezclarse y por ello se descargan en la misma frecuencia en que entran. Si se introduce en continuo un trazador comenzando en el momento $t=0$, no aparece el trazador en el afluente hasta un tiempo t_h .

Para establecer un modelo cinético en este tipo de reactor se tienen que seguir las dos hipótesis:

La tasa de utilización del sustrato al pasar el residuo o a través del reactor viene dada por la siguiente expresión:

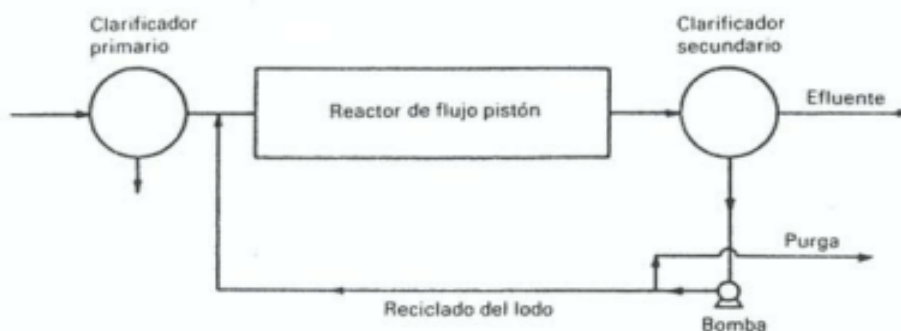
$$rsu = - \frac{K * S * X}{Ks + S}$$

X = concentración media de microorganismos en el reactor

La concentración de microorganismos en el afluente al reactor es aproximadamente la misma que la del efluente del mismo.

Figura 31.

Reactor de flujo en pistón.



Fuente: <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099.1/2738/37258-2.pdf>

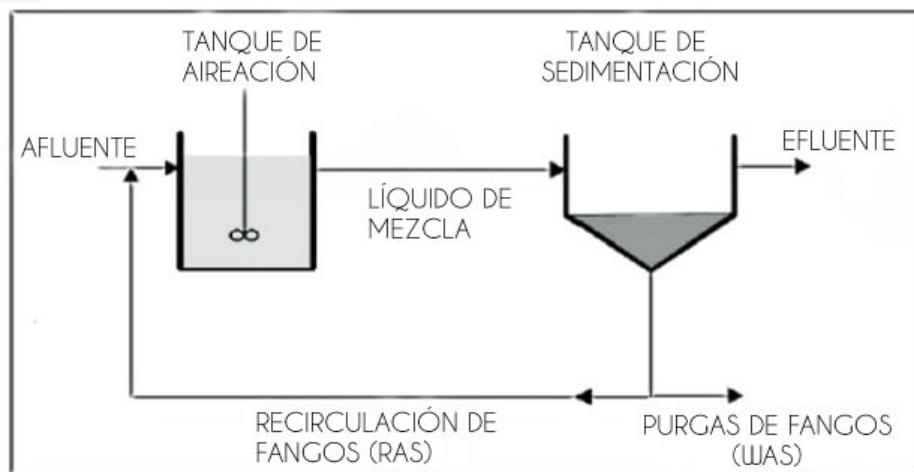
El sistema de flujo en pistón con recirculación puro, es teóricamente más eficaz en la estabilización de la mayoría de los residuos solubles que el sistema de mezcla con recirculación. Las partículas del fluido pasan a través del tanque y salen con la misma secuencia con la que entran. Las partículas conservan su identidad y permanecen en el interior del tanque por un tiempo igual al tiempo teórico de detención. Este tipo de flujo puede aproximarse al que se produce en un tanque de gran longitud.

4. Aireación extendida o prolongada: esta modificación tiene amplia aplicación en el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales. Se caracteriza por tener altos tiempos de retención que permiten cambios bruscos en la carga hidráulica y orgánica, así como también la degradación de compuestos más complejos o

difícilmente degradables (Figura 32). Una segunda ventaja de este proceso, es que produce menos lodo de desecho ya que se permite la fase endógena, donde las bacterias son digeridas en el tanque de aireación. Este proceso también permite la nitrificación del efluente.

Figura 32.

Reactor con aireación extendida.



Fuente: <https://www.iagua.es/respuestas/que-es-sistema-lodos-activados>

Aplicación del sistema de lodos activados:

- ✓ Coagulación y eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables
- ✓ Eliminación de la materia orgánica carbonácea en el agua residual
- ✓ Nitrificación
- ✓ Desnitrificación

- ✓ Eliminación de nutrientes como fosforo y nitrógeno.

2.2 Reactor biológico por carga secuencial (SBR)

El reactor por carga secuencial (*Sequencing Batch Reactor*, SBR) es un sistema de lodos activados para tratamiento del agua residual que utiliza ciclos de llenado y descarga. En este sistema el agua residual entra en una tanda a un reactor único, recibe tratamiento para remover componentes indeseables y luego se descarga. La homogenización de caudales, la aireación y la sedimentación se logran en ese reactor único. Para optimizar el desempeño del sistema, se utilizan dos o más reactores en una secuencia de operación predeterminada. Los sistemas SBR han sido utilizados con éxito para tratar aguas residuales tanto municipales como industriales. Estos sistemas son especialmente efectivos para aplicaciones de tratamiento de agua residual caracterizadas por caudales reducidos o intermitentes (EPA, 2000).

Los SBR son simplemente sistemas de lodos activados que operan “en el tiempo en lugar del espacio”. La diferencia entre las dos tecnologías es que los SBR logran la homogeneización de caudales, el tratamiento biológico y la sedimentación en un tanque único usando una secuencia de tiempo controlada. Este tipo de reactor realiza también, en algunos casos, la sedimentación. En un sistema convencional de lodos activados estos procesos serían realizados en tanques separados (EPA, 1999).

En un reactor discontinuo secuencial SBR o reactor por carga secuencial, los procesos unitarios que intervienen son idénticos a los de un proceso convencional de lodos activados. En ambos sistemas intervienen la aireación y la sedimentación-clarificación. No obstante, existe entre ambos una importante diferencia. En las plantas convencionales, los procesos se

llevan a cabo simultáneamente en tanques separados, mientras que, en los SBR, los procesos tienen lugar en el mismo tanque (Metcalf & Eddy, 1995).

Cabe decir que los procesos de lodos activados secuenciados (llenado, reacción, sedimentación, vaciado) no son nuevos. A principios del siglo XX se estudiaron ya estos procesos, que ayudaron a conocer mejor el proceso de fangos activos. Concretamente fueron Ardern y Lockett (1914) y Mohlmann (1917) los que desarrollaron el proceso de fangos activos partiendo de procesos secuenciados.

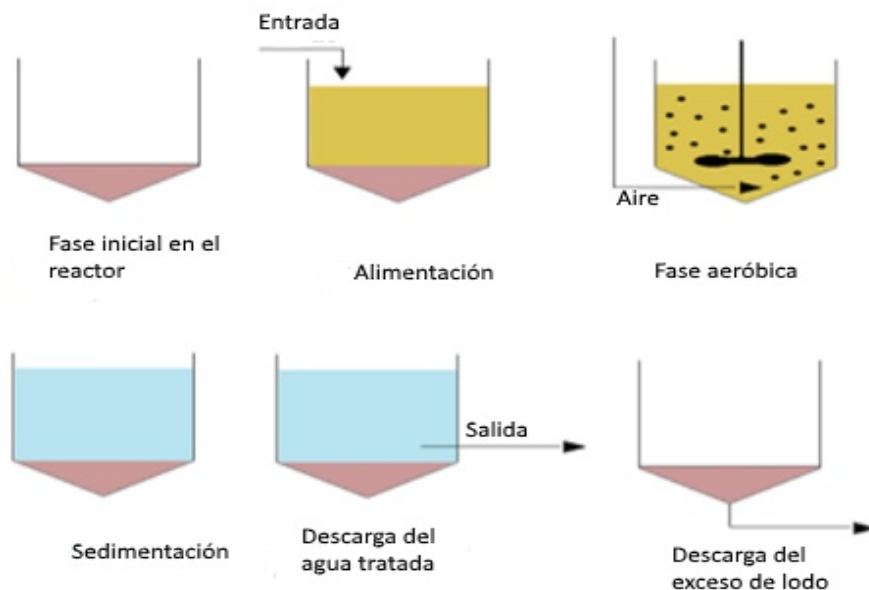
Sin embargo, en aquellos años el proceso continuo era más fácil de operar, puesto que una operación secuenciada requiere de instrumentos de control de los que no se disponía en aquella época. Además, la preocupación era la eliminación de únicamente la materia carbonosa contenida en el agua residual, por lo que no se tenían que establecer diferentes condiciones (aerobias, anóxicas, anaerobias) como ocurre en el caso de la eliminación de nutrientes. Han sido, por tanto, las nuevas técnicas de control de procesos, la necesidad de eliminar nutrientes y la aparición masiva de problemas de operación en el proceso continuo (mala decantación del lodo) los desencadenantes de que se despertara el interés de nuevo por el proceso secuenciado. Se puede decir que entre las décadas de los 70 y 80 se volvió a plantear la tecnología SBR, siendo los profesores Peter Wilderer y Robert Irvine, junto con el Doctor Mervyn Goronzy, los responsables de los desarrollos más importantes de dicha tecnología.

Funcionamiento del SBR

Anteriormente se comentó que el SBR no es un proceso continuo, sino que opera periódicamente. Se llaman fases a cada una de las etapas de las que consta un ciclo. Las fases de las que se compone un ciclo son: llenado, reacción, sedimentación y vaciado como se muestran en la Figura 33.

Figura 33.

Esquema básico de un ciclo en un reactor por carga secuencial.



Fuente: Freytez et al. (2019).

Descripción de cada fase

- **Llenado:** es la fase en la cual se introduce en el reactor un nuevo volumen de agua residual. El llenado puede ser estático (sin agitación ni aireación) o con agitación.
- **Reacción:** el contenido del reactor es homogéneamente mezclado. Esto se puede conseguir mediante agitador mecánico sumergido (agita, pero no airea) o mediante

aireación por difusores o eyectores. La fase de reacción se puede subdividir en sucesivas fases de agitación y de aireación en función de los objetivos perseguidos (eliminación de materia orgánica, eliminación conjunta de materias orgánicas y nutrientes).

- **Sedimentación:** en esta fase se detienen la agitación y la aireación, estando cerradas también las válvulas de entrada y salida del reactor. El reactor actuará de decantador, observándose una zona de agua clarificada y otra de fangos.
- **Vaciado:** parte del agua clarificada es retirada del reactor y se realiza la purga del exceso de lodos.

Además de estas fases, en función del tipo de instalación es posible realizar una fase de reposo tras el vaciado antes de que comience un nuevo ciclo de operación. Por otra parte, al igual que en el proceso convencional de lodos activados se tendrá que efectuar una purga periódica de fango en exceso, debido a las reacciones anabólicas de los microorganismos del lodo activado. El hecho de someter a la biomasa a fases en las que hay mucho sustrato para inmediatamente después someterla a una fase con muy poco sustrato, hace que las bacterias filamentosas tengan menor oportunidad de supervivencia en la biomasa, de forma que el proceso tiene menos problemas en la fase de sedimentación.

Ventajas y desventajas de los sistemas SBR

Algunas de las ventajas y desventajas de los sistemas SBR se enumeran a continuación:

Ventajas

- ✓ La homogeneización de caudales, la sedimentación primaria (en la mayoría de los casos), el tratamiento biológico y la sedimentación secundaria pueden lograrse en un tanque reactor único.

- ✓ Flexibilidad de operación y control.
- ✓ Área superficial mínima.
- ✓ Ahorro potencial de inversión de capital por la eliminación de sedimentadores y otros equipos.

Desventajas

- ✓ Se requiere un nivel mayor de sofisticación (en comparación a los sistemas convencionales) de las unidades de programación temporal y controles, especialmente en sistemas de mayor tamaño.
- ✓ Un nivel más alto de mantenimiento (comparado con los sistemas convencionales) asociado con el tipo más sofisticado de controles, interruptores automáticos y válvulas automáticas.
- ✓ Descarga potencial de lodos flotantes o sedimentados durante la fase de descarga o decantación del reactor en algunas configuraciones de SBR.
- ✓ Taponamiento potencial de los dispositivos de aireación durante ciclos operativos específicos dependiendo del sistema de aireación utilizado por el fabricante.

Aplicación del proceso SBR a aguas residuales industriales

Los sistemas SBR son utilizados típicamente para caudales iguales o menores a 5 millones de galones por día (mg/d). La operación más sofisticada requerida para las plantas de SBR de mayor tamaño tiende a desestimular el uso de ese tipo de plantas para caudales mayores. Debido a que esos sistemas tienen una superficie relativamente pequeña, son muy útiles en

áreas en donde se tienen limitaciones de terreno. Además, los ciclos del sistema pueden ser fácilmente modificados para remoción de nutrientes si esto fuera requerido en el futuro. Esto hace que los sistemas SBR sean extremadamente flexibles para adaptarse a los cambios en las normas regulatorias de parámetros del efluente tales como la remoción de nutrientes. Los sistemas SBR son también muy efectivos en términos de costo de cuando se requieren tratamientos adicionales al biológico, tales como la filtración (EPA, 1999).

Las ventajas de aplicar el proceso SBR al tratamiento de aguas residuales industriales, en lugar de aplicar el proceso convencional son varias:

- ✓ Mayor actividad de los microorganismos, ya que pasan de periodos de muy bajas cargas orgánicas a periodos de elevada concentración de alimento, favoreciendo así su activación.
- ✓ Mayor capacidad para mantener elevadas concentraciones de biomasa, ya que la sedimentación, al ser estática, no se ve impedida a concentraciones de hasta 6 g/L.

Su empleo para el tratamiento de aguas residuales de la industria alimentaria (bodegas, industrias lácteas, cárnicas) se realiza ya a nivel industrial desde hace años. Al ser tan biodegradables estas aguas residuales, podría ser empleado un tratamiento biológico convencional por lodos activados, teniendo la ventaja el SBR del ahorro de espacio, fundamentalmente (EPA, 1999).

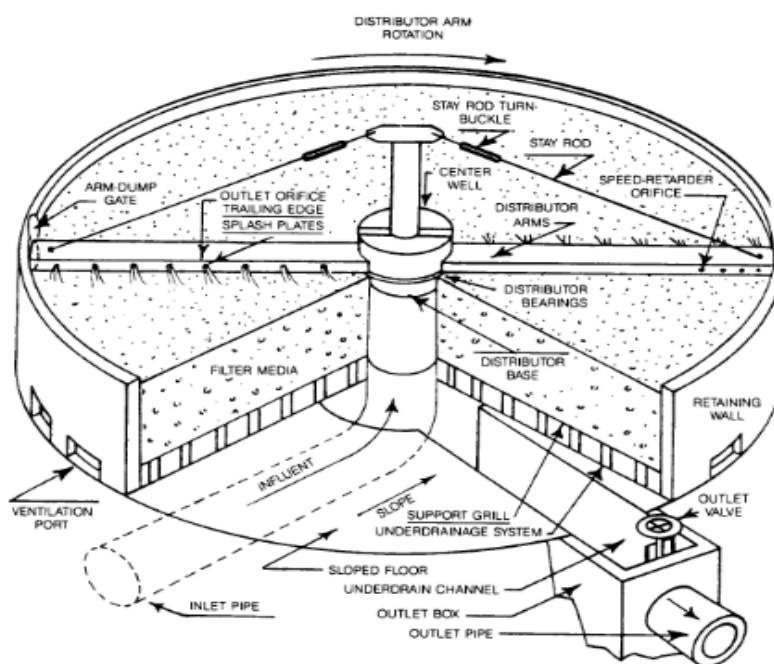
2.3 Biofiltros o filtros percoladores

Un Biofiltro o filtro percolador moderno es una variante y una mejora de los primeros filtros de contacto que se idearon en Inglaterra en el año 1893, el cual consiste de un estanque construido generalmente de forma circular y de concreto reforzado, impermeable,

conteniendo en su interior capas o lechos de material altamente permeable, como rocas, escorias o plásticos y sobre el cual se verterá y distribuirá el agua residual (Figura 34).

Figura 34.

Esquema Básico Biofiltro Típico.



Fuente: Environmental Protection Agency, (2000).

El estanque estará convenientemente equipado tanto para la carga del influente, a través de una tubería de entrada que estará enterrada en el fondo, y conectada a un sistema de distribución rotatorio, ubicado en la parte superior del lecho filtrante que permitirá la irrigación del agua residual sobre la superficie exterior. Esta agua irrigada, percolará y se filtrará a través del lecho y se ira depositando en un canal de desagüe que estará conectado a una tubería de salida o de descarga. Por otro lado, el fondo de estanque se debe construir con

una pendiente mínima y debe contener un sistema de drenaje, conectados a unas ventanas de ventilación con el fin de permitir la aireación y circulación del aire en el interior del lecho. El objetivo de este sistema de drenaje inferior es la de recolectar el líquido tratado y aquellos solidos que se han separado del medio, los cuales serán transportados hasta un tanque de sedimentación (EPA, 2000).

Las dimensiones, geometría, condiciones de flujo y tamaño nominal del material filtrante del Biofiltro dependen de la selección del material del lecho con que se construirá, como se señala en la Tabla 3, mostrada a continuación.

Tabla 3.

Dimensiones, Flujo y Tamaño Nominal de un Biofiltro

Lecho Material Filtrante	Flujo	Geometría	Diámetro			Altura		Tamaño Nominal	
			D			H		Material	
			Min	Máx		Min	Máx	Min	Máx
			M	M	M	m	m	cm	Cm
Rocas	Vertical descendente	Circular	<60,96			0,90	2,40	2,50	10,50
Escorias	Vertical descendente	Circular	<60,96			0,90	2,40		
Plástico	Vertical descendente			6	12	4,30	12,20		
	Cruzado	Circular, Rectangular							
	Otros								

Fuente: Environmental Protection Agency, (2000).

El desarrollo tecnológico de los Biofiltros, ha logrado crear los siguientes cuatro tipos de categorías (EPA, 2000):

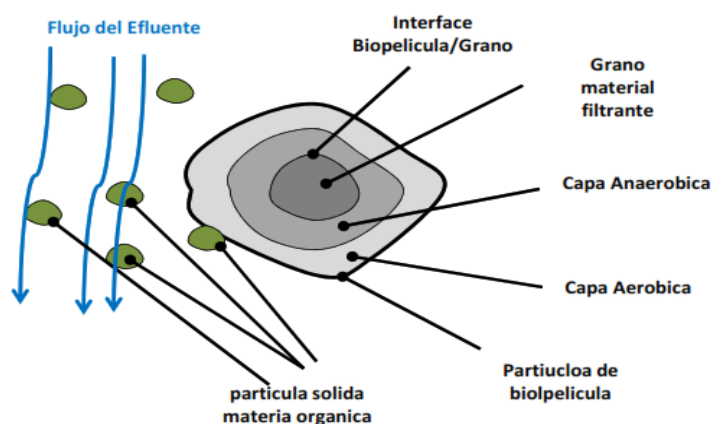
- Biofiltros de Baja Tasa: son usados para tasas de carga orgánica menores de ($40 \text{ Kg DBO}_5 / 100 \text{ m}^2\text{dia}$), presentan ventajas como, la no proliferación de moscas, ni de malos olores, y tienen poca frecuencia de problemas de obstrucciones. Logran remover entre un 80% y 90% de la DBO_5 .
- Biofiltros de Intermedia Tasa: pueden manejar tasas de hasta ($64 \text{ Kg DBO}_5 / 100 \text{ m}^2\text{dia}$), siendo su principal característica la recirculación del efluente para asegurar una buena distribución y mezclado del efluente del filtro secundario, por otra parte, los sólidos que se desprenden de este sistema no están tan bien digerido como aquellos de los Biofiltros de baja tasa. Su porcentaje de remoción está comprendido entre 50% y 70% de la DBO_5 .
- Biofiltros de Alta Tasa: manejan y pueden recibir tasas entre un rango de ($64 \text{ Kg DBO}_5 / 100 \text{ m}^2\text{dia}$) - ($160 \text{ Kg DBO}_5 / 100 \text{ m}^2\text{dia}$), pero la calidad obtenida del agua tratada es inferior al de un efluente de calidad secundaria, por lo que se requiere procesos complementarios que son combinados con este Biofiltro. Logran alcanzar remover entre un 65% y 85% de la DBO_5 .
- Filtros de Desbaste: son diseñados para tolerar una cantidad significativa de DBO soluble a ser mezclada en el interior del filtro, estando su carga de diseño comprendido en el rango ($160 \text{ Kg DBO}_5 / 100 \text{ m}^2\text{dia}$) - ($480 \text{ Kg DBO}_5 / 100 \text{ m}^2\text{dia}$), presentan bajos porcentajes de remoción entre el 40% y 65% de la DBO_5 .

La función del Biofiltro es la de remover la materia orgánica de las aguas residuales, que se logra por la acción combinada de la acción metabólica de variadas poblaciones de bacterias aeróbicas, anaeróbicas y facultativas, y de otros microorganismos como fungi, algas y protozoos; junto con el proceso de filtración en donde quedan retenidos los sólidos que transporta el influente. Estos microorganismos proceden del efluente entrante, que una vez

fluye a través de la masa del lecho, se van fijando y creciendo sobre toda la superficie del lecho filtrante, formando una fina o delgada biopelícula, con un espesor entre los 0,1 mm y 0,2mm. A medida que dicha biopelícula va creciendo y cubriendo a los granos del material filtrante (Figura 35), se van creando una capa interna y en donde los microorganismos anaeróbicos quedan atrapados o se desarrollan en esta capa, sitio donde no hay presencia de oxígeno, Al mismo tiempo se va creando otra capa más externa y en donde lo microorganismo aerobios quedaran atrapados.

Figura 35.

Esquema de la Formación de la Biopelícula en un Biofiltro.



Fuente: Elaboración propia, (2023).

La degradación biológica de la materia ocurre cuando las partículas sólidas de la materia orgánica entran en contacto con la biopelícula, y son atrapadas por esta, es allí cuando las bacterias aeróbicas comienzan a degradar y a descomponerla (EPA, 2000).

Ventajas y desventajas

A continuación, se mencionarán las ventajas y desventajas de la utilización de los biofiltros en el tratamiento de aguas residuales.

Ventajas (EPA, 2000)

- Es un proceso biológico sencillo y confiable
- Adaptable en áreas donde grandes extensiones de tierra no están disponibles para ser usados con sistemas de tratamiento intensivo de tierra.
- Puede satisfacer los requisitos para las descargas secundarias equivalente normales
- Es efectivo en el tratamiento de altas concentraciones de microorganismos, dependiendo del tipo de medio filtrante usado
- Es un sistema apropiado para pequeñas y medianas comunidades
- Puede reducir rápidamente la DBO₅ soluble presentes en las aguas residuales.
- Es una unidad eficiente de nitrificación
- Sistema con elementos perdurables en el tiempo.
- Bajos requisitos de energía
- No requiere de personal técnico con un alto nivel de destreza o experticia técnica para operar y administrar este sistema

Desventajas (EPA, 2000)

- La descarga puede requerir de tratamiento adicional para cumplir con los requisitos de una norma o código ambiental de descarga más exigente

- Se puede acumular un exceso de biomasa, que puede generar una condición no aeróbica en el Biofiltro y afectar su desempeño.
- Requiere atención en las operaciones regulares del sistema.
- Se presenta alta incidencia de obstrucciones.
- Requiere de baja cargas, que dependen del medio filtrante usado en el Biofiltro
- Hay problemas de generación de malos olores o la proliferación de agentes vectores causantes de enfermedades.

2.4 Biodisco

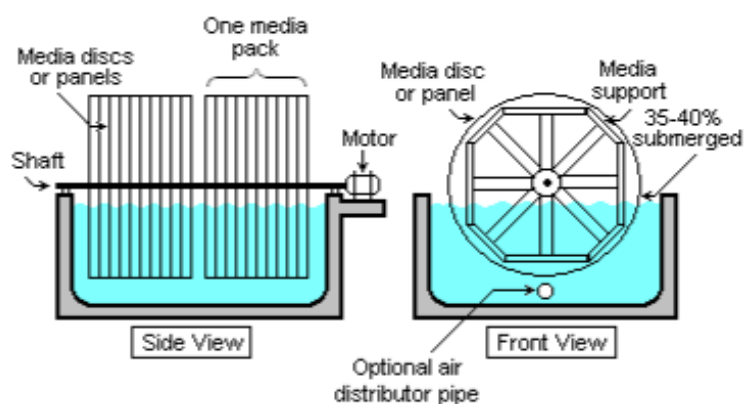
Biorreactor RBC, iniciales inglesas para *Rotating Biological Contactor* (Reactor Biológico Rotativo de Contacto), desde su creación en Alemania, en la década de 1920, para la depuración de aguas residuales de pequeñas comunidades rurales, y a partir del año 1960 se adaptó para el tratamiento de aguas residuales comerciales, por lo que ha experimentado muchos cambios, tanto mecánicos como de configuración, para adaptarlo en el tratamiento de una gran variedad de tipos de aguas residuales tanto domésticas como industriales (Mba, 2003).

Hoy en día existen muchos modelos diferentes de este reactor y se continúa con la investigación y desarrollo del mismo, para mejorar su rendimiento y eficiencia. Físicamente este sistema consiste (Figura 36), en un eje rotativo, de longitud entre los 5m y 10m, que tiene adosado varios discos circulares, soportados adecuadamente, montados en paralelo y fijados perpendicularmente a dicho eje, los cuales son fabricados de metal u otro material resistente, como el cloruro de polivinilo corrugado (Figura 37), donde se encontrarán fijos o adheridos los microorganismos encargados de degradar la materia orgánica del efluente. Los discos se empacan juntos formando una unidad llamada panel. Tanto el eje, como los paneles

estarán girando a una velocidad constante dentro de un depósito subterráneo (Figura 38) o tanque superficial (Figura 39), estando los paneles sumergidos a una profundidad prefijada, entre el 35% y 40% de la altura del depósito, para permitir el contacto entre la biomasa y el efluente.

Figura 36.

Esquema Típico de un Biodisco.



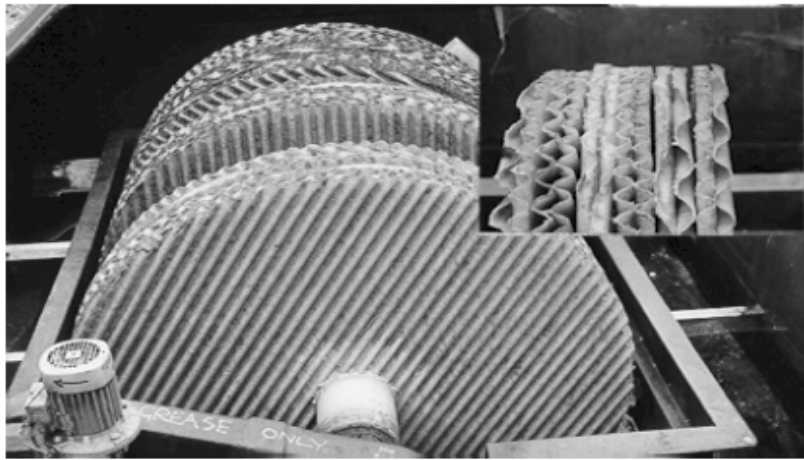
Fuente: Williams, (2011).

El Biodisco es un sistema de tratamiento biológico aeróbico de lecho fijo de aguas residuales, por lo que se clasifica como un tratamiento secundario, y por lo tanto requiere que los efluentes entrantes sean pre-tratados, por medio de tratamientos primarios como la filtración y la sedimentación para la remoción de los sólidos suspendidos. Por otra parte, si las condiciones de operación o si el efluente presenta bajos niveles de oxígeno, este sistema requerirá la incorporación de aire al depósito, razón por la cual se debe incorporar una tubería

de distribución de aire, conectado a un sistema de aireación forzada como se aprecia en la figura mostrada a continuación (Tchobanogluos & L Burton, 1995).

Figura 37.

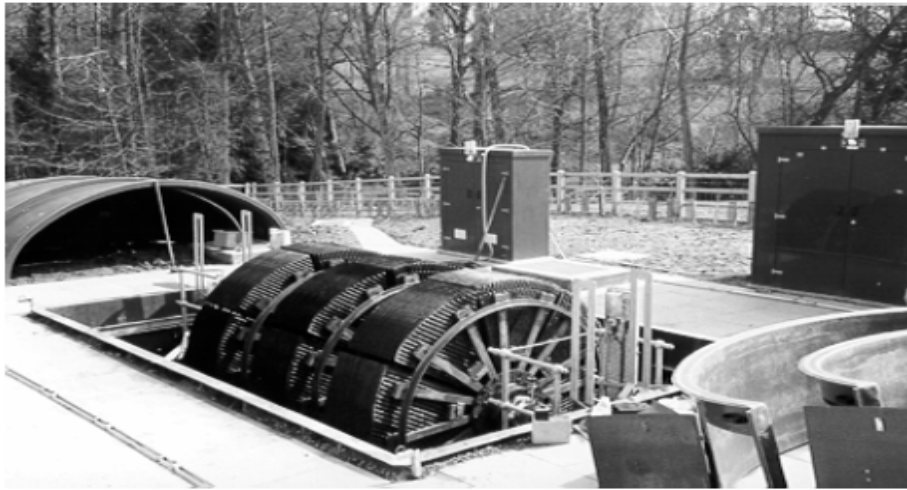
Paneles de cloruro de polivinilo corrugado de un Biodisco.



Fuente: Mba, (2003).

Figura 38.

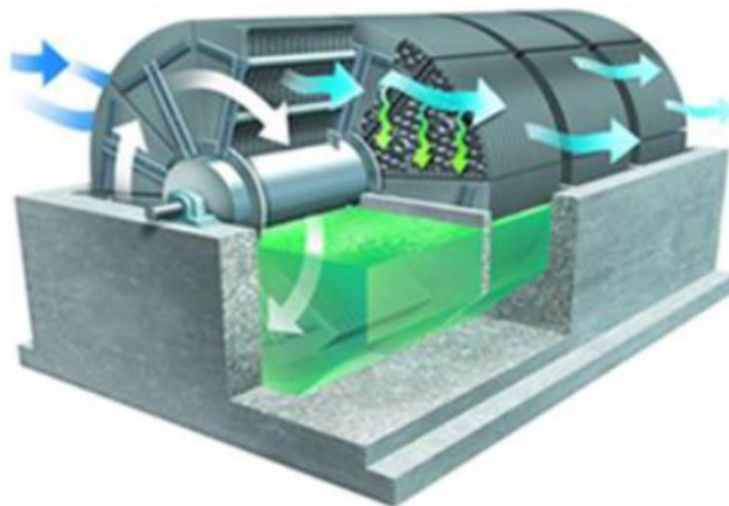
Depósito Subterráneo y Paneles de un Biodisco.



Fuente: Mba, (2003).

Figura 39.

Depósito Superficial y Paneles de un Biodisco.

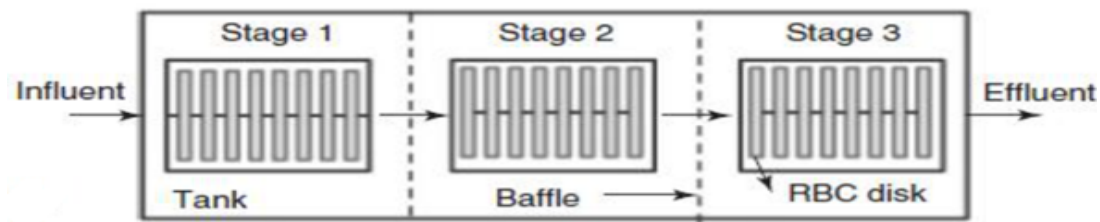


Fuente: Mizyed, (2021).

El avance tecnológico sobre este reactor, ha permitido configurar internamente los paneles de discos, de tal forma que un mismo reactor pueda contener varias etapas o fases de depuración como se muestra en la Figura 40. Así, para tener un alto grado de remoción de materia orgánica un biodisco típico tiene internamente tres etapas, mientras que para la nitrificación se requieren mas de tres etapas y en la desnitrificación los discos deben estar completamente sumergidos. Por otro lado la incorporación de un biodisco o sistema de biodiscos a un sistema de tratamiento de aguas residuales se puede hacer de forma secuencial o como un sistema en paralelo, como se aprecia en las Figura 41 y 42 (Mizyed, 2021).

Figura 40.

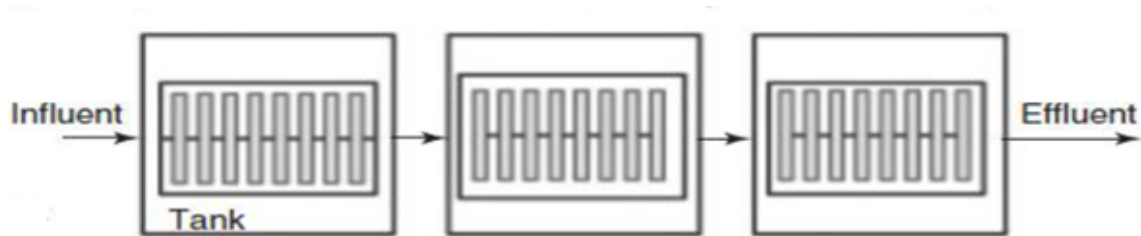
Esquema Configuración Interna por Fases Paneles Reactor RCB.



Fuente: Mizyed, (2021).

Figura 41.

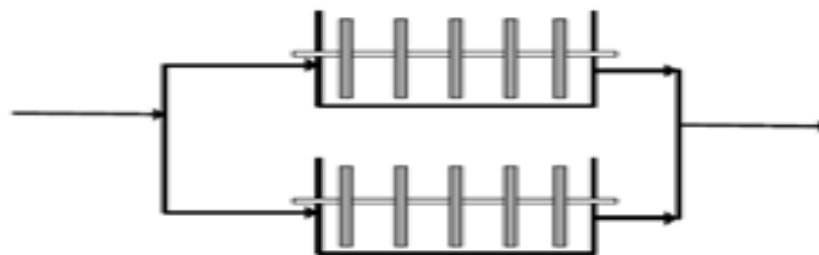
Esquema Configuración en Serie de un sistema de Biodisco en un sistema de tratamiento de aguas residuales.



Fuente: Mizyed, (2021).

Figura 42.

Esquema Configuración en Paralelo de un sistema de Biodisco en un sistema de tratamiento de aguas residuales.



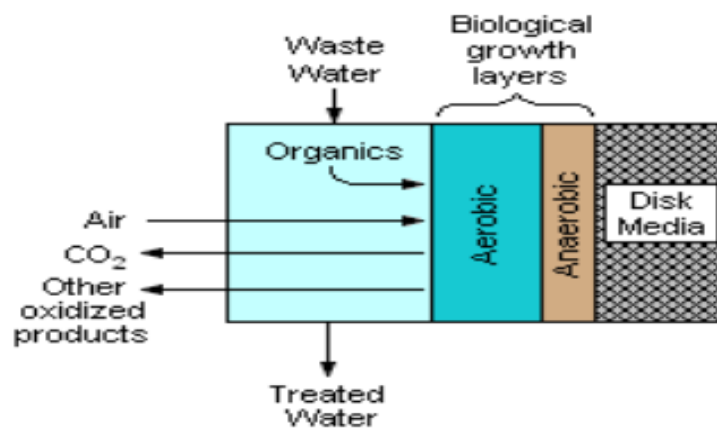
Fuente: Mizyed, (2021).

La función de un Biodisco dentro de un sistema de tratamiento de aguas residuales, es la de remover la carga orgánica presente en esas aguas, o para la conversión del Nitrógeno Amoniacal a Nitrato (NO_3^-), o la conversión de este último en gas Nitrógeno (N_2) (Williams, 2011).

La degradación de la materia orgánica en este reactor, se produce siguiendo el esquema de la Figura 43, donde los microorganismos consumen y digieren la materia, a través de complejas reacciones bioquímicas, bajo condiciones aerobias, la descomponen en subproductos más simples y en gases, esta biomasa de microorganismos está adherida a la superficies mojada de los discos y va creciendo conforme al paso del tiempo y bajo ciertas condiciones va formando en la superficie de los discos una biopelícula, que permitirá la concentración del lodo, así mismo la rotación de los discos permite el contacto de la biomasa con el efluente, además de airear al efluente y de desmoronar o romper la materia orgánica, lo que facilita la degradación y remoción de la materia orgánica (Tchobanogluos & L Burton, 1995).

Figura 43.

Esquema de Formación de la Biopelícula en la superficie de un Disco en un Biodisco.



Fuente: Beychok, (1967).

A continuación, en la Tabla 4, se presenta un listado de algunos de los factores más importantes, que afecten el desempeño del funcionamiento de un Biodisco, junto con una breve descripción de los mismos.

Tabla 4.

Factores Importantes que Afectan el desempeño reactor RCB.

Factor	Descripción
Selección del Medio Soporte de la Biomasa	• En este sistema el material con que están hecho los discos, afecta el consumo de electricidad y en el costo • Materiales más económicos y más ligeros, permiten construir marcos de soportes económicos y tener un menor consumo de energía • El propósito fundamental del medio es tener y expandir el área superficial por unidad de volumen para mejorar el crecimiento de los microorganismos, lo que aumenta la eficiencia de eliminación. • El aumento de la superficie favorece la interacción entre las aguas residuales y los microorganismos, y en la transferencia del oxígeno entre el aire y las aguas residuales. • Se han hechos pruebas de campos con diversos materiales en la construcción de los discos y sus soportes como: Acero Inoxidable, madera, poliestireno, anillos de propileo, platos de poli eteno endurecido, listones, PVC, y círculos de pastico acrílicos. • Hoy en día se fabrican mayormente de espuma de poliestireno, cloruro de polivinilo y polietileno. Ya que poseen un área específica con valores entre 120 m²/m³, diámetro de 3,5 m y estar configurados en unidades de 8 m de longitud.
Tasa de Carga Hidráulica (HLR)	• Se define como la cantidad de flujo del influente por área de superficie del medio. • Este parámetro tiene un rol dinámico en el desempeño del biorreactor. • Un incremento en la cantidad de flujo del efluente disminuye el tiempo de retención del Sistema. • Se ha comprobado en varios estudios que, en situaciones específicas, se ha incrementado la biomasa fija en la superficie del medio cuando ha ocurrido un incremento en la carga hidráulica. • Por otro lado, este parámetro depende del sustrato a remover, del diseño del reactor RBC y de la calidad del efluente a tratar. • Un rango de valores recomendados por los fabricantes, para este parámetro, está entre los 1292 m³/m²/h y 6833 m³/m²/h.

Fuente: Mizyed, 2021.

Tabla 4 (Continuación).

Factores Importantes que Afectan el desempeño reactor RCB.

Factor	Descripción
Tasa de Carga Orgánica (OLR)	• Es un parámetro principal que dirige el proceso de tratamiento de las aguas residuales. • Se expresas como gramos de DBO5 por unidad de área por tiempo. • Este parámetro es afectado por la tasa de acceso del influente o por el tiempo de retención hidráulico. • Instituciones como la Sociedad American de Ingenieros Civiles (ASCE) y la Federación del Agua ambiental recomiendan que la primera fase de la configuración de la carga se restrinja a los 5 días, con una tasa de carga de 30g DBO5/m2/día o una tasa DBO5 disuelto entre 12 has 20 g DBO5/m2 día. • Estas restricciones en la fase de configuración se realizan con el fin de evitar problemas de malos olores, agotamiento del oxígeno disuelto, decaimiento en el desempeño del proceso, crecimiento del espesor innecesario de la biopelícula, o crecimiento de microorganismos no deseados como <i>Beggiatoa</i>.
Tiempo de Retención Hidráulico (HRT)	• Esta linealmente interrelacionado con las cargas orgánicas e hidráulicas del influente a tratar. • Valores bajos de este parámetro tienen un tratamiento insignificante sobre el influente. • Por razones de eficiencia y costo es deseable tener valores de retención hidráulica menores a 1 día.
Selección de la Velocidad de rotación	• La velocidad de rotación de los discos influye directamente en la eficiencia, ya que el sistema necesita que ocurra la trasferencia de oxigeno atmosférico a la masa de la biopelícula. • Valores altos de rotación provoca altos niveles de tensiones de corte sobre la materia orgánica lo que produce su fractura y desmoronamiento. Sin embargo se produce un incremento en el consumo de la energía eléctrica del reactor y por consiguiente un aumento en el costo operativo de la unidad. • Por otro lado valores de rotación no moderados incrementa la rebaja de la capa de la biomasa en la superficie de los discos, lo que terminar por afectar en el desempeño global de este sistema. • Un criterio de selección es considerar la mínima velocidad de rotación que proporcione un adecuado tratamiento. • Algunos autores como Mature y Patwardhan recomiendan velocidades de rotación entre un rango de 1 a 10 rpm para sistemas con medios con platos de 1 a 4 metros de diámetros fijados a un a eje de longitud entre los 5 a 10m.
Selección de las fases Internas del Reactor	• La configuración interna de un-RBC es muy importante ya que incide sobre la eficiencia y se debe hacer en la fase de diseño. • Un reactor multifase permite tener una barrera física para aislar la química del efluente entre dos o más etapas en un mismo reactor, lo que provoca una disminución gradual en el sustrato bioaccesible para donde las actitudes del reactor al flujo idealizado sin ninguna mezcla de partículas de fluido.

Fuente: Mizyed, 2021.

Ventajas y desventajas

A continuación, se mencionarán las ventajas y desventajas de la utilización de los biodiscos en el tratamiento de aguas residuales

Ventajas:

Las ventajas que presente este sistema son (Williams, 2011):

- Sistema de bajo consumo de energía eléctrica, ya que usa aproximadamente la mitad de la energía consumida por los sistemas de lodos activados
- Bajo Costo operativo y mantenimiento.
- Permite una gran concentración de Biomasa, lo que le da estabilidad a la variación de carga, ya que los microorganismos están fijos a un soporte físico, lo que evita ser lavados o removidos por el incremento del flujo del efluente y al mismo tiempo permite el crecimiento de la población bacteriana y la formación de una biopelícula en la superficie de los discos. En comparación con los sistema de lodos activados que son más susceptibles a grandes variaciones de carga orgánica e hidráulica, ya que rápidos incrementos de flujo tienden a lavar o a sacar a los microorganismos del tanque de aireación, en el tiempo que una alta concentración de los mismo es requerida, mientras que un rápido cambio en la carga orgánica puede resultar en una reducción significativa del desempeño ya que en el interior del tanque existen pocos microorganismos para digerir esa carga (Mizyed, 2021).
- Baja generación de sólidos, sistemas de biopelículas fijas, han demostrado generar pocos y concentrados solidos que los sistemas de lodos activados, causado a los grandes tiempos de retención de sólidos, esto trae como consecuencia que se requieran clarificadores y sistemas de manejo de solidos más pequeños

- Sistema Fácil de operar y de monitoreo sencillo, ya que requiere de poca intervención tanto de operación como de un monitoreo sencillo, en comparación de sistemas de lodos activados donde el operador debe prestar mucha atención constantemente a las condiciones que podrían llevar a un lodo pobremente asentado o a una remoción de DBO inadecuada.
- Sistema modular que permite una configuración compacta, y los requerimientos de áreas para la instalación del sistema son menores que la de los sistemas convencionales. Por otra parte, el diseño modular permite la integración y la adaptación a las necesidades del sistema de tratamiento de aguas residuales.
- Sin reprocesamiento de lodos, en comparación con el sistema de lodos activados, donde se requiere una retroalimentación de lodo pre-clarificado o re-procesado lo que consume energía, requiere de equipos en buen mantenimiento, control y seguimiento.

Desventajas o Limitaciones:

A pesar de las ventajas del sistema, tiene las siguientes limitaciones (Mizyed, 2021)

- Presenta un lento arranque del sistema, ya que requiere la aclimatación y adecuación de la población bacteriana antes de la operación de depuración del efluente.
- Requiere un tratamiento primario para el influente, para remover sólidos o sustancias tóxicas que disminuyan o maten a la población bacteriana.
- El desempeño del sistema es susceptible a algunas características del influente
- El sistema se debe proteger de los rayos solares, lluvias o nieve
- Requiere un clarificador secundario para el efluente de salida del reactor.

2.5 Laguna Aerobia

También conocido como laguna de oxidación o estanque de estabilización, son grandes estanques contruidos para almacenar grandes volúmenes de agua residuales que serán tratadas biológicamente por medios naturales, en condiciones aeróbicas naturales o artificiales, durante un cierto tiempo de estancia o retención hidráulica. Su construcción consiste en preparar y adecuar un terreno con un suelo apropiado, que será excavado con las dimensiones, necesarias para albergar el volumen a almacenar. Tanto las paredes como el fondo de las zanjas deberán ser impermeables para impedir la filtración o fuga del agua almacenada, por lo tanto, si las características del suelo no son las adecuadas para esto, se deberán usar materiales impermeables que garanticen su estanqueidad.

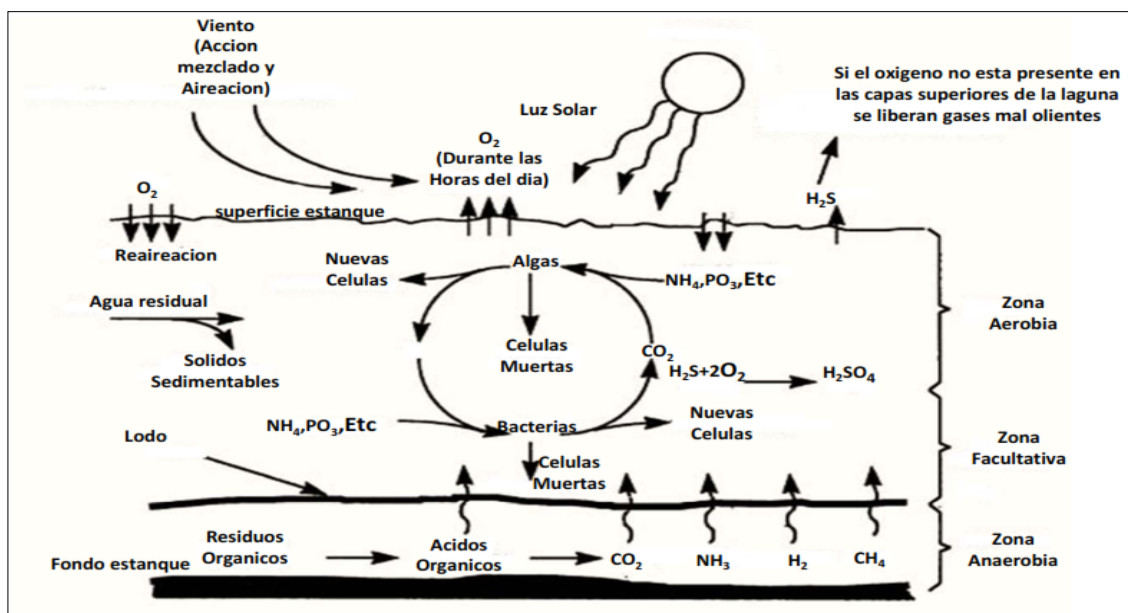
Ya que el tratamiento biológico a usar estará bajo condiciones aeróbicas el estanque requerirá de poca profundidad, comparadas con otros tipos de lagunas, estando este parámetro comprendido generalmente entre los 0,15m hasta los 1,50m. Esta amplitud de la profundidad del estanque se debe al fin perseguido por el estanque, valores bajos (0,15m-0,50m) son usados para maximizar la reproducción de las algas, mientras que valores más altos (0,50m-1,50m) son empleados para maximizar la producción de oxígeno por medios naturales en el interior del estanque. Al fijar o establecer la profundidad del estanque obliga a determinar el área del mismo por medio de la razón entre el volumen a almacenar y la profundidad selecciona, conllevando esto a usar grandes superficies de terreno (Tchobanogluos & L Burton, 1995).

Los objetivos que persigue una laguna aeróbica son la de remover la materia orgánica presente en las aguas residuales, eliminar los microorganismos patógenos que representan un

grave peligro para la salud pública, y la reutilización de las aguas tratadas en otros usos como el riego (Figura 44).

Figura 44.

Esquema de proceso biológico de una laguna aerobica.



Fuente: Reelaboración tomado de Tchobanogluos & L Burton, (1995).

El Tratamiento biológico usado en este estanque consiste en la combinación de algas y bacterias que ayudaran a biodegradar la materia orgánica aun presente en las aguas tratadas almacenadas en el estanque, con un periodo de estancia entre los 20 a 30 días. En estas lagunas se crea una especie de ciclo simbiótico entre ambos organismos como el mostrado en la Figura 45, en donde las bacterias y algas se encuentran en suspensión dentro del volumen de agua del estanque. Las algas son organismos capaces de producir oxigeno por medio de la fotosíntesis que unido a la aireación natural en la superficie del estanque, penetran al interior de la masa de agua por difusión, incrementando los niveles de

concentración del oxígeno en esta masa de agua, el cual es consumido por las bacterias en su ciclo vital y en la degradación de la materia orgánica, por otro lado, estos estanques reúnen las condiciones favorables para el surgimiento de una variada comunidad de especies biológicas, como los protozoos, algunos de los cuales ayudan a mejorar la calidad del efluente, así como de especies superiores como los rotíferos (Tchobanogluos & L Burton, 1995).

La remoción de la materia orgánica se produce mediante varias series de procesos y mecanismos biológicos, físicos y químicos complejos que se pueden categorizar en dos grandes grupos:

- Sedimentación de los sólidos en suspensión, que permite remover entre el 40% y 60 % de DBO_5 de la materia orgánica contenida en el agua residual efluente.
- Transformaciones biológicas que permiten la oxidación de la materia orgánica contenida en el agua residual.

Los procesos biológicos más importantes que tienen lugar en una laguna son:

1. Procesos de oxidación orgánica: ocurre a través del proceso de respiración de bacterias aerobias donde se digiere la materia orgánica, que se desdobla o descompone en subproductos más simples y al mismo tiempo se produce dióxido de carbono.
2. Generación de oxígeno: las algas presentes en contacto con el sustrato, y por efectos de la radiación solar, inician el proceso de la fotosíntesis, donde se consume el dióxido de carbono generado en la oxidación orgánica y obteniendo como resultado la producción de oxígeno y la generación de nuevas algas.

El diseño de estas lagunas, requiere tanto la adopción de un análisis teórico como el análisis de numerosas variables, muchas de ellas incontrolables y que influyen o afectan significativamente al funcionamiento normal, por lo que el diseño se vuelve complejo y se necesita el uso de factores de cargas, obtenidas en pruebas de plantas piloto controladas o de experiencias previas o de observaciones en otros sistemas en funcionamiento similares, siendo un parámetro de diseño importante la cantidad de oxígeno disponible, por fotosíntesis y por reaeración atmosférica en el volumen de agua, razón por la cual la carga contaminante a ser tratada deberá ser reajustada a este nivel de oxígeno disponible (Tchobanoglous & L Burton, 1995).

Así mismo el diseño deberá tomar en cuenta otros parámetros ambientales como:

- Temperatura: una variación excesiva de la temperatura de la masa de agua afecta al crecimiento normal de las bacterias, algas y microorganismos, influyendo sobre las reacciones físicas, químicas y bioquímicas que permiten la degradación de la materia. Por lo tanto, se hace necesario considerar las temperaturas extremas del sitio donde se implantará la construcción de la laguna.
- Evaporación: la pérdida de grandes volúmenes de agua en un periodo relativamente corto de tiempo, sobre todo en estaciones secas, altera la proporción de materia orgánica a degradar y disminuye el rendimiento del sistema, además permite la concentración de los sólidos conteniendo sales que se van depositando en el fondo aumentando la salinidad del efluente por lo que imposibilita otros usos del mismo.
- Lluvias: pueden afectar negativamente por un incremento en los niveles del agua y producir su rebose e inundar y afectar zonas cercanas a la laguna, por otra parte, produce

perturbaciones favorables, por el arrastre de los sólidos en el interior del volumen y que provoca una turbulencia en las capas superiores lo que permite una oxigenación adicional de la masa de agua.

- Vientos: su efecto es beneficioso, ya que favorecen la entrada del aire atmosférico, que por difusión, introduce oxígeno al interior, adicionalmente permite la mezcla vertical en el volumen del agua, y asegura una mejor distribución uniforme de la DBO, sin embargo fuertes vientos pueden provocar la generación de perturbaciones como olas en las superficies, que pueden producir el desborde de las aguas e inundar las zonas contiguas al estanque, además pueden arrastrar basura que puede caer sobre el estanque
- Radiación solar: la cantidad de luz solar, tanto la que llega a la superficie, como la que penetra en el estanque, debe ser la adecuada para que las algas presentes en el estanque puedan realizar la fotosíntesis y generar el oxígeno requerido por las bacterias y por las reacciones químicas, así mismo, los valores del pH del agua varían en función de esta actividad fotosintética de las algas.

Ventajas y desventajas

A continuación, se mencionarán las ventajas y desventajas de la utilización de las lagunas en el tratamiento de aguas residuales

Ventajas:

- Bajo Costo de Funcionamiento y de mantenimiento en comparación con otros sistemas de tratamiento, con operaciones de mantenimiento sencillas por lo que no requiere de personal calificado.
- Bajo o nulo costo energético, ya que este sistema no requiere de equipos tecnológicos de alto consumo energético.
- Costos constructivos razonables, siendo afectados principalmente por el costo del terreno, su conformación o adecuación y si el suelo requiere mejoramiento, sobre todo en caso que dicho suelo no sea impermeable.
- Vida útil entre 15 y 20 años de uso (Horizonte de diseño)
- Cuando el sistema está bien operado y mantenido se produce una total integración con el medio ambiente local.
- Las aguas tratadas con este sistema pueden ser usadas en otras actividades como el riego.

Desventajas

- Normalmente este sistema requiere de la disposición de grandes superficies de terreno para la construcción de los estanques.
- Sistema de tratamiento con un lento proceso de depuración.
- El funcionamiento del sistema está afectado por las condiciones climáticas locales, como la temperatura, lluvias, vientos y la radiación solar.
- El correcto diseño del sistema requiere de la estimación precisa de parámetros externos como la pluviometría, y el régimen local de vientos, parámetros de alto grado de incertidumbre, por lo cual el diseñador o el equipo de diseño debe ser personal altamente calificado y con experiencia.

- A pesar que las operaciones de mantenimiento son muy sencillas, requiere que se realicen siguiendo el programa de mantenimiento del mismo, ya que de lo contrario el sistema puede generar malos olores, ser fuentes de insectos que afectan al ambiente y entorno local.
- La presencia de materia en suspensión en el fluente por las altas concentraciones de organismos como el fitoplancton.

Como conclusión de este capítulo se tiene que los sistemas presentados en esta sección, permiten biodegradar la materia orgánica de los efluentes, por medio de complejas reacciones bioquímicas realizadas sobre esta materia, por la combinación de poblaciones microbióticas, como bacterias aeróbicas (Biofiltros y Biodiscos), o de bacterias y algas (lagunas aerobias), presentes en lechos fijos (Biofiltros, Biodiscos) o en suspensión (laguna aerobia) y en condiciones aeróbicas, La remoción es llevada a cabo por la acción conjunta o combinada del metabolismo biológico y de procesos físicos como la filtración (Biofiltros), mecánicos (Biodiscos) o la sedimentación (Lagunas aerobias). Por las características operativas los dos primeros sistemas, requieren un tratamiento adicional o posterior del agua tratada (Clarificación), mientras que, la laguna aerobia, se usa como complemento en la parte final de un tratamiento de aguas residuales, y aun cuando la descarga presenta alta concentración de microorganismo como el fitoplancton la calidad de las aguas tratadas permite ser usadas en otras actividades como en la agricultura. Todos estos sistemas tienen en común su relativa simplicidad y sencillez, razón por la cual generalmente no requieren el uso de equipos tecnológicos, que lo vuelven sistemas con relativo bajo costo de operación y mantenimiento.

3. Caso práctico

Una empresa del Caribe que produce bebidas requirió la instalación de una planta de tratamiento para sus aguas residuales, de manera que estas pudieran ser vertidas de forma segura a un recurso hídrico. Este efluente fue considerado mixto, pues se generaba en diferentes etapas del proceso productivo y presentaba las siguientes sustancias en su composición: azúcar, levadura, hollejos, residuos de almacenamiento, residuos de procesamiento y envasado, pegamento, residuos sólidos, soda cáustica, ácidos del lavado de botellas, grasas minerales, entre otras. Además, ni el caudal, ni la concentración de las sustancias contaminantes eran constantes, lo que representó un reto particular. Por lo que fue necesario diseñar un proceso de tratamiento de aguas residuales flexible que se adaptara a las particularidades de este efluente.

De manera que, el proceso de depuración se apoyó especialmente en el tratamiento biológico aerobio, pues este tipo de industrias presenta en sus efluentes una alta carga orgánica, empleándose un reactor SBR (del inglés *Sequencing Batch Reactor*) o reactor discontinuo secuencial, útil para tratar de forma económica, aguas residuales de origen industrial, que presenten altas cargas contaminantes.

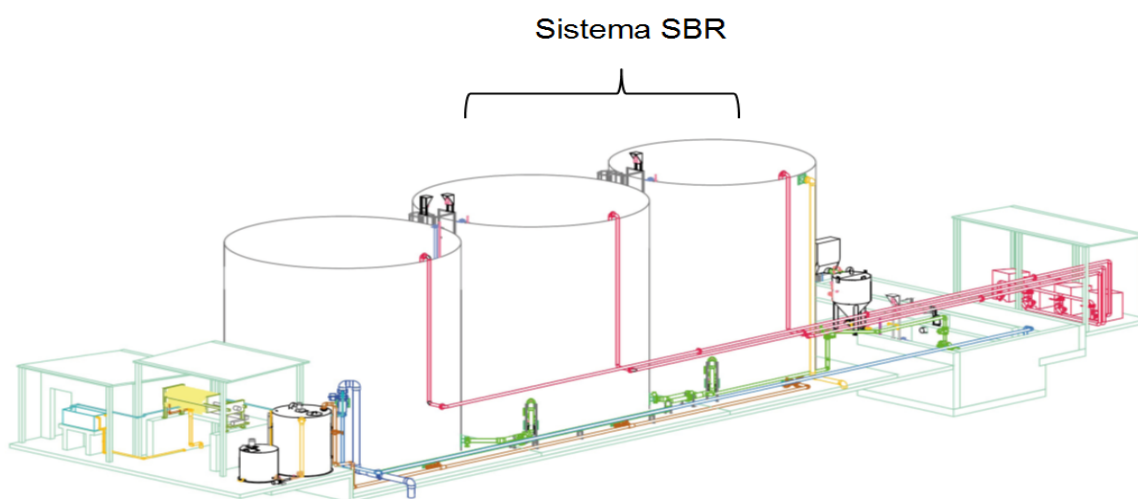
La planta de tratamiento instalada incluye las siguientes etapas (Figura 45):

- (a) Separación mecánica
- (b) Homogenización-neutralización
- (c) Sistema SBR
- (d) Tratamiento de lodos

Dentro del SBR las sustancias orgánicas que se diluyen son sintetizadas por los microorganismos presentes en el lodo activado, generando subproductos metabólicos inocuos, tales como agua, CO₂ y biomasa.

Figura 45.

Planta de tratamiento con sistema SBR



Fuente: Chriwa Umwelt-Systemtechnik und Service GmbH, 2011)

Inicialmente, el agua residual es llevada a un separador mecánico, a fin de que sean retenidas partículas sedimentables, grasas y aceites. Luego de esta etapa, se realiza la homogenización y la neutralización de la corriente de agua, para que la misma pueda ser enviada a la etapa de tratamiento biológico en el SBR para que las sustancias orgánicas diluidas sean sintetizadas por las bacterias de los lodos activados, y se generen subproductos metabólicos, tales como CO₂, agua, nueva biomasa, los cuales son inofensivos. En la última etapa de este tren de tratamiento, se realiza la separación de los lodos del agua, para que luego

del espesamiento, estos puedan ser dispuestos de manera segura y económica. La tecnología SBR instalada demostró ser muy efectiva y confiable, reportando como resultado, valores de DBO en el efluente muy por debajo del valor máximo permisible (Chriwa Umwelt-Systemtechnik und Service GmbH, 2011).

CAPITULO VI

TRATAMIENTOS ANAEROBIOS APLICADOS A LAS AGUAS RESIDUALES

1. Introducción

La investigación y el desarrollo en el Tratamiento Secundario han permitido el surgimiento y la aplicación de diversas tecnologías que usan procesos biológicos para la degradación y remoción de la materia orgánica en suspensión en los efluentes, la cual se logra por la ingesta y digestión de dicha materia orgánica por parte de poblaciones de microorganismos, tanto en entornos oxigenadas (aerobias), como en entornos sin oxígeno (anaerobias), según Tchobanogluos & L Burton (1995), un tratamiento biológico aerobio radica que un conjunto de comunidades de microorganismos aeróbicos, se van a encarga de transformar y descomponer la materia orgánica por medio de complejos mecanismos metabólicos.

De acuerdo a Chamy et al. (2018), el tratamiento anaerobio consiste en un proceso realizado por grupos de bacterias específicas que en ausencia de oxígeno transforman la materia orgánica o sustrato en una mezcla de gases, conocida como biogás y un residuo denominado lodo. Las tecnologías de tratamiento biológico anaeróbico, se utilizan, principalmente en corrientes residuales con elevadas concentraciones de materia orgánica, la cual es ponderado como la cantidad de Solidos Totales en Suspensión (STS), Demanda Química de Oxígeno (DQO) o Demanda Bioquímica Oxígeno (DBO); antes que un tratamiento biológico aeróbico.

Por lo anteriormente expuesto en el desarrollo del presente capítulo, se presentan los sistemas anaeróbicos más usados en el Tratamientos de aguas residuales, como lo son los Reactores de alta tasa, los Reactores UASB y las lagunas anaeróbicas. En cada uno de estos puntos se desarrollan y describen resumidamente los conceptos, las unidades o equipos utilizados y los criterios a considerar para determinar el tratamiento más adecuado según la caracterización de las aguas residuales.

2. Tratamientos anaerobios

El tratamiento de efluentes sin presencia de oxígeno permite un mejor control del proceso de degradación del sustrato, por tanto, los resultados a obtener son predecibles y aprovechables desde la utilización del gas metano como energía hasta la obtención de fertilizantes orgánicos. La degradación química que sufre el sustrato por medio del ataque de las bacterias facultativas anaeróbicas heterotróficas donde el ácido acético se transforma en metano más dióxido de carbono hace a los tratamientos anaeróbicos sustentables en el tiempo. La investigación y desarrollo en el tratamiento biológico a través de procesos anaerobios, han creado sistemas tecnológicos como reactores de alta, UASB, lagunas anaerobias y de otros procesos que implican filtros o membranas que atrapan químicamente y selectivamente los átomos del residuo que se desea eliminar, por lo que son altamente efectivos para la disminución de la carga orgánica del efluente (Van Haandel & Van Der Lubbe, 2012).

Una de las ventajas de los tratamientos anaeróbicos es que las condiciones del mismo son controladas desde el arranque y con el constante monitoreo del efluente se puede garantizar una eficiencia en la depuración del agua a tal punto que la salida de esta sean seguras para el

ambiente. Lo opuesto a este beneficio, es el alto costo que ameritan las instalaciones de los reactores y tecnologías para su control, lo que hace ser utilizables solo cuando el flujo de carga es muy alto y constante en sus impurezas. Adicionalmente, el uso de estructuras cerradas, de capacidad limitada indican que el diseño de las estructuras o reactores deben ser acordes al efluente a tratar, por lo que depende de la caracterización de las aguas residuales para establecer cual unidad debe ser utilizada, si es necesario el uso de un agitador o flujo ascendente o membranas inertes a la materia orgánica, lo que conlleva a clasificar los tratamientos anaeróbicos según el tipo de reactor a usar (Van Haandel & Van Der Lubbe, 2012).

2.1 Reactores de alta tasa

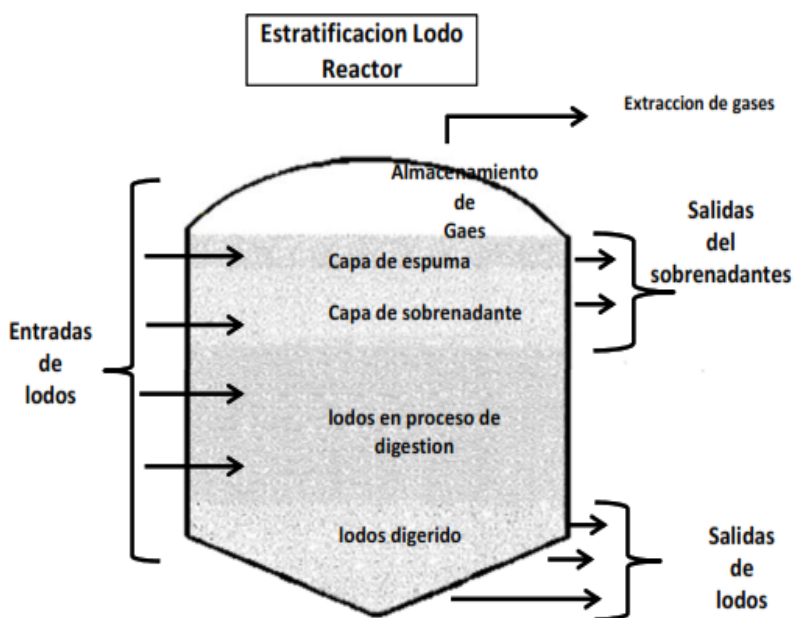
La alta carga de materia orgánica demandante en las aguas residuales ha priorizado un tipo de unidades de tratamiento que permita no solo obtener aguas purificadas, sino que genere algún subproducto que puede ser utilizado dentro de los procesos, para así estrechar los costos adicionales que conlleva un adecuado tratamiento de agua. Por esta razón se han desarrollado múltiples tecnologías y unidades cerradas o tanques, llamados reactores, que contienen incorporados dispositivos para facilitar la operación o el proceso biológico en su interior y en donde se mantiene un flujo ascendente o descendente y constante del influente con la materia orgánica o sustrato a ser eliminado, por la población microbiana que reside y crece en un medio fijo (lecho fijo de lodo) o en suspensión (lecho de lodo expandido o fluidizado), bajo condiciones de nula presencia de oxígeno disuelto en el fluido o condiciones anaeróbicas (Tchobanogluos & L Burton, 1995).

En los reactores de alta tasa, la eficiencia en la remoción de la carga orgánica depende estrictamente tanto de la formación de una biopelícula granular pastosa (lodo), que contiene

a los microorganismos anaeróbicos, y del contacto o interacción entre la materia orgánica y dicha biopelícula, que en el caso de los lechos expandidos se va estratificando como se muestra en la Figura 46.

Figura 46.

Esquema de Estratificación en un Reactor de Lecho Expandido.

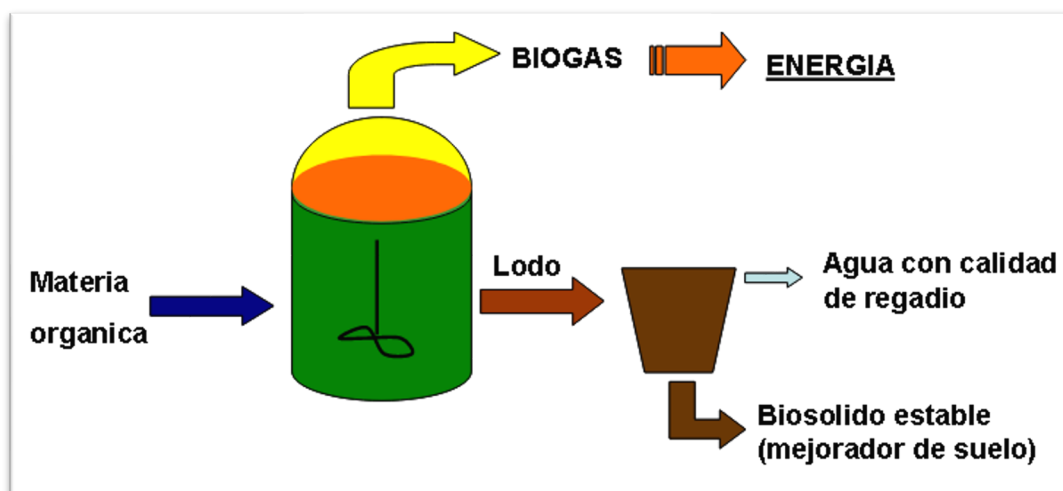


Fuente: Tchobanogluos & L Burton (1995).

Según Chamy et al. (2018), el proceso básico de los reactores anaeróbicos se muestra en la Figura 47, donde se reflejan dos salidas del reactor, una con el biogás o biocombustible, con alto contenido de metano, y una segunda salida con un efluente de lodo rico en compuestos como nitrógeno, fosforo y potasio.

Figura 47.

Esquema general de un biorreactor anaeróbico.

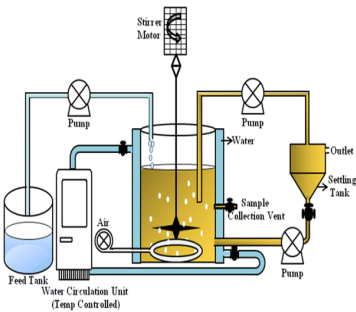
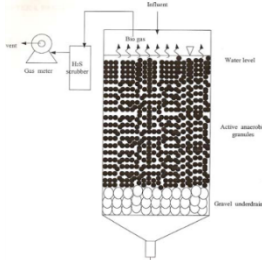
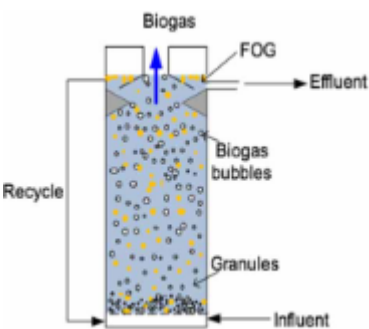


Fuente: Chamy et al. (2018).

Dependiendo de la composición bioquímica del agua residual se disponen de las unidades cerradas para su tratamiento, ya que, si presenta sólidos o carga microbiana propia del efluente que interrumpa con el tratamiento, o por el contrario sólido suspendido que no reaccionen, entonces, es necesario ejercer agitación dentro del reactor. A manera de resumen, se dispone en la Tabla 5, mostrada a continuación, los siguientes reactores anaeróbicos de alta tasa más usados:

Tabla 5.

Resumen de Reactores de Alta Tasa.

Reactor		Descripción	Imagen	Fuente
Siglas	Nombre			
CSTR		Su agitación es constante para producir el efecto purificador ya que al estar cerrado, el efluente en constante movimiento con la biomasa se garantiza una salida de flujo de agua de características controladas.		Pugazhendi et al (2017)
Nombre en Ingles	Tanque			
Completely Stirred Tank Reactor	agitado continuo			
	Digestor de Lecho Fijo	Posee un lecho fijo, conocido como Biofiltros, cuyo material permite fluir desde arriba de la unidad donde está la biomasa adherida el efluente, garantizando el contacto necesario para su purificación.		Lim, n f
EGSB		Los reactores de lodo granular expandido son considerados como una evolución de los reactores UASB. Poseen dos zonas de tratamiento, en la parte inferior del reactor ocurre la digestión anaeróbica, mientras que la zona superior ocurre la sedimentación. La biomasa se mantiene en suspensión.		Basitere et al. (2020)
Nombre en inglés	Lecho expandido de flujo			
Expanded Granular Sludge Bed	ascendente o fluidizado			

Fuente: Elaboración propia, (2023).

Para el criterio de selección del reactor de alta tasa se debe considerar el potencial de carga hidráulica y orgánica el cual depende de: la cantidad de biomasa activa por unidad de volumen que puede ser retenida en el interior del reactor, la oportunidad de contacto entre esta biomasa y el efluente entrante, y la difusión del sustrato con la biomasa. Una limitación

en reactores de flujo ascendente, se refiere al hecho que los gránulos o flóculos del lodo tiende a flotar a velocidades de flujo altos, esta limitación se aplica también a reactores con biomasa incorporadas como las de lecho fijo y de contacto biológico rotativo. Esta situación provoca que estos reactores tengan una baja capacidad de retención de la biomasa por unidad de volumen, en comparación con reactores que tengan espesores de biopelícula controlado o con grandes áreas superficiales donde se encuentra fija la biomasa. Además, los reactores EGSB han demostrado tener mejor contacto entre la biomasa y el efluente entrante, sin embargo, la difusión interna del sustrato está restringida por la alta velocidad ascendente del fluido (Goli et al., 2019).

Múltiples factores influyen en la selección de un biorreactor anaeróbico, como las fluctuaciones en la carga hidráulica o en la carga orgánica del efluente, la presencia de sustancias tóxicas que pueden disminuir o matar a la población bacteriana, la energía requerida para el funcionamiento, los costos de construcción, costos de operación y mantenimiento, o el espacio físico disponible para la implantación o construcción del sistema, por esta razón las empresas prefieren tecnologías que necesiten un área mínima para funcionar y que tengan bajos costos de operación y mantenimiento, ya que este proceso es capaz de realizarse a altas cargas tanto de materia orgánica como hidráulicas e idealmente requiere de una mínima operación y mantenimiento. Sin embargo, para una aplicación particular, se debe realizar una evaluación sistémica, para determinar la mejor configuración del reactor dentro del circuito de circulación existente de las aguas residuales. (Goli et al. 2019). En la Tabla 6, que se muestra a continuación, se describen las ventajas y desventajas de cada reactor mencionado, para así comprender las limitaciones de cada uno y entender el diseño del mismo.

Tabla 6.

Ventajas y Desventajas de los Reactores de Alta Tasa.

Tipo Reactor	Ventajas	Desventajas
Digestión Anaeróbica	• Menor requerimientos de Energía • Menor generación de lodos • Producción de Metano puede ser utilizado como fuente de calor o como fuente de alimentación • Pocos requerimientos para Nitrógeno (N) y Fósforo (P) • Lago de organismos patógenos • Pocos requerimientos de espacios • Costo efectivo • Alta eficiencia de remoción	• Alto costo capital • Largos períodos de arranque • El estricto control de las condiciones funcionamiento • Mayor sensibilidad a las cargas variables y choques orgánicos • Baja tolerancia a compuestos tóxico
Tanque agitado continuo	• Sin retención de Biomasa • Alta eficiencia de remoción • Operación continua • Razonable control de temperatura • Se adapta fácilmente a las ejecuciones de dos fases. • Control razonable • Fácil de operar • Menor costo de operación • Fácil de limpiar	• Muy baja conversión de materia orgánica por unidad de volumen • La derivación y canalización probablemente con un débil rendimiento de agitación
Filtros anaeróbicos de flujo ascendente	• Altas tasas de carga orgánica • Cortos tiempos de retención hidráulica • Alta eficiencia de remoción • Es estable a cargas variables y choques orgánicos. • No requiere energía eléctrica para su funcionamiento • Menor producción de lodos, el cual está estabilizado • Alta eficiencia de remoción	• Requiere un buen diseño y construcción • Baja reducción de patógenos y nutrientes • El efluente y los lodos requieren tratamientos posteriores o una adecuada descarga • Hay riesgos de atascamiento u obstrucción dependiendo del pre tratamiento y tratamiento primario del efluente • Dificultad para la remoción y limpieza del medio filtrante atascado
Digestor de Lecho Fijo	• Alta eficiencia de remoción	• Región saturada • Difícil de diseñar con precisión

Fuente: Goli y otros (2019).

Tabla 6 (Continuación).

Ventajas y Desventajas de los Reactores de Alta Tasa.

Tipo Reactor	Ventajas	Desventajas
Lecho extendido o fluidización	• Alta eficiencia de remoción • Se puede controlar y optimizar el espesor de la biopelícula • Se pueden remover las obstrucciones del lecho • Baja carga hidráulica • Mayor área superficial • Bajo costo capital	• Problemas de canalización • Bombeo • Retención de gas
Contacto anaeróbicos	• Alta eficiencia de remoción • Varios rangos de temperatura • Sin requerimientos de oxígeno • El eteno es un subproducto final útil	• Largos tiempos de retención hidráulica • Pobres propiedades de asentamiento

Fuente: Goli et al. (2019).

Estos autores proponen un baremo para la selección adecuada del reactor, que se refleja en la Tabla 7 mostrada a continuación, donde los factores a considerar son los componentes operacionales, la energía utilizada, costo de capital, costo de mantenimiento y el área a utilizar.

Tabla 7.*Factores recomendados para selección de un biorreactor.*

Factores	Orden de Selección
Competencia Operacional	Lecho Fijo<UASB<RBC<Lecho expandido
Consumo de Energía	UASB<lecho fijo<EGSB<Lecho Expandido<RBC
Costos Capital, Terreno disponible, Operación y mantenimiento	RBC<lecho fijo<UASB<EGSB<Lecho expandido

Fuente: Goli et al. (2019).

Adicionalmente, se reflejan en la Tabla 8 los rangos de valores de algunos parámetros de rendimiento, en condiciones ideales, de algunos de los reactores tratados en esta sección, lo que es necesario considerar para determinar cuál es la unidad más adecuada para el tratamiento del efluente de carga.

Tabla 8.*Parámetros de Rendimientos de Reactores Anaeróbicos*

Reactor		Demanda Química de Oxígeno		Tiempo de Retención Hidráulica		Carga Orgánica		Remoción Demanda Química de Oxígeno	
		DQO entrada		TRH					
		Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.
		mg/l	mg/l	H	H	g DQO/l día	g DQO/l día	%	%
Contacto Anaeróbico		1500	5000	2	10	0.48	2.40	75	90
Lecho Expandido	EGSB	5000	10000	5	10	4.80	9.60	80	85
Lecho Fijo		10000	20000	24	48	0.96	4.80	75	85

Fuente: Tchobanogluos & L Burton (1995).

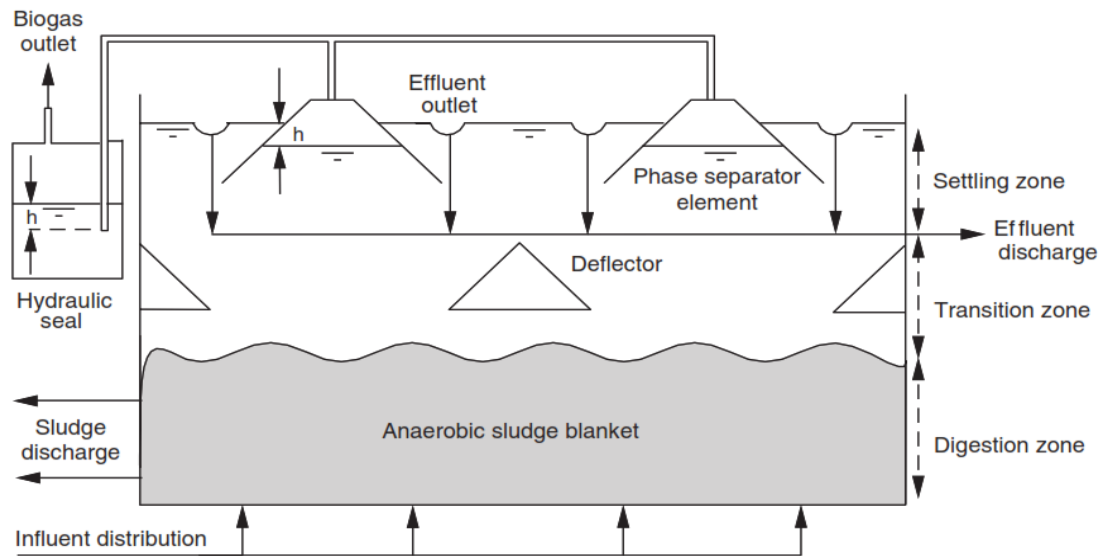
2.2 UASB

Reactor UASB, siglas del inglés *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente) fue desarrollado en la década del 70 del siglo pasado, por un equipo encabezado por el Doctor Gatze Lettinga de la Universidad Holandesa de Wageningen, para el tratamiento de aguas residuales industriales del sector azucarero alemán y después de un proceso de mejora de varios años, su uso se extendió al resto del sector agroalimentario mundial, que manejan una carga o concentración de materia orgánica mediana y alta, que será depurada o tratada en un periodo de retención hidráulico relativamente corta (4 horas).

Este reactor es un biorreactor anaeróbico que consiste en un tanque, fabricado con materiales resistente y adecuadamente diseñado, y en el cual las aguas residuales son ingresadas continuamente, con un flujo ascendente, ingresando el líquido por la parte inferior, y continua fluyendo a una baja velocidad a través del cuerpo del tanque y saliendo por su parte superior, este flujo ascendente es usado tanto para evitar la colmatación de las capas de lodos que se van formando en el interior del tanque, como para promover la mezcla continua, que la produce el movimiento del líquido y por el ascenso de las burbujas de gas. Internamente hay incorporados varios accesorios para facilitar el proceso de la digestión como se muestra en la Figura 48. (Tchobanogluos & L Burton, 1995).

Figura 48.

Esquema de un Reactor USBD.



Fuente: Van Haandel & Van Der Lubbe (2012).

El proceso en este reactor requiere que el interior del mismo este conformado por las siguientes zonas (Arango Bedoya & E Sousa, 2009):

- Zona de entrada en donde el efluente es distribuido casi uniformemente en la base del tanque reactor y dirigido verticalmente hacia arriba, encaminándolo hacia la zona de digestión.
- Zona de digestión que abarca la parte media del cuerpo del estanque y donde el efluente debe traspasar capas de lodo que contienen bacterias anaeróbicas, que se van formando, sedimentando y estratificando con el paso del tiempo y en donde una parte de la materia orgánica será degradada y descompuesta y otra parte convertido en biogás.

- Zona de sedimentación ubicada en la parte superior del tanque, y en donde por medio de un separador trifásico tipo baffle, ocurre la separación de la fase líquida (efluente tratado) la cual es extraída por una tubería de salida, la fase gaseosa (Biogás) la cual es conducida y expulsada por un sistema de recolección de gases y de la fase sólida la cual es obligado a sedimentar y regresar a la zona de digestión para ir conformando las capas de lodo en la parte inferior de esta zona.

Para que el sistema trabaje adecuadamente y óptimamente el efluente a tratar debe ser pretratado, usando operaciones preliminares como la eliminación de grasas y aceites, desarenado, corrección del pH, y otras que mejoren la calidad del influente y no dañen o provoquen la muerte del cultivo bacteriano usado en el biorreactor (Van Haandel & Van Der Lubbe, 2012).

Este reactor genera continuamente lodos que se estabilizan en medio húmedos en el interior de tanque, por lo que en su descarga tendrá un alto contenido de humedad que deberá ser adecuadamente deshidratado. Una de las ventajas de este sistema, es que está diseñado para soportar las sobrecargas tanto de la carga orgánica como la de caudales, así como también de las fluctuaciones de temperatura y la del pH del afluente. Así mismo la concentración elevada de biomasa en este reactor vuelve al sistema más resistente a la presencia de sustancias tóxicas. Por otra parte, permite un diseño modular que puede ser configurado e integrado a los requisitos o necesidades del tratamiento de las empresas o usuarios.

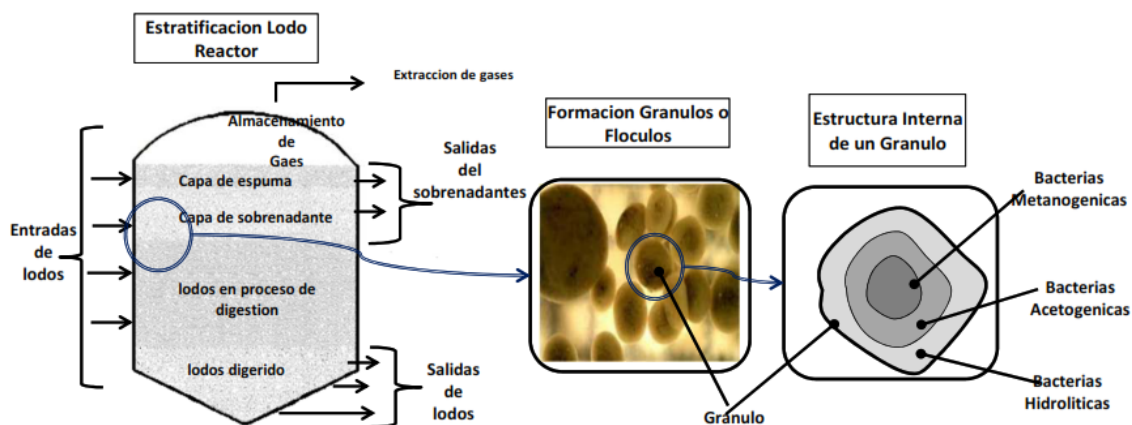
El lodo granular constituye la pieza central de este proceso, el cual se va formando bajo un régimen hidráulico de flujo ascendente constante durante la depuración del influente.

(Figura 49), por la agregación o agrupación de los microorganismos, que van originando una especie de biopelícula. Por la ausencia de un soporte y bajo las condiciones del régimen hidráulico impuesto, se genera un ambiente selectivo en donde sólo los microorganismos capaces de anclarse a otros sobrevivirán y proliferarán, configurando unas partículas sólidas, densas y compactas dentro de la biopelícula, llamadas gránulos, que tendrán un tamaño generalmente entre los 0,5 a 2 mm de diámetro.

Estos gránulos compactos permiten altas aglomeraciones de microorganismos activos, que se irán estratificando por capas, donde una de esas capas estará compuesta en el centro por agregados de Methanosaeta, y otros organismos metanógenos, como Methanothrix y Methanosarcina. En la siguiente capa estarán ubicados de forma simbiótica otros organismos productores y consumidores de hidrógeno. Por esta razón la biopelícula es resistente al lavado del sistema de reacción, y puede soportar altas cargas hidráulicas, facilitando con esto el tratamiento de grandes cargas volumétricas en los reactores (Tchobanogluos & L Burton, 1995).

Figura 49.

Esquema de Formación de Lodo en Reactor UASB.



Fuente: Reelaboración tomado de Tchobanogluos & L Burton (1995).

Un gramo en peso seco de este lodo puede catalizar y convertir un rango de materia orgánica entre los 0,50g a 1,00 g de DQO al día. Según Crites & Tchonaboglous, (2000) el tiempo de retención hidráulica va entre 4 a 12 horas para un reactor UASB cuya demanda química de oxígeno este alrededor de 5000 mg/L. Estos parámetros se mencionan en la Tabla 9.

Tabla 9.*Parámetros de rendimiento reactor UASB*

Reactor	Demanda Química de Oxígeno		Tiempo de Retención Hidráulica		Carga Orgánica		Remoción Demanda Química de Oxígeno	
	DQO entrada		TRH					
	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.
	mg/l	mg/l	H	H	g DQO/l día	g DQO/l día	%	%
Anaerobio de Flujo Ascendente UASB	5000	15000	4	12	4	12.00	75	85

Fuente: Tchobanogluos & L Burton (1995).

2.3 Laguna Anaeróbica

Es un estanque subterráneo, que se construye para el tratamiento de efluentes, con una alta carga o contenido orgánico, la cual debe ser degradado o descompuesto, por la acción bioquímica de varios microorganismos, que se encuentran, en suspensión y dispersos en la masa de agua (bacterias facultativas) o fijas en el fondo del estanque (bacterias anaeróbicas), bajo condiciones mayormente anaeróbicas, por esta razón la profundidad de dicho estanque es mayor que la profundidades de las estanques aerobios, facultativos y de maduración, estando comprendido generalmente en un rango entre los 3m y 5m (Tchobanogluos & L Burton, 1995).

Al ser un tanque profundo, tendrá una superficie o área mucho menor que los otros tipos de estanques ya citados, por lo que sus dimensiones en planta requerirá un área pequeña, por otra parte y dependiendo de cuan profundo es el estanque se pueden crear en el interior del volumen de agua dos zonas diferentes, como las mostradas en la Figura 50, con una zona superficial aeróbica de muy poco espesor, y donde hay presencia de oxígeno que penetra por

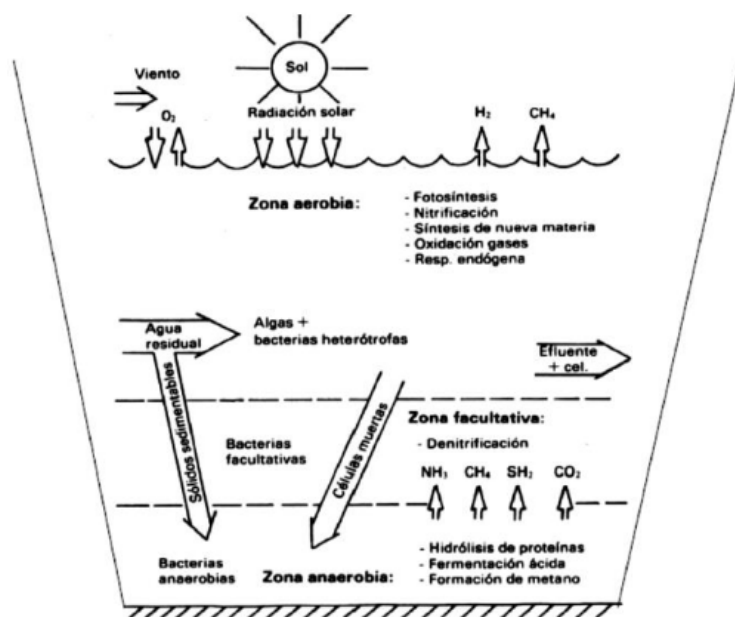
la aireación atmosférica de la superficie; y una zona anaeróbica de gran espesor donde no hay presencia de oxígeno ni de microorganismos aeróbicos, por esto la descomposición es realizada exclusivamente por la combinación de microorganismo facultativos y anaeróbicos.

La descomposición de la materia orgánica pasa primero por la etapa de licuefacción, donde las bacterias facultativas la hidrolizan, convirtiendo los carbohidratos y gases en ácidos grasos, las cuales por medio de la etapa de Gasificación las bacterias anaeróbicas convierten estos carbohidratos en gas Metano (CH_4) y posteriormente el carbono orgánico (C) se transforma en dióxido de carbono (CO_2) (Cortez et al., 2017).

La reducción y remoción de la carga orgánica se logra a través de dos mecanismos como la degradación metabólica, producida por el consumo, la digestión y la asimilación, por parte de los microorganismos de una gran parte de la materia orgánica. Esta acción metabólica sobre la materia, la transforma en subproductos más simples que son asimilados para el funcionamiento, crecimiento y formación celular o almacenada para un uso posterior por parte de las bacterias, o es transformada en gases como Dióxido de Carbono(CO_2), Metano (CH_4), ácidos orgánicos y otros subproductos gaseosos, que son liberados al medio acuoso. Otro mecanismo de depuración es la precipitación tanto de la materia no consumida, como de las bacterias muertas que caen y se precipitan juntos, formando un sedimento en el fondo del estanque (Tchobanogluos & L Burton, 1995).

Figura 50.

Esquema Laguna o Estanque Anaeróbico.



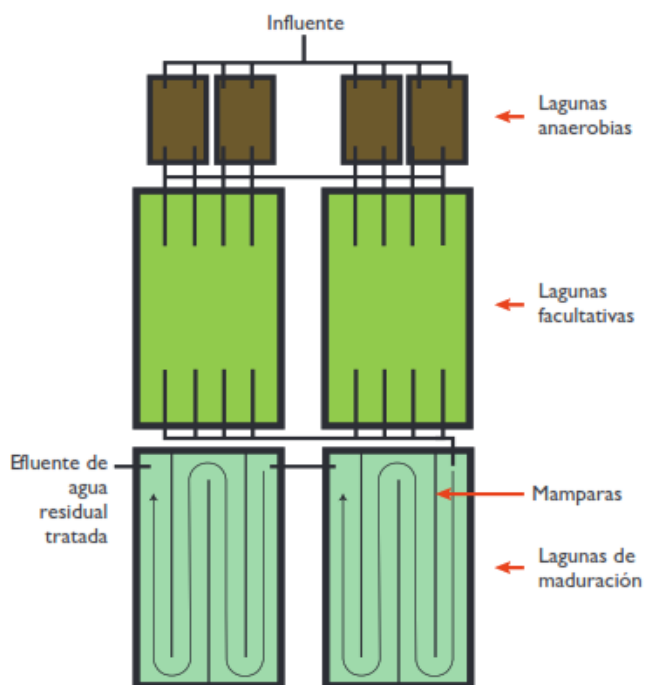
Fuente: Guayacundo Bernal (2021).

Dependiendo de las necesidades del sistema de tratamiento de las aguas residuales, este estanque puede ser un estanque individual o un grupo de estanques, que puede estar ubicado al principio del sistema, o en otra posición, así como también puede estar configurado en serie o en paralelo, junto con otros tipos de estanques, conformando una unidad de estanques de depuración. En el caso que se encuentre al principio se designara estanque primario, porque es la primera operación del proceso en recibir el efluente crudo o sin tratar, y al tener la ventaja de recibir efluentes con alta carga orgánica, su función principal en esta condición será la de reducirla, para adecuarla y transferirla a los posteriores procesos de depuración. En el caso que este estanque reciba un efluente con tratamiento previo, se designara como

estanque secundario. De requerirse una unidad de estanque de depuración, generalmente estará conformado por una combinación de estanques empezando, con un estanque Anaeróbico, Facultativo y Maduración, configurado en serie y de haber más de una unidad pueden estar conectados en paralelo como se muestra en la Figura 51 (Cortez y otros, 2017).

Figura 51.

Esquema Configuración Unidad de Estanques Depuradores.



Fuente: Cortez et al. (2017).

El diseño de un estanque anaeróbico, requiere tanto de un análisis empírico como de un análisis teórico racional. En un análisis empírico se obtienen valores de los parámetros de diseño basados en observaciones a estanques muy similares a lo que se desea proyectar. Por otro lado, en un análisis teórico racional se usan estudios de laboratorios para determinar los parámetros de los procesos que ocurren en el estanque y se obtienen correlaciones matemáticas entre estos parámetros y los parámetros de calidad del efluente requerido a la salida del tanque. Este análisis requiere el fundamento de un modelo teórico que para los estanques anaeróbicos pueden basarse en el método sudafricano o el método de la retención hidráulico (Cortez et al., 2017). Han sido ampliamente usados varios métodos de diseño simplificado el cual usan al parámetro DBO_5 como parámetro de diseño, como los siguientes:

- Método de la carga Volumétrica, expresada como $\frac{gDBO_5}{m^3 \text{ día}}$, con valores recomendados por diversos autores como: Bradley & Segerra proponen un rango entre 40 y $250 \frac{gDBO_5}{m^3 \text{ día}}$, mientras que Cooper sugiere uno valores entre 200 y $500 \frac{gDBO_5}{m^3 \text{ día}}$.
- Método de la carga superficial, expresado como $\frac{gDBO_5}{Ha}$, con valores sugeridos por investigadores de organismos como: EPA en un rango entre 220 y $1100 \frac{gDBO_5}{Ha}$, Yáñez indica valores inferiores a los $1000 \frac{gDBO_5}{Ha}$
- Método de retención hidráulico expresado en días, según los autores Mallina y Ríos proponen valores entre 2 a 5 días, Eckenfelder sugiere de 30 a 50 días.

Por otro lado, los estanques son estructuras hidráulicas, con una masa de agua en condiciones anaeróbica que, sumado a las condiciones y parámetros hidráulicos requeridos, complican tanto el análisis y el diseño hidráulico del mismo. Sin embargo, se pueden establecer algunas de las siguientes consideraciones que el diseño debe seguir (Cortez et al., 2017):

- Se debe evitar la formación de zonas de estancamiento, donde disminuye o se anula el flujo interno del efluente por que se disminuye tanto el volumen útil o disponible como el área de trabajo del estanque, lo que crea condiciones para la generación de malos olores y se reduce considerablemente la eficiencia o tasa de remoción de la materia orgánica del estanque. Para disminuir esto, se deben crear canales internos, que permitan distribuir más uniformemente el efluente y aumente la mezcla del mismo.
- Como el mecanismo de reducción y remoción de la materia orgánica recae fundamentalmente en el metabolismo microbiano, deberá tomarse en cuenta los siguientes factores que afecten o perjudiquen a la flora bacteria presente en el estanque:
 - ✓ Temperatura ambiental, a mayor temperatura, mayor será el crecimiento de los microorganismos y a menor temperatura, se reducirá o anulará la fauna bacteriana
 - ✓ Nivel de pH del agua, ya que las bacterias toleran reducidos rangos de pH, valores bajos causa la muerte de los microorganismos.
 - ✓ Presencia de sustancias inhibidores o toxicas. La presencia de metales pesados, sulfatos, y otros compuestos tóxicos causaran la muerte y disminución en la población bacteriana.

Como resultado de esta descomposición se obtienen además del agua tratada con mejor calidad, que puede ser reutilizada, otros subproductos como el biogás que tiene un elevado poder energético para ser usado como fuente de energía, y un lodo estabilizado conformado

por la precipitación tanto de la población microbiana como la de los sólidos no digeridos, el cual puede ser usado tanto en la agricultura como en la recuperación de suelos degradados, pobres o con carencia de materia orgánica. Por las características descritas anteriormente, esta tecnología tiene un alto rendimiento, con obtención de subproductos con valor económico, y amigable con el medio ambiente, que lo vuelve un sistema con prestaciones en diversas industrias que requieran el tratamiento de sus aguas residuales.

Como conclusión de los beneficios del uso de los sistemas anaeróbicos presentados en este apartado, el desarrollo tecnológico, relativamente económico de los reactores de digestión anaerobia permiten el tratamiento y la depuración controlada, en un espacio compacto y en un tiempo relativamente corto de volúmenes de aguas residuales con alta y mediana concentración de materias orgánicas en suspensión, las cuales están conformada por complejas moléculas que son degradadas y descompuestas por la digestión biológica de microorganismos como bacterias, bajo condiciones anoxias.

3. Caso práctico

En el pueblo rural y montañoso de Machala, Provincia del Oro, en el Ecuador se requería instalar una planta de tratamiento para las aguas residuales, pues en el mismo no existía un sistema de alcantarillado integrado, de manera que, la contaminación producida hacia los cuerpos de agua era preocupante, ya que las descargas de aguas servidas iban a los esteros y aguas de mar, trayendo consecuencias en las especies marinas y asentamientos cercanos. Para lo cual, era necesario encontrar una alternativa técnica eficiente, funcional y económica que se

adaptase a las características del efluente y a las condiciones geográficas, topográficas y climáticas de la zona (Tinoco Sáenz & Espinoza-Correa, 2017).

Esta población se encuentra situada en tierras bajas próximas al golfo de Guayaquil, en entre 0 y 12 msnm, ocupa una superficie de 40 km², y posee un clima semiárido cálido con una temperatura ambiental promedio de 26 °C. Inicialmente se realizaron estudios topográficos del terreno donde se ubicaría la planta de tratamiento y pruebas de infiltración, a fin de determinar la permeabilidad del mismo, obteniendo como resultados que el suelo seleccionado era de baja permeabilidad y el nivel freático de este era de 1,42 m.

Se evaluaron tres diferentes tecnologías para determinar cuál de estas era la más viable para ser aplicada en la población rural, entre las cuales estuvieron: (i) Sistema con Tanque Séptico y Filtro Anaerobio, (ii) Sistema Anaerobio de Flujo Ascendente, y (iii) Sistema de Lagunas de Estabilización. Obteniendo como resultado de esta evaluación que la tecnología más económica en su instalación y mantenimiento, y que, además, resultó ser la más adecuada al tipo de suelo, fue el Sistema Anaerobio de Flujo Ascendente. Siendo descartadas las otras dos alternativas, puesto que no se adaptaban al tipo de suelo y requerían para su instalación áreas planas muy extensas, las cuales no se disponen en esta comunidad rural.

En el diseño, la planta de tratamiento constó de tres fases diferenciadas: (i) el tratamiento preliminar, (ii) el tratamiento primario y (iii) el tratamiento secundario. El tratamiento preliminar tiene el objetivo de retener los sólidos gruesos mediante una rejilla, y las grasas a través de una trampa. El tratamiento primario consistió en un tanque séptico con capacidad para tratar el agua durante tiempos de retención mínimos de 6 horas, y así lograr la separación de las aguas en dos fases: una en la parte superior en forma de capa flotante espumosa constituida por aceites y

sólidos flotantes, y la otra fase en el fondo, constituida por materia orgánica, en la cual se producirá proceso inicial de descomposición, reducción de sólidos y generación de metano.

El tratamiento secundario consistió de un Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente contenido dentro de una recámara de hormigón, y compuesto por una estructura filtrante de base granular, en capas, que disminuye de tamaño, de acuerdo a la tendencia ascendente del flujo. Estando conformadas de la siguiente manera:

1era capa: grava de 19-25 mm, de 30 cm de altura.

2da capa: grava de 13-19 mm, de 30 cm de altura.

3era capa: grava de 6-13 mm, de 30 cm de altura.

4ta capa: grava de 3-6 mm de 30 cm de altura.

5ta capa: grava de 1,6-3 mm de 35 cm de altura.

Este tipo de filtro permite la liberación de hierro, manganeso, sólidos y mesófilos contenidos las aguas residuales. Finalmente, se instaló el Sistema y se obtuvo una alta eficiencia en remoción de materia orgánica con producción de metano y remoción de DBO_5 entre un 46 y un 68%, además de eliminación de hierro, manganeso, sólidos suspendidos y mesófilos, resultando ser un sistema altamente eficiente en el tratamiento de aguas residuales generadas en comunidades rurales (Tinoco Sáenz & Espinoza-Correa, 2017).

CAPITULO VII

ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO

1. Introducción

De acuerdo a la Organización Mundial de la Salud (OMS), el agua presenta contaminación cuando haya sufrido una modificación en su composición original, por lo que no cumple con los requisitos para su uso. El agua proveniente de cuerpos naturales es susceptible de ser contaminada generalmente por acciones humanas. Las aguas residuales son las que han sido utilizadas para diversos usos domésticos, urbanos, industriales o agrícolas y también las que proceden de la lluvia y caen al sistema de alcantarillado. Su composición puede variar dependiendo de su procedencia y pueden estar constituidas por materia orgánica, aceites, grasas, nitrógeno, fósforo, cloruros y metales pesados.

Los principales contaminantes que generalmente se buscan remover de las aguas residuales son, en primer lugar, los sólidos, esto debido a su impacto visual, luego, la materia orgánica por la gran concentración de oxígeno que se necesita para su estabilización, también se busca eliminar nutrientes como el fósforo y el nitrógeno debido a su impacto en el equilibrio de los ecosistemas acuáticos y finalmente, los microorganismos por la posible transmisión de enfermedades por agentes patógenos (iAgua, 2020).

El nitrógeno es un importante nutriente para el crecimiento de plantas y animales, además, cerca del 80% de la atmósfera terrestre se compone de nitrógeno, el cual es clave para las

proteínas y células. En las aguas residuales, la mayoría del nitrógeno presente, proviene de las actividades humanas, tales como la preparación de alimentos, aseo personal y excrementos (Innotec, 2021).

Materiales nitrogenados pueden entrar en el medio acuático, ya sea de fuentes naturales o causados por el hombre. La delimitación adecuada de estas fuentes a menudo puede verse empañado, ya que las aparentes cantidades procedentes de fuentes naturales pueden incluir nitrógeno generado por la actividad humana. En consecuencia, algunos efectos indeseables significativos resultan del nitrógeno acumulado en el ecosistema acuático. La calidad del agua puede verse afectada y los posibles usos beneficiosos de los cuerpos de agua naturales pueden verse reducidos (EPA, 2023).

Diversas son las razones que justifican la eliminación de los compuestos nitrogenados que están en el agua residual antes de ser liberadas en los cuerpos de agua, entre ellas destacan las siguientes: el nitrógeno unido al fósforo, impacta notablemente sobre los cuerpos de agua, debido a que pueden influir en el equilibrio de los ecosistemas del agua, otra razón son los procesos de eutrofización y el aumento de toxinas que impactan a los ecosistemas y a la salud de las personas. Adicionalmente, los compuestos nitrogenados requieren una demanda de oxígeno, bajo condiciones ambientales favorables, estos compuestos se transforman en nitrógeno amoniacal, los cuales se oxidan primero a nitrito y luego a nitrato, indicativo de una demanda de oxígeno, lo que ocasiona el consumo del oxígeno disuelto presente en los cuerpos acuáticos receptores, perjudicando la flora y la fauna. Debido a lo mencionado anteriormente, es necesario la conversión y preferiblemente la reducción del Nitrógeno de las aguas residuales a sus formas menos tóxicas, por medio del uso de tecnologías que aplican procesos físicos, químicos o biológicos enfocados a mejorar la calidad del agua (Alzate,

2019). El fin del presente capítulo es realizar un análisis preliminar acerca del contenido de nitrógeno en las aguas residuales, su comportamiento, los procesos que suceden y la relevancia de su eliminación, con el fin de poder disminuir el impacto que tiene sobre el medio ambiente y en la salud de los humanos.

2. El nitrógeno: concepto e importancia en el ambiente.

El nitrógeno está presente naturalmente de manera orgánica e inorgánica, principalmente en la atmósfera y representa aproximadamente el 78% (v/v) de la atmósfera de la Tierra. Forma parte de los ácidos nucleicos, de las proteínas y de las moléculas primordiales para la vida. Sin embargo, la mayoría de los seres vivos lo aprovecha según como se encuentre disponible en la naturaleza, ya sea como nitrógeno orgánico, amoníaco o nitrato.

El nitrógeno es uno de los fertilizantes más primordiales en la formación de las algas. Con frecuencia el crecimiento es estimulado de manera inconveniente en aguas que reciben efluentes tratados o no, por el nitrógeno y otras materias fertilizantes aportados por ellos. Las plantas y los animales requieren nitrógeno para producir las proteínas que necesitan, para ello, las plantas lo obtienen de ciertos compuestos nitrogenados presentes en el suelo. Los caminos que toma el nitrógeno son variados, puede regresar al suelo al morir la planta o también esta planta puede servir de alimento a algún animal, incorporándose a las proteínas de su organismo, generando el ciclo del nitrógeno.

2.1 Origen de los compuestos nitrogenados en las aguas residuales:

La existencia del nitrógeno en el agua posiblemente se deba a causas naturales como la formación de acumulaciones geológicas con alto contenido de estos compuestos, escorrentías, fijación de microorganismos procariotas o por la descomposición de materia orgánica, también pueden tener su origen por vertidos provenientes de las industrias o los hogares o por la deposición atmosférica producto de la contaminación en el aire. Generalmente, el proceso de transformación natural entre las distintas formas de nitrógeno, está regulado por el ciclo del nitrógeno, sin embargo, este ciclo se puede ver alterado por las actividades humanas, entre las cuales se pueden mencionar: la producción de fertilizantes, suplementos para la dieta animal, tintas, adhesivos y el uso de combustibles fósiles (EPA, 2019).

Generalmente, el nitrógeno suele estar como NH_4^+ (amonio), nitratos o nitritos en los ecosistemas acuáticos, los cuales están en el agua naturalmente producto de su conversión en el ciclo del nitrógeno, no obstante, la aportación de nitrógeno generado del movimiento antropogénico, ha aumentado su cantidad en los cuerpos de agua considerablemente, durante los últimos dos siglos. Esta contaminación proviene principalmente por compuestos de nitrógeno producto de actividades relacionadas a la agricultura, la industria y actividades de zonas urbanas, por ejemplo, el uso masivo y descontrolado de fertilizantes nitrogenados en la agricultura, se ha establecido como la fuente más importante de aporte de nitrógeno inorgánico a las aguas superficiales y subterráneos, donde las escorrentías y la percolación son los causantes de su movilización por medio de la tierra. Solamente entre el 10-15% del total de fertilizantes aplicados en la tierra, es consumido por las plantas y agregado a la cadena alimenticia (Crespo, 2020).

Como se mencionó anteriormente, de los compuestos nitrogenados inorgánicos el más importante es el amonio, el cual se genera cuando se descomponen las proteínas y el contenido orgánico de plantas y animales, por las distintas actividades de la industria, por la desaminación microbiana y por la excreción de los organismos, mientras que los nitritos y nitratos provienen de procesos industriales.

2.2 Ciclo del Nitrógeno en las aguas residuales

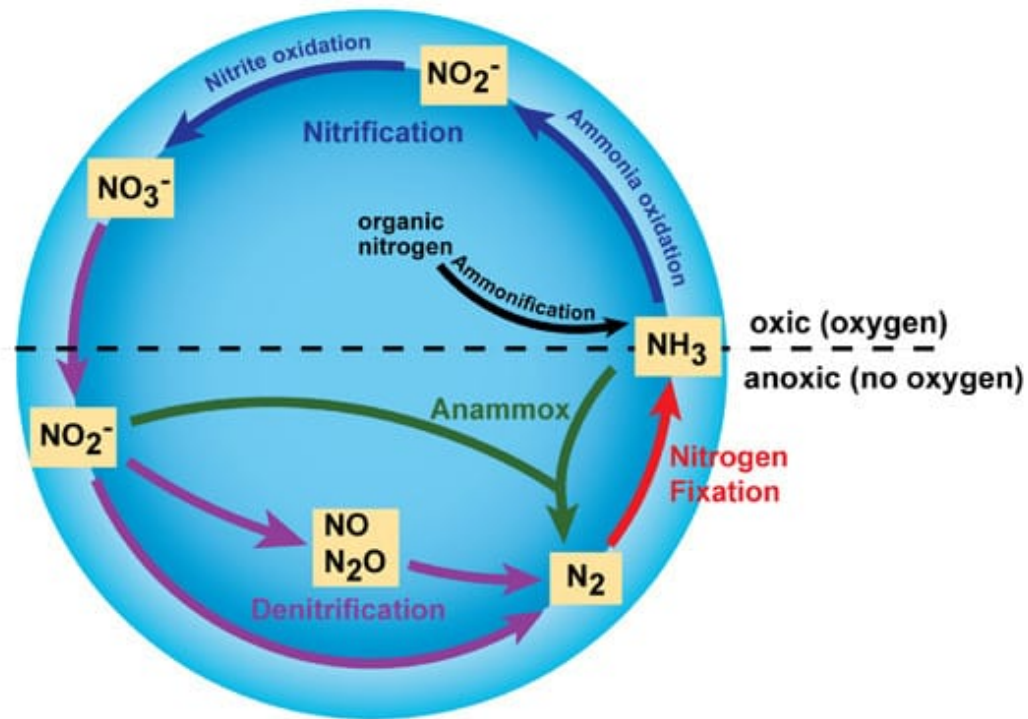
Este ciclo es uno de los más complejos, debido a que el nitrógeno se encuentra disponible en varias formas y en él ocurren una serie de procesos químicos en donde es tomado del aire y es transformado, para luego volver a la atmósfera. Este ciclo comprende una serie de procesos que llevan el Nitrógeno desde la atmósfera al suelo y lo regresan a esta nuevamente, pasando por una serie de etapas (Figura 52).

Según Maldonado, (2020), en el agua residual, el ciclo del nitrógeno presenta las siguientes etapas:

- Fijación del nitrógeno molecular.
- Oxidación aeróbica del amonio.
- Nitrificación.
- Desnitrificación.
- Oxidación del amonio de manera anaerobia.
- Asimilación por parte de la biomasa.
- Amonificación.

Figura 52

Ciclo del Nitrógeno en el agua residual.



Fuente: <https://planeta-tierra.info/medio-ambiente/el-ciclo-del-nitrogeno-y-sus-procesos/>

La reducción de nitrógeno en el tratamiento, generalmente se lleva a cabo por medio de procesos biológicos, en los cuales, en promedio, el 20% del nitrógeno total es utilizado para suplir los requerimientos de alimento de la biomasa en un proceso convencional de lodos activados. Se calcula que en la biomasa que se forma en estos sistemas, el contenido de nitrógeno es aproximadamente entre el 12 y 13% de su peso. Además, en aquellas plantas de tratamiento que cuentan con sedimentadores primarios, entre el 5-10% del nitrógeno total

presente en el afluente, es removido como partículas de nitrógeno orgánico (Del Campo, 2018). Cuando el nitrógeno entra a una planta de tratamiento, lo hace como nitrógeno orgánico y amonio (nitrógeno total Kjeldahl). A la salida del pretratamiento, cerca del 80% del nitrógeno es amonio y el restante queda como nitrógeno orgánico, esta conversión sucede debido a las condiciones anaerobias que van transformando el nitrógeno orgánico en amonio.

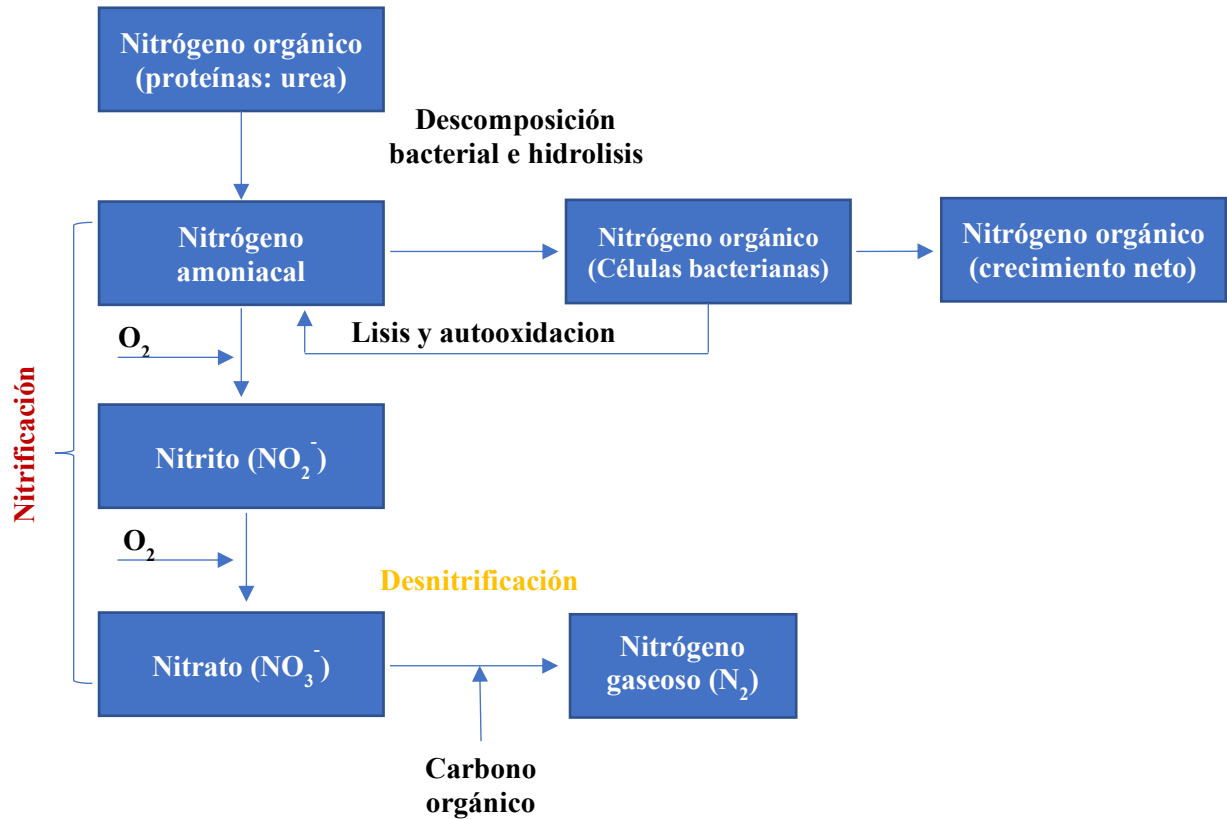
Cuando llega al reactor biológico, las bacterias presentes crecen y se reproducen, consumiendo el carbono, el oxígeno que proporcionan los aireadores y una fracción del nitrógeno que entra al reactor, por lo que se reduce un estimado del 20% del nitrógeno en este proceso biológico debido a la acción de los organismos que se encuentran en el reactor. En el caso de proporcionar mayor concentración del oxígeno estrictamente requerido para eliminar el carbono, el nitrógeno se transforma de su forma reducida, sin oxígeno, a nitratos (NO_3), pasando por nitritos (NO_2), dependiendo de la cantidad de oxígeno agregado, es decir, se pasa de NH_4 a NO_3 en lo que se conoce como un proceso de nitrificación.

2.3 Remoción biológica del nitrógeno.

Existen dos mecanismos para la remoción biológica del nitrógeno, que se dan por asimilación y por nitrificación-desnitrificación (Figura 53).

Figura 53.

Transformación del nitrógeno durante los procesos biológicos



Fuente: Crites y Tchobanoglous, (2000).

La nitrificación y desnitrificación a partir del nitrato, es el mecanismo más empleado para la remoción del nitrógeno presente en el agua residual, no obstante, se han generado otros métodos basados en el ciclo del nitrito (iAgua, 2018) que optimizan la función de las plantas de tratamiento, alcanzado un gran porcentaje de eliminación a un costo más bajo.

A continuación, se describen brevemente estos procesos:

a. Nitrificación biológica:

Constituye la primera etapa en la remoción del nitrógeno a través de la nitrificación-desnitrificación, donde la nitrificación es el proceso biológico donde el amonio ($\text{N} - \text{NH}_4$) se oxida a nitrito ($\text{N} - \text{NO}_2^-$) y este a su vez se oxida a nitrato ($\text{N} - \text{NO}_3^-$), en condiciones aerobias, utilizando el oxígeno como aceptor de electrones. La reducción del oxígeno presente en los cuerpos de aguas receptores cuando se oxida el nitrógeno amoniacal, además de la toxicidad del amoniaco en peces y algas y la alta concentración de nitrato en el agua potable, son los principales problemas de contaminación que genera el nitrógeno, causando problemas de salud pública y un exceso de nutrientes eutroficantes (Alzate, 2019).

En la nitrificación biológica, el amonio se oxida en un proceso de dos pasos: primero a nitritos y luego a nitratos. En el siguiente análisis se consideran rápidamente la estequiometría de la nitrificación, las variables del proceso de nitrificación y las aplicaciones de esta última.

Estequiometría del proceso de nitrificación

La conversión biológica a nitrato se representa de la siguiente manera (Del Campo, 2018):

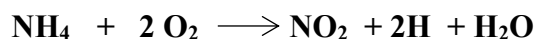
- Conversión de amonio a nitrito (llevado a cabo por las bacterias del género Nitrosomas)



- Conversión de nitrito a nitrato (llevado a cabo por las bacterias Nitrobacter)



- Conversión global de amonio a nitrato



Además de la obtención de energía, el tejido celular asimila una fracción del ion amonio, por lo que la reacción de síntesis de biomasa se puede simbolizar así:



Estas ecuaciones permiten realizar los cálculos de las cantidades requeridas para procesar las diferentes especies químicas, en este sentido, por cada miligramo de nitrógeno amoniacal que se oxida a nitrógeno como nitrato, se requieren aproximadamente 4,3 mg de O₂. En la transformación, existe un alto consumo de alcalinidad, en una proporción de 8,64 mg de HCO₃ / mg de nitrógeno amoniacal que se oxida. Es importante resaltar que el nitrógeno amoniacal presente como nitrato, no significa la remoción del nitrógeno, pero sí permite la eliminación de su demanda de oxígeno (iAqua, 2018).

Las bacterias pertenecientes al género Nitrosoma y nitrobacter son autótrofas quimiosintéticas, por lo que la energía necesaria la obtienen a través de reacciones de oxidación-reducción con el fin de sintetizar el tejido celular, empleando como fuente de carbono el CO₂ (inorgánico), el cual se tiene que reducir previo a pasar a ser parte de la biomasa. Esta biomasa se caracteriza por un bajo crecimiento debido a la poca energía que se obtiene de las oxidaciones del amonio y el nitrito, lo que representa un problema considerable en las plantas de tratamiento biológico para la nitrificación (Chiva et al, 2018).

Las bacterias nitrificantes son muy susceptibles a ser inhibidas por diversas sustancias orgánicas e inorgánicas, que impiden su desarrollo y actividad, por ejemplo, concentraciones altas de amoníaco y de ácido nitroso son inhibidores de las bacterias nitrificantes, además de afectar el pH. El rango óptimo para los valores de pH es reducido, entre 7,5 y 8,6, sin embargo, en ciertos sistemas adaptados con valores de pH menores, se ha logrado la nitrificación satisfactoriamente. La temperatura es otra variable que tiene gran impacto en el crecimiento de las bacterias nitrificantes, pero resulta difícil medir exactamente esta influencia. Para que ocurra la nitrificación, es necesario que las concentraciones de OD superen 1 mg/L, ya que, si el nivel de OD es menor a esta concentración, el oxígeno sería el nutriente limitante, ralentizando la nitrificación (Chiva et al, 2018).

Cinética de la nitrificación

En los sistemas de biomasa suspendida, los parámetros que inciden en la nitrificación son los siguientes:

- Temperatura

Tiene un impacto importante en la velocidad de nitrificación, la cual aumenta al incrementar la temperatura del medio. Este impacto se ve reflejado en las constantes relacionadas con la cinética de la nitrificación, siendo el rango de temperatura óptimo el comprendido entre 4 y 45 °C, específicamente 35 °C para las Nitrosomas y de 35°C a 42 °C para las Nitrobacter.

- Oxígeno disuelto

Las bacterias nitrificantes son aerobias, por lo que requieren oxígeno para su funcionamiento, sin embargo, evidencia basada en experimentos arroja que en ciertas situaciones podría lograrse una completa nitrificación aun cuando los niveles de oxígeno sean tan bajos como 0,5 mg/L.

En teoría, la nitrificación puede desarrollarse sin inconvenientes con valores de OD de 1 mg/L, no obstante, en la práctica es aconsejable que los valores de OD superen los 2 mg/L, con el fin de garantizar que el oxígeno logre penetrar los flóculos que forman las bacterias.

- Efectos del pH y alcalinidad

El pH es otra variable que influye significativamente en la velocidad de la nitrificación, la cual implica la pérdida de una importante cantidad de la alcalinidad del medio. En los reactores biológicos, para el rango de pH entre 5 y 8, el pH de equilibrio lo establece la alcalinidad y el carbono orgánico que hay en el sistema, en el caso de reactores abiertos, donde existe emisión de CO₂, se pueden mantener altos valores de pH para niveles bajos de alcalinidad, mientras que en sistemas cerrados, donde generalmente se dificulta el despojamiento de carbono orgánico, la alcalinidad del agua residual debe superar hasta 10 veces la cantidad del nitrógeno que se oxida con el fin de mantener el pH. Para fines de diseño, basta con considerar que la velocidad de nitrificación disminuye de manera considerable a medida que el pH disminuye por debajo del rango de neutralidad del medio, por lo que es recomendable mantener el pH entre 7,2 y 9,0.

- Efecto de la relación DBO_5/NKT

Normalmente, en los sistemas de nitrificación existe suficiente materia orgánica en el reactor que favorezca el desarrollo de las bacterias heterótrofas. Al incrementar el tiempo de retención medio celular que aumente la cantidad de biomasa (SSV), con el fin de mejorar la remoción de DBO, se corre el riesgo de que la velocidad de crecimiento de las bacterias nitrificantes supere el de las heterótrofas y en caso contrario, si se reduce demasiado el tiempo de retención celular, las bacterias son lavadas del sistema. Por lo que los parámetros de operación deben ser tales que el tiempo de retención de los sólidos supere el valor límite establecido.

b. Desnitrificación:

La desnitrificación es la segunda etapa en la remoción del nitrógeno a través del proceso de nitrificación-desnitrificación. Esta eliminación se realiza en forma de nitrato por transformación en nitrógeno gas, puede conseguirse de manera biológica bajo condiciones anóxicas, en lo que se conoce como desnitrificación (Chiva et al, 2018).

La desnitrificación consiste en reducir el nitrato a nitrito y luego, a compuestos nitrogenados gaseosos en presencia de carbono orgánico. El nitrato y el nitrito sustituyen al oxígeno en el transporte de electrones que ocurre con la respiración de la biomasa, por lo que la desnitrificación generalmente ocurre en entornos con ausencia de oxígeno y en los cuales se dispone de nitrito y nitrato como receptores de electrones.

Existe gran diversidad de organismos presentes en la desnitrificación, proporcionando el potencial de estar presente en casi todos los ambientes naturales, lo que se debe en parte al

hecho de que casi todos los organismos desnitrificantes son facultativos y son capaces de utilizar oxígeno o nitrato y nitrito como aceptores finales de electrones. Se puede destacar bacterias del tipo: *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Achromobacter*, *Brevibacterium*, *Lactobacillus*, *Flavobacterium*, entre otros, capaces de la reducción disimilatoria del nitrito, lo que ocurre en dos pasos:

El paso primero es la transformación del nitrato en nitrito, generando óxidos de nitrógeno según la reacción:



El uso de los receptores de electrones se condiciona a los cambios de metabolismo que suceden en la bacteria, casi siempre a la par de la síntesis de enzimas. En cultivos puros, se ha conseguido como el responsable de la eliminación de la síntesis enzimática para la desnitrificación al oxígeno, no obstante, algunos estudios sugieren que incluso en condiciones aeróbicas o anaeróbicas, las enzimas pueden estar presentes en la bacteria (Chiva et al, 2018).

El carbono orgánico que sirve de alimento en la desnitrificación de las aguas residuales, incluye materia orgánica que está contenida en las aguas residuales de origen urbano e industrial y también compuestos agregados en la fase anóxica. La elección del origen del carbono orgánico va a depender más que nada de la disponibilidad presente y del costo económico.

La desnitrificación de las aguas residuales municipales o industriales puede llevarse a cabo en colaboración con la nitrificación en un sistema único de lodos activados o de manera independiente en un sistema de lodos activados con dos o tres etapas. La clave para una exitosa desnitrificación independiente, es conservar una actividad biológica alta y una concentración de lodos activados en el reactor. Diversos estudios demuestran que la nitrificación y la desnitrificación pueden suceder de forma conjunta en un reactor con condiciones aerobias con bajo OD, por medio del proceso denominado nitrificación-desnitrificación simultanea (Suárez, 2019).

En la mayoría de los sistemas biológicos de nitrificación-desnitrificación, el agua a desnitrificar debe contener suficiente materia orgánica para generar la energía requerida por las bacterias para realizar la transformación del nitrato a nitrógeno gas. Los requerimientos de carbono pueden suplirse con fuentes internas (agua residual o materia celular) o con fuentes externas (metanol).

Cinética de la desnitrificación

Existen algunos factores que pueden afectar el proceso de desnitrificación biológica. Entre estos tenemos los siguientes:

- Fuentes de carbono orgánico

Existen algunos grupos de bacterias que compiten con las bacterias desnitrificantes por la utilización del nitrato y poder convertirlo en otros productos que son N_2 , se puede nombrar *Escherichia coli* y algunos clostridios. Dado a esto, la relación adecuada C/N juega un papel muy importante y una fuente de carbono que se pueda biodegradar fácilmente con el fin de

que la desnitrificación se realice de manera eficaz. A valores bajos de la proporción C/N, los microorganismos necesitan más tiempo para realizar la transformación de la materia orgánica que es difícil biodegradar. La materia orgánica para realizar la desnitrificación puede provenir de diversas fuentes externas o internas, como es el caso del mismo contenido orgánico que tiene el agua residual, el carbono endógeno o también el metano generado en el proceso anaerobio (Suárez, 2019).

- Oxígeno:

El oxígeno se considera como el elemento regulador con mayor importancia dentro del proceso de desnitrificación, puesto que las cantidades de oxígeno, de nitrato y de carbono aprovechable definirán las áreas de desnitrificación en un entorno global (Suárez, 2019). Concentraciones de oxígeno superiores a 0,3-1,5 O₂ mg/L, inhiben la desnitrificación, debido a que el oxígeno imposibilita que se forme la enzima catalizadora en la conversión de nitrato a nitrito, bloqueando el proceso.

- Temperatura

Estudios han demostrado que, a mayor temperatura, mayor es el rendimiento del proceso de desnitrificación, se pueden utilizar distintas fuentes de carbono como metanol o el contenido orgánico del agua residual. El rango óptimo de temperatura está entre los 65-75°C, siendo el mínimo 2-5°C.

- pH

La desnitrificación tiene un rango óptimo de pH para el funcionamiento y no es tan susceptible a las fluctuaciones de pH como el proceso de nitrificación. A $\text{pH} \leq 7,0$, el

producto resultante de la conversión es NO_2 en vez de N_2 . De esta manera, el pH óptimo está en el rango de 7,0 – 9,0; si el pH supera el valor de 7,3, el producto resultante es N_2 . El hecho de que la desnitrificación requiera un medio alcalino para su efectividad y de que el mismo proceso incremente la alcalinidad del medio, permite que no ocurran graves problemas que inhiban el proceso por pH ácidos.

c. Nitrificación y desnitrificación. Descripción del proceso SHARON:

Una técnica desarrollada para tratar biológicamente las aguas residuales con alto contenido de nitrógeno en su forma amoniacal, es el proceso SHARON, el cual se realiza vía nitrito (Delgado, 2020) y que tiene su basamento en el aumento de la tasa de crecimiento que experimentan los organismos amonioxidantes cuando están en contacto con organismos nitritoxidantes en temperaturas superiores de los 25°C , permitiendo que para bajos tiempos de retención celular, se logren eliminar los organismos nitritoxidantes.

El proceso SHARON se desarrolla en un reactor de flujo continuo y mezcla completa, donde el rango operativo de temperatura es de $30\text{-}40^\circ\text{C}$, con un intervalo para el pH entre 7-8, y sin recirculación de lodos, lo que hace que el tiempo de retención celular iguale al tiempo de retención hidráulico. Bajos estos parámetros operativos y con un tiempo de retención hidráulico aproximado de 24 horas, es posible impedir que se produzca nitrato por la remoción de organismos nitritoxidantes (Delgado, 2020).

d. Oxidación anaeróbica de amonio. Descripción del proceso ANAMMOX:

ANAMMOX es un método biológico donde determinados microorganismos transforman el amonio en nitrógeno gaseoso bajo condiciones anóxicas y empleando el nitrito como receptor de electrones. En este proceso es imprescindible la presencia de nitrito, ya que estos organismos son muy afines para utilizarlo como receptor de electrones. Las bacterias implicadas en este tipo de proceso son autótrofas, principalmente las “*Candidatus Brocadia*” y “*Candidatus Kuenenia*”, que utilizan el CO₂ para tomar carbono inorgánico. No se requiere de contenido orgánico externo, lo que hace que el proceso sea económico para eliminar el nitrógeno del agua residual (Delgado, 2020). Sin embargo, producto de las velocidades de crecimiento bajas de las bacterias implicadas, se necesita mayor tiempo de retención celular con el fin de obtener las concentraciones de biomas adecuadas.

3. Parámetros para determinar contaminación de las aguas por presencia de nitrógeno.

Los compuestos nitrogenados presentes en las aguas residuales pueden determinarse mediante los análisis que se detallan a continuación, cuyo procedimiento está establecido en el método estándar.

- Nitrógeno total Kjeldahl

El método de determinación del Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) determina la presencia de nitrógeno en su estado de oxidación -3. El Nitrógeno Kjeldahl es el método para determinar conjuntamente nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal. Durante este método

se requiere la previa digestión de las muestras en un medio ácido, utilizando sulfato de potasio y de cobre, para catalizar y lograr la conversión del nitrógeno orgánico a amoníaco. Luego de digerida la muestra, se procede a la destilación, donde se captura el nitrógeno amoniacal en una solución de ácido bórico. El amoníaco se valora titulando el destilado con ácido sulfúrico 0,1 N. El resultado se llama NTK. La concentración del Nitrógeno orgánico se obtiene por la diferencia entre la concentración de N-Kjeldahl y la de N-amoniacal.

La concentración de NTK es importante durante el tratamiento del agua residual. Al tener el control de la nitrificación, los costos del tratamiento aerobio se reducen significativamente. La analítica para determinar nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico es necesaria para establecer si hay suficiente disponibilidad de nitrógeno para el tratamiento biológico. Si no es el caso, es necesario calcular las cantidades que se deben aportar por fuentes externas, lo que es, en muchos casos, una consideración económica importante.

Para determinar la concentración de NTK expresado en mg/L se utiliza la siguiente fórmula:

$$NTK = \frac{((V_1 - V_2) * 14 * 1000 * 0,1 N)}{V_{muestra}}$$

V₁: vol. prom. de ácido sulfúrico consumido por muestra analizada.

V₂: vol. prom. de ácido sulfúrico consumido para el blanco.

La purificación del agua residual va aumentando en función de lo contaminado que esté el efluente que se produce, ya que deben ser purificadas respetando los límites permitidos en las normativas del país. En Venezuela, el Decreto 883 establece como valores límite para

efluentes que serán descargados a cuerpos de agua, 40 mg/L para el nitrógeno y para la DQO 350 mg/L, mientras que, para la descarga a redes cloacales, los valores límite son 40 mg/L para el nitrógeno y 900 mg/L para la DQO.

Debido a esta realidad, generalmente es necesario realizar una importante inversión, por lo que los costos de tratamiento impactan en el precio final afectando la competitividad de la empresa, por lo que se debe buscar una solución donde exista un compromiso entre los costos relacionados al tratamiento y el cumplimiento de las normativas, llegando a la conclusión de que deben plantearse mejoras o introducir nuevas tecnologías que permitan estar al día con las leyes y a la vez generar beneficios para las empresas.

4. Caso práctico

Las aguas residuales provenientes de una industria de producción de Fertilizantes Orgánicos Líquidos ubicada en Guadalajara, México, presentan una alta concentración de N- NH_4^+ y materia orgánica, en términos de DQO, por lo cual es necesario evaluar la eliminación de estos contaminantes con la utilización de un tren de tratamiento que esté constituido por (i) un reactor aerobio, (ii) un reactor anaerobio, y (iii) un sistema fisicoquímico de coagulación-floculación (Arrazate, 2021).

Los sistemas biológicos son los mayormente empleados para la nitrificación y posterior desnitrificación, en los cuales la remoción biológica del NH_4^+ se desarrolla en dos etapas: la primera que consiste en la oxidación parcial del NH_4^+ a través de procesos aerobios, originando la formación de NO_2^- y NO_3^- ; y la segunda etapa, que consiste en la reducción de NO_3^- , realizada por bacterias heterótrofas, en condiciones anaerobias y con presencia de,

carbono orgánico, hasta producir N_2 gaseoso, el cual es considerado como un gas inerte que compone la atmósfera.

Inicialmente, para evaluar la eficacia del tratamiento, el reactor aerobio se inoculó con distintas concentraciones de lodos activados originados en una planta de tratamiento municipal (PTAR) a una temperatura constante de 25 °C, para así lograr la adaptación de la biomasa, este reactor se puso en operación por cargas durante 48 H, y luego en operación continua durante 16 días para que se diera la remoción de los contaminantes. Después, fue inoculado el reactor anaerobio con lodos provenientes de la planta de tratamiento de una industria tequilera, a una temperatura de 37 °C y un pH de 7. Este sistema entró en operación por cargas durante 16 días, a fin de que la biomasa pudiera adaptarse, y después en operación continua durante 21 días, para que ocurriera la remoción del nitrógeno.

Para evaluar la eficiencia de la remoción de contaminantes se realizaron determinaciones de: DQO, NT, $N-NH_4^+$, NO_2^- y NO_3^- . Las aguas resultantes del sistema biológico (aerobio/anaerobio) se sometieron a un proceso de coagulación-floculación y luego a una cloración, para de esta forma eliminar cualquier organismo patógeno presente. Se obtuvo que el tratamiento de eliminación biológica de nitrógeno presentó porcentajes de remoción de 92% para el caso del NH_4^+ , además de nitritos 85% y 79% para nitratos.

Posteriormente, se realizó una prueba de jarras, a fin de incrementar la remoción de los contaminantes. Y finalmente, se adicionó hipoclorito de sodio, con el propósito de eliminar los microorganismos patógenos que pudieran estar presentes. Las remociones porcentuales del tren de tratamiento fueron las siguientes: 91,4% para la DQO, 93,4% para el NH_4^+ , 94,9% para NT, y 31,9% en turbiedad. De manera que, se pudo concluir que el proceso biológico de eliminación de nitrógeno mediante la nitrificación y desnitrificación resultó eficiente para

remover la carga de contaminantes en el agua residual, confirmando la hipótesis planteada en este trabajo (Arrazate, 2021).

CAPITULO VIII

ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO

1. Introducción

Un nutriente es un elemento que es fundamental en todo ecosistema, debido a que son vitales para el desarrollo de las distintas especies que están presente. Los nutrientes que se consiguen en mayor cantidad en los ecosistemas del agua, son el nitrógeno y el fósforo, los cuales favorecen el crecimiento de plantas acuáticas, proporcionando hábitat a otras especies. Estos nutrientes deben estar presente de manera equilibrada, debido a que un incremento de nitrógeno o fósforo podría ocasionar consecuencias desfavorables, como, por ejemplo, la eutrofización.

Borrás (2022), explica que la eutrofización es una gran concentración de nutrientes presentes en un ecosistema acuático y es un fenómeno que se produce cuando las aguas naturales reciben un vertido con gran contenido de nutrientes, generalmente provenientes de actividades agrícolas o desechos forestales, lo que promueve el incremento de contenido orgánico, el cual genera un rápido desarrollo de plantas y algas sobre la superficie del agua imposibilitando que pase la luz solar a las capas que están debajo.

La consecuencia más evidente de la eutrofización es la calidad del agua, ya que, al agotarse el oxígeno del agua, se incrementa la podredumbre y las aguas adquieren un color verde además del mal olor, lo que puede ocasionar enfermedades o problemas respiratorios. Este proceso genera gran cantidad de fangos que causan la destrucción de los ecosistemas acuáticos, además de hacer las zonas no navegables y atraer especies invasoras. Todo esto es

ocasionado por la cantidad de nutrientes presentes en los vertidos industriales y urbanos, que contienen compuestos orgánicos e inorgánicos como fosfatos, nitratos, sulfatos, entre otros y también, puede ser producto de la contaminación atmosférica, debido a compuestos azufrados y nitrogenados que al entrar en contacto con el agua y forman iones sulfatos y nitratos (Borrás, 2022). En los vertidos de aguas residuales, el fósforo está presente en combinación con materia orgánica, proteínas y aminoácidos (polifosfatos) o también de manera inorgánica como ortofosfato, el cual contribuye a la proliferación de algas ocasionando la eutrofización.

Las aguas residuales de origen urbano, generalmente contienen, en promedio, 13 mg/L de fósforo total, del cual aproximadamente el 20% es orgánico, en las ciudades este valor suele ser mayor debido a que el fósforo es abundante en los detergentes sintéticos, por lo que la presencia del fósforo puede variar entre 0,70 y 4,90 g/habitante diariamente. En estas aguas el fósforo generalmente se encuentra en forma de ortofosfato y polifosfatos. En este sentido, el control de las concentraciones de fósforo provenientes de los tratamientos de aguas residuales (urbanas e industriales), es un elemento fundamental para evitar la eutrofización de los cuerpos de aguas naturales.

Debido a la importancia de la reducción del fósforo contenido en las aguas residuales, el presente capítulo busca compilar la información más relevante al respecto, haciendo énfasis en los diversos mecanismos que logran su remoción, los cuales pueden ser de manera física, química o biológica. Además, se identifican y caracterizan los compuestos de fósforo mayormente presentes en las aguas residuales, se hace una descripción del ciclo del fósforo y se muestran los parámetros que se emplean para determinar la contaminación de estas

aguas. Aportando información de interés para llevar a cabo futuras investigaciones en materia del tratamiento de aguas residuales.

2. Remoción biológica de nutrientes

Los nutrientes como el nitrato, el fósforo y el amoníaco pueden estar presentes en el agua y si están en altas cantidades, estimulan el desarrollo de algas, ocasionando la eutrofización de las aguas superficiales, lo que representa un importante problema ambiental tal como se describió anteriormente, donde se explicaba que la reducción de la cantidad de oxígeno del agua perjudica a las especies que allí viven y puede ser tóxica. La cantidad excesiva de nutrientes tiene diversas consecuencias dañinas tanto para el ambiente como para la salud de los humanos, en el caso de los nitratos presentes en el agua potable, su exceso puede reducir la capacidad sanguínea para el transporte del oxígeno, lo que puede resultar fatal para los niños, además de un conjunto de efectos secundarios debido a la exposición directa con algas tóxicas.

Para lidiar con el alto contenido orgánico presente en las aguas residuales, el tratamiento biológico es una estrategia bastante eficaz y a la vez económica comparada con otras tecnologías utilizadas para este fin (Rivera, 2023). En este sentido, es importante identificar los tratamientos biológicos más utilizados para la remoción de nutrientes, considerando su efectividad la cual se basa en la capacidad que tienen para degradar de manera efectiva los agentes contaminantes que tienen las aguas residuales, transformándolos en sustancias inocuas y muchas veces, aprovechables.

Dependiendo de la composición del agua residual, su depuración requerirá de un sistema primario, secundario y hasta terciario y según el objetivo que se pretenda va a depender el tipo de tratamiento a utilizar. Para el caso de aguas residuales de origen doméstico, el fin que se desea es reducir la cantidad de nutrientes presente, mientras que, para aguas residuales industriales, se busca reducir la cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos presentes, por lo que se suele requerir un pretratamiento para eliminar estos compuestos que resultan tóxicos para los microorganismos encargados de la depuración. Es así como el objetivo del tratamiento biológico de las aguas residuales, es poder coagular para eliminar los sólidos coloidales que no son sedimentables y estabilizar la materia orgánica presente, para lo que se requiere de bacterias que puedan descomponer la materia orgánica que puede llegar a ser muy elevada, pero para que el tratamiento biológico sea efectivo, se requiere que exista la cantidad de nutrientes necesaria y de la presencia de otros elementos que participan en la biología del proceso (Yara 2023).

Para que el sistema biológico trabaje de manera correcta, el contenido de nutrientes no debe ser ni muy baja ni muy alta, ya que ambos casos pueden representar un problema, en el sentido que una baja concentración de nutrientes, no proporciona una depuración de calidad del agua, además de propiciar el crecimiento de bacterias no deseadas, puede ocurrir la hidrólisis de lodo, el arranque del proceso tomará más tiempo y en los sistemas anaeróbicos la producción de biogás será menor, mientras que un exceso de nutrientes genera un crecimiento biológico no deseado, más cantidad de producción de lodo, ocurre una absorción excesiva de fósforo y representa mayores costos químicos (Yara, 2023).

Debido a lo anterior, en el tratamiento biológico para el tratar del agua residual, es fundamental tomar en cuenta todos los parámetros operacionales que garanticen un diseño

de un tratamiento efectivo, siendo estos parámetros los siguientes: caudal de agua a tratar, pH del medio, temperatura, disponibilidad de espacio, contenido de carga orgánica, composición del lecho de los microorganismos depuradores, sustancias tóxicas inhibidoras y factores ambientales, ya que una vez diseñado, generalmente estos procesos no admiten modificaciones.

La remoción biológica de nutrientes, se realiza a través de microorganismos que eliminan los componentes que tienen un alto porcentaje de solubilidad en el agua, siendo ellos la clave de estos procesos biológicos debido a la capacidad que tienen estos microorganismos de asumir el contenido orgánico y los nutrientes presentes en el agua residual (Telwesa, 2021). En un inicio, el tratamiento biológico solo tenía como fin remover el contenido orgánico, pero con los años, sus aplicaciones abarcan otros usos como la nitrificación, desnitrificación o eliminación de fósforo.

Todas las reacciones que ocurren en los tratamientos biológicos están relacionadas a organismos vivos que se desarrollan a través de los contaminantes del agua, que funcionan como proveedor de energía, transformándose en biomasa (microorganismos nuevos), CO_2 y otros compuestos. A esta fuente de energía presente en las aguas que se van a depurar se le denomina sustrato y el consumo de este sustrato está asociado directamente con el volumen de biomasa generada en estos procesos (Ferrer et al, 2018).

Los microorganismos responsables de la remoción biológica de nutrientes, se pueden clasificar en autótrofos y heterótrofos. Los autótrofos son aquellos que tienen la capacidad de sintetizar la materia orgánica presente aprovechando los minerales, mientras que los heterótrofos son los organismos que requieren de la materia orgánica para su crecimiento y conservación. A su vez, estos microorganismos se pueden clasificar en aerobios, anaerobios

y facultativos. Los aerobios solamente emplean oxígeno, los anaerobios se reproducen solo en ausencia de oxígeno molecular y los facultativos utilizan el oxígeno presente, pero también pueden aprovechar otro aceptor de electrones cuando no hay oxígeno (Ferrer et al, 2018).

En la remoción biológica de los nutrientes, Ferrer et al (2018) mencionan la intervención de diversos microorganismos como bacterias y otros, estas bacterias pueden ser autótrofas o heterótrofas, intervienen en distintos procesos de depuración, siendo el más relevante el correspondiente a la reducción de contenido orgánico de forma aerobia, sin embargo, también participan en procesos de descomposición anaeróbica, en procesos de desnitrificación, nitrificación y acumulación de fósforo donde ocurre la reducción de nutrientes en sistemas de lodos activados, en los cuales constituyen más del 90% de la biomasa.

En su forma aislada, las bacterias son muy pequeñas, lo que hace imposible su separación del agua tratada, pero bajo ciertas condiciones, las bacterias se desarrollan formando flóculos sedimentables con lo cual se hace posible su separación en los procesos de lodos activados. En el tratamiento biológico existen bacterias que podrían ocasionar problemas en las operaciones de los procesos, ya que, en lugar de formar flóculos, desarrollan filamentos que dificultan la sedimentación. También hay algunas bacterias que generan la formación de grandes cantidades de espuma en los equipos del sistema de tratamiento.

Con respecto a los protozoos, son microorganismos heterótrofos que por lo general viven de forma libre en la naturaleza, sin embargo, algunas especies pueden ser parásitas. Los protozoos son organismos aerobios o anaerobios facultativos, sin embargo, se han conseguido algunos del tipo anaerobio. Se alimentan de microorganismos o del contenido orgánico presente, pero sin competir con las bacterias por el sustrato disuelto, por lo que

constituyen un pequeño porcentaje de la biomasa generada en los lodos activados. Son muy necesarios para la eliminación de coliformes y patógenos y favorecen la floculación de la biomasa. Los protozoos se clasifican en cuatro grupos básicos: flagelados, amebas, formas nadadoras libres y fijas de ciliados.

Los hongos también consumen el contenido orgánico de las aguas residuales sin competir con las bacterias en los sistemas donde el cultivo está en suspensión. Los hongos generalmente son microorganismos aerobios estrictos que resisten valores de pH bajos y sus necesidades de nitrógeno son más bajas que las requeridas por las bacterias. En ciertas condiciones proliferan generando fangos con pocas cualidades de sedimentación y su presencia es muy común en sistemas de cultivo fijo donde conforman gran parte de la biomasa. Con respecto a las algas, estas son organismos fotosintéticos, en su mayoría, unicelulares, su empleo en los procesos de tratamientos biológicos se debe a su capacidad depurativa y como fuente de oxígeno en sistemas extensivos.

Finalmente, están los rotíferos y los nematodos como microorganismos depuradores del agua. Los primeros son organismos aerobios y multicelulares modificados con un aparato rotador, que emplean para atrapar alimentos y son predadores de los demás microorganismos presentes en el medio, mientras que los nematodos, de la misma manera que los rotíferos, son predadores de organismos inferiores y en los lodos activados conforman la punta de la pirámide alimentaria.

En cuanto a los procesos biológicos utilizados para tratar las aguas residuales, estos se clasifican en aerobios y anaerobios. Entre los primeros se pueden mencionar los lodos activados, lagunaje aerobio, biodiscos y biofiltros, mientras que los principales tratamientos biológicos anaerobios son los reactores de alta tasa, los reactores UASB y el lagunaje

anaerobio. Para seleccionar el tratamiento adecuado se deben tomar en cuenta determinados factores con el fin de elegir la solución óptima. En este sentido, se debe considerar principalmente el área que ocupará el tratamiento seleccionado, los costos de construcción, los costos operativos y los tiempos de retención tanto hidráulica como del lodo. Ante la diversidad de opciones, la selección del tratamiento y el diseño del sistema biológico para tratar las aguas residuales, se pueden utilizar criterios que se consideren relevantes para hacer una ponderación que permita la selección de la alternativa más adecuada.

3. Fósforo: concepto e importancia en el ambiente

El fósforo es un elemento químico complejo, descubierto en 1669 por H. Brandt, quien recolectó un importante volumen de orín, que sometió a evaporación y destilación. En el transcurso del proceso comprobó que los vapores desprendidos tenían un brillo en la oscuridad y que al condensarse formaba una sustancia con las mismas características y que al entrar en contacto con el aire prendía espontáneamente. Producto del brillo generado, Brandt lo denominó fósforo, proveniente del griego Phosphoros y de allí su símbolo químico, P. El investigador pensó que el brillo era una propiedad específica del elemento aislado, pero en la actualidad se sabe que ese brillo proviene cuando el fósforo reacciona al entrar en contacto con el oxígeno del aire (Partal, 2020).

En su estado sólido presenta diferentes configuraciones que se conocen como alótropos, los cuales tienen propiedades químicas disímiles. El aislado por Brandt fue el llamado fósforo blanco, el cual es bastante reactivo y tóxico, pero su forma más corriente y comercial es el fósforo rojo. En su estructura, el fósforo crea redes desordenadas de átomos unidos entre sí.

Al calentar a 200 °C el fósforo blanco y someterlo a presión, se produce el fósforo negro, el cual es un sólido con escamas y que está conformado por anillos de seis átomos de fósforo cada anillo.

Un siglo después de su descubrimiento, se demostró que el fósforo es un constituyente principal del sistema óseo y, además, está en todas las células de los organismos vivos. Derivados como los fosfatos, son parte importante en las estructuras del ADN y del ATP, el cual tiene un enlace de fosfato que requiere gran cantidad de energía para formarse, liberándose cuando el enlace se rompe, por lo que funciona como un almacén de energía que está disponibles para las células. Estos derivados son reguladores de proteínas y fosfolípidos y también forman parte de las membranas celulares. Por otro lado, el glifosato es uno de los herbicidas fosforados que más controversia ha generado en el mundo, ya que la OMS lo ha clasificado como probablemente cancerígeno para los seres humanos. A esto se le suma que en el estudio que condujo al desarrollo de venenos contra insectos, se sintetizaron lo que se conoce como gases nerviosos, por lo que el fósforo también ha sido empleado en guerras por ser altamente tóxico e inflamable (Partal, 2020).

En el medio ambiente el fósforo es fundamental para los animales, quienes lo consumen y excretan retornando al suelo, donde se almacena más que nada como materia inorgánica con metales o como materias orgánicas en microorganismos, desechos de cosechas y materia descompuesta. La transmisión de fósforo a los cuerpos de agua ocurre en mayor grado por escorrentía y en forma de fósforo adjunto a partículas de minerales y como fósforo inorgánico disuelto. Por otro lado, el fósforo que se aplica en los suelos o el uso excesivo de estiércol, puede lixiviarse a aguas subterráneas y la adición de este fósforo a las aguas de la superficie, resultan en eutrofización, limitando los sistemas acuáticos (Dairy-Cattle, 2019).

Cuando el fósforo entra a cuerpos de aguas naturales, se estimula el desarrollo de algas que al descomponerse consumen el oxígeno presente y cuando el oxígeno se agota, los organismos aeróbicos se mueren y cuando el porcentaje de mortalidad de estos organismos incrementa, la demanda por el oxígeno en el sistema también crece, por lo que a mayor mortalidad se tendrá como resultado mayor demanda de oxígeno para la descomposición, hasta el punto de llegar a ser limitante. En las condiciones anaeróbicas que se generan, el agua podría tener una proliferación de cianobacterias, que pueden ocasionar la muerte de animales y ocasionar problemas de salud a los seres humanos (Dairy-Cattle, 2019).

La producción agrícola actual es muy dependiente de la aplicación de fósforo en los fertilizantes y en los alimentos para el ganado, sin embargo, la mayor cantidad de fósforo tiene su origen en las minas de rocas fosfatadas. En la actualidad, mucho fósforo se pierde a lo largo del ciclo productivo de alimentos, ocasionando generalmente problemas en el ambiente, como la contaminación del agua. Ante este desperdicio, El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), propone la siguiente serie de acciones destinadas a afrontar esta problemática:

- Optimizar la gestión de los fertilizantes, minimizando la erosión, las escorrentías y la lixiviación de fósforo a los cuerpos de agua.
- Diseñar programas para gestionar las cuencas de manera que se reduzcan las cantidades de fósforo perdido en las actividades agrícolas y los desechos de origen humano.
- Generar mercados para el reciclaje del fósforo de los desechos.
- Mejorar el rendimiento de la agricultura y de la ganadería sin la adición de fósforo.

- Disminuir el desperdicio de alimentos con el fin de disminuir el consumo de fertilizantes con compuestos fosfatados.
- Minimizar el consumo de productos agrícolas que requieran gran cantidad de fósforo, adoptando dietas más sanas que contengan menos productos cárnicos y lácteos.
- Crear conciencia y compromiso político para el desarrollo y monitoreo de acciones.

Estas acciones surgen ante la situación inaceptable del incremento del hambre a nivel mundial cuando existe un desperdicio de más de 1000 millones de toneladas de alimentos cada año, por lo que la ONU insta a cambiar los métodos de producción y consumo, mediante la implementación de estrategias como reducir el efecto invernadero. Además, expertos aseguran que el ciclo mundial del fósforo presenta una ruptura, ya que en ciertas partes del mundo se aplica fósforo en exceso a los suelos con el fin de producir alimentos, contribuyendo a la contaminación de cuerpos de aguas naturales y ecosistemas en las cotas por el exceso de nutrientes, mientras que en otras regiones, los agricultores no tienen acceso a suficiente fósforo que les permita cubrir el consumo de alimentos, por lo que mientras aumenta la población en el mundo, el ciclo del fósforo debe ser analizado para poder tener alimentos disponibles para todos y a la vez reducir los costos por los daños ocasionados al medio ambiente. En aquellas regiones donde el consumo de fósforo ha sido excesivo, las escorrentías de los cultivos y de otras fuentes han contaminado las aguas dulces y los ecosistemas costeros, las que se necesitan limpias y seguras para poder proporcionar agua potable a los seres humanos (ONU, 2021).

4. Origen de los productos fosforados contenidos en el agua residual

El fósforo forma parte de la formulación de productos como jabones, detergentes, fertilizantes y abonos para la agricultura y también existe de forma abundante en la naturaleza, específicamente en minas naturales de rocas fosfatadas. También se puede encontrar en el suelo como fosfato de amonio o en forma de compuestos complejos como la hidroxiapatita y la estruvita, otorgando alimento a las plantas el cual requieren para su crecimiento (Puigagut & García, 2021).

Las plantas de tratamiento representan un yacimiento para la recuperación de fósforo de la continua entrada de este elemento en grandes cantidades, el cual se origina de las excreciones humanas, animales y del uso de productos detergentes y de fertilizantes adheridos a los suelos (Adetunji, 2021).

Las aguas residuales de origen urbano, generalmente contienen en promedio 13 mg/L de fósforo total, del cual aproximadamente una concentración de 3 mg/L es orgánico y el resto es inorgánico. La contribución individual del fósforo tiende al aumento, debido a que es uno de los principales componentes de los detergentes comerciales, esta contribución varía entre 0,7 y 5 g/habitante y suele estar presente en soluciones acuosas de fosfatos como ortofosfatos o polifosfatos.

Los fosfatos son importantes para el crecimiento de los organismos, pero también actúan como agentes contaminantes debido a su masivo uso en la producción de detergentes, los cuales son fabricados de manera sintética para ser utilizados masivamente en la limpieza de hogares e industrias y que, al ser vertidos en las aguas residuales, contaminan al permanecer en el medio debido a lo difícil que resulta su descomposición por parte de las bacterias. El

$\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ (tripolifosfato de sodio) es uno de los compuestos que más se utiliza en la producción de detergentes sólidos, conteniendo al ion trifosfato de sodio el cual tiene la capacidad de crear complejos compatibles con los iones metales, lo que resulta muy útil para eliminar manchas (Domínguez, 2020).

Para la fabricación de detergentes líquidos se emplea el $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ (pirofosfato de sodio) o de potasio para que se hidrolice en el ion fosfato $(\text{PO}_4)^{3-}$. El uso de este compuesto en la producción de detergentes hace que, al ser liberados en un medio acuático, sean altamente contaminantes, ya que su presencia en grandes cantidades provoca un desequilibrio en el ecosistema acuático, debido a que estimula la proliferación de algas superficiales, disminuyendo la concentración de oxígeno presente en el agua, originando la eutrofización (Domínguez, 2020).

5. Ciclo del fósforo en aguas residuales

El ciclo del fósforo describe su movimiento dentro de los ecosistemas. Es un ciclo del tipo sedimentario y ocurre de manera más lenta comparado con otros ciclos como por ejemplo el del agua, esto debido a que el fósforo circula principalmente en el suelo y en el agua, donde persiste por mucho tiempo. Para su mejor comprensión, el ciclo del fósforo, se explica en las siguientes etapas: (Figura 54).

Figura 54.

Ciclo del Fósforo.



Fuente: <https://www.docsity.com/es/ciclo-del-fosforo-12/7694339/>

- Erosión y meteorización debido al efecto de la lluvia y el viento sobre las reservas naturales de fósforo.
- Adherencia en las plantas y transferencia a los animales, ya que las plantas se impregnan del fósforo presente en el suelo y lo adhieren en su estructura, así como las algas y el fitoplancton, lo adquieren del agua de mar, luego los animales se alimentan de estas plantas y lo almacenan en sus cuerpos.

- Regreso al suelo debido a la descomposición de los excrementos de los animales, puesto que estos tienen alto contenido de materia orgánica que, al ser consumida por los microorganismos, se convierten en fosfatos que son aprovechados por las plantas o se transmiten al suelo.
- La sedimentación es otra ruta de regreso del fósforo del cuerpo de los animales hacia el suelo, esto se debe a la fosilización de restos orgánicos y al movimiento tectónico del fósforo almacenado de origen orgánico hacia las capas más profundas de la tierra.

En el proceso de meteorización, las rocas fosfatadas se descomponen y liberan fósforo en forma de fosfatos y la materia orgánica que está en suelo, funciona como un amortiguador biológico, de esta manera, si hay abundante materia orgánica, la renovación sucede rápidamente, Luego, a través de las raíces, las plantas se impregnan del fosfato y lo fijan en su estructura vegetal y los animales herbívoros consumen estas plantas absorbiendo los fosfatos en su organismo y cuando los animales excretan, las bacterias lo descomponen volviendo a producir fosfatos. Cuando los cadáveres se descomponen, el fósforo es liberado como ortofosfato (H_3PO_4) el cual puede ser aprovechado de manera directa por los vegetales verdes originando fosfato orgánico, el cual es transportado por la lluvia hacia los cuerpos de aguas naturales.

Con el lavado de los suelos, los fosfatos solubles son arrastrados hacia los cuerpos de agua donde sirven de alimento al fitoplancton y a los ecosistemas acuáticos. Cuando los organismos mueren en el mar, el fósforo se hunde, parte en los sedimentos poco profundos que son recuperables por el ecosistema y otra parte se pierde en las profundidades formando parte de un proceso geológico muy lento y que solo se puede recuperar a través del levantamiento geológico de los sedimentos. Cabe destacar que más del 80% de la producción

de fósforo proviene de la extracción de depósitos sedimentarios marinos y el resto de rocas ígneas (Greenteach, 2022).

El fósforo que entra a una planta de tratamiento, proviene en mayor grado de la agricultura, las actividades industriales o por desechos de origen humano, animal o vegetal. El fósforo presente en las aguas surge en forma de fosfatos, los cuales se pueden clasificar en ortofosfatos, polifosfatos o fosfatos orgánicos y se presentan principalmente disueltos, aunque también puede que se presenten de manera granulada. Los ortofosfatos se consiguen en un promedio del 25% del fósforo total disuelto y el resto en polifosfatos, sin embargo, estos últimos pueden convertirse mediante hidrólisis en ortofosfatos (Domínguez, 2020).

De esta manera en las aguas residuales se pueden conseguir distintas concentraciones y presentaciones de los fosfatos, lo que va a depender principalmente del origen de los residuos, es decir, si es doméstico, industrial o agrícola. Las aguas residuales domésticas suelen presentar una concentración promedio de 10 mg/L y en las de origen industrial la concentración media es de 12 mg/L, aunque estas concentraciones pueden variar llegando a alcanzar concentraciones de 50 mg/L, lo que ocurre principalmente en zonas cercanas a cultivos. Con respecto a los fosfatos inorgánicos presentes en las aguas residuales, estos generalmente son parte de detergentes, fertilizantes o jabones, mientras que los fosfatos orgánicos están más relacionados a desechos de alimentos o a excretas humanas o animales y casi siempre se encuentran en concentraciones que van desde 1 mg/L hasta 5 mg/L, mientras que el resto del fosfato que se encuentra es de origen inorgánico.

6. Eliminación de fósforo de las aguas residuales

La eliminación del contenido de fósforo presente en las aguas residuales puede realizarse a través de diversos métodos. La precipitación por la vía química se emplea para eliminar fosfatos inorgánicos utilizando un coagulante e iones metálicos como calcio, aluminio y hierro, por otro lado están los tratamientos biológicos, que se ocupan de la eliminación del fósforo de origen biológico y que representa un tratamiento de bajo costo y finalmente, otra técnica empleada es la cristalización, cuyo fin es la separación del fosfato del agua residual a través del cambio de fase de líquido a sólido cuando precipitan los cristales (Domínguez, 2020).

6.1 Eliminación de fósforo por vía química

La precipitación por vía química es un método que se emplea para la eliminación de todas las formas inorgánicas de fosfato, añadiendo sales metálicas, pero la utilización de estas sales favorece el aumento de la producción de lodos. Con esta técnica se logran considerables porcentajes de eliminación del fósforo, llegando a alcanzar hasta el 95% y quedando en el agua una concentración de fosfatos de solo el 0,5 mg/L. Este proceso es relativamente económico y sencillo, sin embargo, se producen grandes cantidades de lodos con alto contenido de metales, por lo que se requieren grandes tanques para la sedimentación (Domínguez, 2020).

Los iones metálicos que más se utilizan en este método son el aluminio o el sulfato de aluminio en su forma hidratada, los cuales se emplean para lograr la precipitación de fosfatos y fosfatos de aluminio (AlPO_4). Mientras más disminuya la cantidad de fósforo, también disminuye la eficiencia de la coagulación, alcanzando un porcentaje de eliminación entre el

80 y 90% para concentraciones de coagulante que varían entre los 50 y los 200 mg/L. Otro ion utilizado es el hierro en forma de cloruro o sulfato, estos iones de hierro se conjugan para formar fosfato férrico, los cuales reaccionan de manera lenta en el medio alcalino natural, por lo que generalmente se adiciona un coagulante con el fin de disminuir la acidez y mejorar la coagulación.

6.2 Eliminación de fósforo por vía biológica

Se identifican dos fases en este tipo de tratamiento, una anaeróbica donde se busca captar los residuos fermentados para favorecer que los fosfatos se liberen y otra aeróbica que consiste en la acumulación de los polifosfatos dentro de la célula bacteriana debido la energía que se produce cuando se oxidan los productos almacenados. Los fosfatos almacenados en la célula se eliminan con el lodo residual. Los tratamientos biológicos convencionales producen una eliminación parcial del fósforo en un 25% aproximadamente, esto se debe a que los organismos emplean el fósforo en la síntesis celular y transportar energía, no obstante, bajo determinados escenarios operativos, se ha visto que algunos tipos de bacterias como las PAO (Poliphosphate Accumulating Organisms), consumen mayor cantidad de fósforo que la requerida, por lo que la eliminación de este ocurre cuando se retiran las células que lo tienen en gran cantidad.

En ausencia de oxígeno, las PAO asimilan AGV (Ácidos Grasos Volátiles) para almacenarlos como polihidroxialcanotatos (PHA). Con la energía aprovechable de los polifosfatos acumulados, las PAO asimilan el acetato y generan productos de polihidroxibutirato (PHB) intracelular, simultáneamente ocurre la liberación de ortofosfatos y de cationes como el potasio, magnesio y calcio. A medida que disminuye el contenido de polifosfato, aumenta la cantidad de PHB.

En la región aeróbica, la oxidación de los productos de almacenamiento produce energía e incrementa la acumulación de polifosfato intracelular. El PHB que está almacenado se metaboliza, generando energía la cual es utilizada para la formación de enlaces de polifosfato en la acumulación celular. El ortofosfato disuelto es eliminado y se adjunta a los polifosfatos al interior de la célula de la bacteria. El uso de PHB optimiza el desarrollo de las células y la nueva biomasa con alta concentración de polifosfato, constituye el fósforo eliminado. Mientras se va desechando una fracción de la biomasa, el fósforo acumulado se va eliminando del reactor biológico.

El método biológico más convencional para la remoción de fósforo es el de lodos activados, cuyo objetivo es descomponer la materia orgánica presente en compuestos orgánicos más estables y en compuestos inorgánicos (digestión). Los lodos activados combinan las aguas residuales y los microorganismos y a través de la aireación, absorbe el oxígeno y se separan los contaminantes, simulando las reacciones biológicas que ocurren en los cuerpos de agua receptores (Grupo Acura, 2022). En los procesos de tratamiento que utilizan lodos activados, el cultivo de bacterias está disperso en flóculos dentro de un reactor biológico, que no es más que un depósito donde hay agitación y aireación, en el cual las bacterias utilizan el contenido orgánico que está en el agua residual. La aireación es necesaria, ya que proporciona el oxígeno requerido por las bacterias aerobias para poder metabolizar el sustrato.

El reactor biológico constituye la primera etapa del proceso biológico, donde las aguas residuales entran en contacto con los lodos activados debido a la acción de la agitación, de esta manera los organismos se unen con el fluido y se oxida el contenido orgánico presente, para ello se inyecta constantemente oxígeno para activar a las bacterias, esta aireación se

puede realizar por medio de un soplador, por medio de la inyección de oxígeno puro o a través de sistemas de aireación mecánica. En el tanque de sedimentación ocurre la separación de los sólidos biológicos suspendidos en el efluente tratado. La recirculación se encarga de regresar al reactor biológico una parte de los sedimentos con el fin de mantener la concentración de los microorganismos, este sistema está compuesto por tuberías y bomba. Finalmente, la tubería de desecho se encarga de purgar los lodos que no son recirculados al reactor biológico (CBR Ingeniería, 2020). Dado que los microorganismos se reproducen, los lodos activados crecen, por lo que es necesario eliminar una parte con el fin de mantener una adecuada cantidad en el reactor biológico, este procedimiento se denomina purga (Mendoza et al, 2021).

Este tipo de tratamiento proporciona grandes resultados al eliminar hasta el 85% de DBO y sólidos suspendidos, además, en un sistema de lodos activados, el agua no se desperdicia en ningún momento, ya que por un lado está el agua que es depurada completamente y que puede ser empleada en actividades de la empresa o comunidad donde se tenga el sistema y por otro está el agua que se utiliza de nuevo dentro del mismo tratamiento para la generación de los lodos. Sin embargo, el agua residual a tratar en este tipo de procesos requiere un tratamiento previo y no remueve concentraciones importantes de fósforo, metales pesados, compuestos orgánicos no biodegradables, bacterias ni virus.

Otras potenciales desventajas que pueden presentar los sistemas de lodos activados tienen que ver con condiciones operativas y de diseño, por ejemplo, tiempo de retención hidráulica puede demorar hasta varios días para poder obtener buenos resultados en el tratamiento, por otro lado, en los procesos biológicos, se busca aumentar el tiempo que el lodo permanece en el sistema y en este tipo de procesos, los tiempos de retención de los lodos, suelen ser bajos.

Otro parámetro es el tamaño, puesto que los reactores biológicos tienden a ser bastante grandes, ocupando gran espacio de terreno. En cuanto al volumen y características de agua a tratar, se tiene que, si ocurre alguna variación, puede provocar que la calidad del tratamiento disminuya o se altere, por lo que, si se decide comenzar a tratar aguas de una nueva fuente, lo más probable es que se deba rediseñar el sistema.

También hay que considerar el costo de eliminar el lodo sobrante, ya que, a mayor cantidad de lodos a desechar, mayor será el costo asociado a la eliminación. En la etapa de sedimentación, puede darse que los sólidos no se compacten adecuadamente, quedando el lodo con alto contenido de agua y el sobrenadante con mayor turbidez de la deseada y finalmente, no hay que dejar de lado el factor humano, ya que este tipo de sistemas requiere supervisar parámetros que van más allá de una simple medición de pH o detectar fallas mecánicas, este tipo de proceso requiere de operadores bien calificados que sean capaces constatar la buena actividad de las bacterias y los protozoos en el fango con el fin de evitar alteraciones en el proceso.

6.3 Eliminación de fósforo por vía física

Los principales métodos físicos empleados para la eliminación del fósforo son la cristalización y la adsorción. La cristalización es un método bastante empleado para obtener estruvita, que se usa como fertilizante y consiste en quitar el fosfato del líquido a través de su paso a fase sólida mediante la precipitación como cristales, lo cual se logra mediante la adición de cloruro de magnesio para ayudar el proceso desde su reacción cuando se forma. Se ha observado que, a mayor concentración de magnesio, precipita una mayor concentración de fosfato, lo que perjudica la remoción de amonio, por lo que es un método que presenta

muchas restricciones en cuanto a que requiere estrictos controles del proceso, lo cual puede representar ciertas dificultades (Puigagut & García, 2021).

Con respecto a la adsorción, es un mecanismo para separar que ocurre cuando un gas o un líquido se almacena en la superficie de un sólido o de otro líquido llamado adsorbente, creando una película de las moléculas que se conoce como adsorbato. Durante la adsorción, el adsorbente permanece en un lecho fijo y el fluido circula de manera continua atravesando el lecho hasta saturar el sólido y no admitir más la separación. Este proceso puede emplearse en la recuperación de fósforo, eligiendo un adsorbente adecuado que debe cumplir ciertos parámetros en cuanto a capacidad, selectividad y volumen de adsorción, además debe tener fuertes enlaces físicos y químicos, no debe ser peligroso y debe ser fácil de recuperar y económico. Por lo general se utilizan óxidos de metales, cenizas, arcillas y resinas de intercambio iónico (Puigagut & García, 2021).

6.4 Remoción conjunta de nutrientes de las aguas residuales

La remoción conjunta de fósforo y nitrógeno se realiza mediante los siguientes sistemas de eliminación de nutrientes (Pérez, 2017):

- A^2O : es una modalidad del sistema A/O y representa un sistema que combina una parte anaeróbica una anóxica y otra óxica (A^2O) en la cual la región anóxica se sitúa en el medio de las regiones anaeróbica y aeróbica. El licor combinado con alto contenido de nitratos retorna del final de la zona aeróbica hacia la zona anóxica con el fin de que ocurra la desnitrificación antes del retorno del lodo a la zona anaeróbica.

- Bardenpho modificado: es una variante de la configuración A²O que tiene zonas anóxicas y aerobias agregadas al final del reactor. Este sistema fue diseñado con el objetivo de eliminar adicionalmente el nitrógeno con un regreso muy bajo de nitrato a la parte anaerobia.
- UCT: es otra variante de la configuración A²O, en este sistema el licor combinado retorna con alto contenido en nitratos desde el final de la parte aeróbica y el lodo desde el clarificador hasta la punta de la parte anóxica para la desnitrificación, siendo el objetivo disminuir el nitrato que regresa a la parte anaeróbica. El sistema UCT modificado emplea un segundo paso anóxico que recibe el licor retornado.

6.5 Control de la remoción conjunta de fósforo y nitrógeno

Los parámetros de control en los sistemas de remoción conjunta de nutrientes son los siguientes: caudal, tiempo de retención hidráulica, pH y DQO. En este tipo de sistemas se deben controlar los parámetros hidráulicos con el fin de alcanzar los objetivos de remoción, para ello se debe monitorear los tiempos de residencia lo cual se puede controlar mediante la construcción de una curva de distribución (Pérez, 2017).

Adicionalmente, para determinar el tiempo de residencia del líquido en el sistema, se pueden aplicar estimaciones del Índice de Cortos Circuitos, el Índice de Morril, el porcentaje de recuperación del trazador y la eficiencia hidráulica. Los análisis de curvas de tendencia permiten visualizar la presencia de zonas muertas dentro de cada una de las configuraciones (Correa et al, 2015).

6.6 Parámetros para establecer la contaminación de las aguas residuales por contenido de fósforo

Las reglas técnicas y sanitarias en España establecen como valor indicador de calidad hasta 170 $\mu\text{g/L}$ de fósforo en agua y hasta 400 μ en P_2O_5 . Como cantidad máxima se permite hasta 2,15 mg/L en fósforo. La determinación de la concentración de compuestos de fósforo total se puede realizar a través de los siguientes métodos (Ambientum, 2022):

- Prueba rápida de determinación de fosfatos, la cual emplea el método del heptamolibdato amónico.
- Método de colorimetría, el cual se aplica para determinar el ortofosfato.
- Método colorimétrico también con molibdato de amonio y ácido aminonaftolsulfónico.
- Método de previa digestión y determinación de fósforo total.

Los métodos colorimétricos miden la cantidad de fósforo presente en el agua en su forma más simple, que es el ortofosfato. Según el equipo que se utilice, la medición se arroja como fosfato y/o fósforo, sin embargo, la preferencia de la medición dependerá del estándar de la industria y/o mercado.

A lo largo del capítulo se puede observar que si bien los nutrientes como el fósforo son vitales para el desarrollo de todos los seres vivos, puede también convertirse en un grave problema ambiental como es la eutrofización y sus graves consecuencias que incluyen la proliferación descontrolada de plantas acuáticas, ocasionando el desequilibrio medioambiental, la disminución del oxígeno disuelto, la disminución de la calidad del agua y la aparición de toxinas producidas por algunos tipos de algas, representando una amenaza

para la salud. Adicionalmente, el impacto de este fenómeno no es solo ambiental, sino también socioeconómico en las zonas donde se produce, ya que se le atribuyen pérdidas económicas asociadas al incremento de los costos de purificación de agua, al impedimento de la navegación y la generación de malos olores.

En este sentido, es de suma importancia remover el fósforo contenido en las aguas residuales el cual se origina por las actividades industriales y domésticas jabones y detergentes de forma masiva, además del uso de fertilizantes y excreciones humanas y animales. Para la eliminación del fósforo de las aguas residuales, se cuenta con las diversas metodologías descritas anteriormente y que incluyen tratamientos físicos, químicos y biológicos, siendo el más convencional el biológico, por medio de sistemas de lodos activados.

Finalmente, es importante tener presente que la contaminación por exceso de fósforo en los cuerpos de agua naturales, afecta gravemente a los ecosistemas y que urge tomar medidas para un empleo más eficiente y sostenible de los fertilizantes. En este sentido, una de las principales medidas que propone la ONU para hacer frente a esta problemática, es el desarrollo de infraestructuras que sean capaces de recuperar el fósforo de los desechos que se generan y establecer un mercado global de productos reciclados ricos en este elemento. Por suerte, se cuenta con la tecnología requerida para lograr este objetivo y que se está haciendo presente en diversos países que ya cuentan con depuradoras de agua de última generación.

7. Caso práctico

Se requiere eliminar biológica y simultáneamente el contenido de nitrógeno y fósforo de unas aguas residuales urbanas con baja carga orgánica provenientes del sistema de alcantarillado de la ciudad de Barcelona, España, recolectadas en un pozo de bombeo ubicado en la calle Gran Capitán. Por lo que es necesario evaluar la compatibilidad de los procesos simultáneos de eliminación biológica de nitrógeno y de fósforo, y estudiar la influencia que tiene la relación alimento/microorganismos en los mecanismos de eliminación de estos compuestos (Knobelsdorf, 2005).

La caracterización de las aguas residuales arrojó los siguientes valores medios:

pH = 7,9

Alcalinidad = 355 mg como CaCO_3/L

Materia en suspensión = 48 mg/L

DQO = 227 mg O_2/L

NT = 28 mg N/L

PT = 6,9 mg P/L

De manera que, se propone la utilización de un reactor de flujo continuo de tipo VIP (del inglés *Virginia Initiative Plant*) que fue desarrollado en Norfolk, Virginia, (USA), por la *Hampton Roads Sanitation District* (HRSD), el cual consiste en un proceso que incluye una secuencia de tres zonas (i) anaerobia, (ii) anóxica, y (iii) aerobia y dos flujos de recirculación interna, seguidos de un decantador secundario.

El proceso de eliminación con este sistema se logra mediante una selección natural de bacterias especializadas. En la zona anaerobia se desarrollan bacterias capaces de eliminar ciertas cantidades de fosfatos de la biomasa, a la vez que consumen una porción de materia orgánica. En la zona aerobia son metabolizados compuestos orgánicos utilizándolos como fuentes de energía y carbono para el crecimiento celular. Finalmente, en la zona anóxica es eliminado el nitrógeno a partir del nitrato introducido por recirculación del líquido de mezcla de la zona aerobia.

Se instaló una planta piloto experimental, estructurada en dos etapas de la siguiente manera:

- 1) Instalaciones de captación, transporte y almacenamiento.
- 2) Planta piloto de fangos activados de flujo continuo, con tres reactores consecutivos de fangos activados.
- 3) Decantador secundario.

Se diseñó la secuencia de operación del reactor biológico y se puso en marcha en dos condiciones de operación diferentes, obteniendo los rendimientos de eliminación siguiente: un 42% de fósforo, un 99% de amoníaco, el 87% de la DQO y un 85% de la materia en suspensión. La mayor eliminación de DQO se logró en la zona anaerobia.

Luego de realizar la evaluación de la compatibilidad de los procesos simultáneos de eliminación biológica de nitrógeno y de fósforo, se concluyó que los rendimientos en la eliminación del nitrógeno se pueden considerar buenos, pues la eficiencia del proceso de nitrificación fue sistemáticamente superior al 97%, lo que lleva a calificar este proceso particular como excelente. Sin embargo, respecto a la eliminación de fósforo, se obtuvo que las concentraciones de nitratos en el efluente, las cuales estuvieron alrededor de los 0,20 mg

N/L conllevaron a que la liberación de fósforo se presentara por debajo de 1 mg P/L, siendo que a medida que el contenido de nitratos provenientes de la recirculación aumentó, la liberación de fósforo disminuyó notablemente, lo que perjudicó la asimilación de este en la zona aerobia, y por lo tanto el rendimiento en la eliminación de fósforo no fue tan alto.

Por lo que se recomienda realizar un estudio detallado de la relación que puede existir entre la concentración de nitratos en las aguas residuales urbanas y el rendimiento de eliminación de fósforo, para así verificar el parámetro limitante del proceso para este tipo de efluentes.

CAPITULO IX

TRATAMIENTO DE LODOS

1. Introducción

Durante los procesos involucrados en el tratamiento de aguas residuales son generados algunos subproductos, entre los cuales, los lodos o fangos ocupan un lugar importante (Gómez, 2021). Este producto secundario contiene de forma concentrada macros y micros nutrientes, agua y metales pesados, gracias al cúmulo de compuestos orgánicos y materias en suspensión que ha sido retirada de las aguas residuales y tanto su tratamiento como su eliminación, resultan costosos y complejos (Amador et al., 2015).

Los lodos producidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) por contener una elevada carga orgánica, son muy susceptibles de sufrir putrefacción y de causar una desmejora en la calidad de las aguas tratadas, a la vez que origina malos olores. Además, en las masas de lodos se encuentran retenidas grandes cantidades de microorganismos patógenos, de manera que su reutilización y vertido al ambiente se ve cada vez más restringida. Sin embargo, estas restricciones conllevan a que se deba implementar una gestión de sólidos cada vez más eficiente que valore este subproducto (Gómez, 2021).

Más específicamente, se puede decir que estos lodos o fangos provenientes de las PTAR son, por una parte, producto de la concentración de sólidos presentes en las aguas residuales y por otra, de la formación de sólidos suspendidos nuevos que resultan de los sólidos disueltos en los efluentes. Además, que, estos lodos son subproductos sólidos, semisólidos y hasta líquidos que son producidos a medida que las aguas residuales son sometidas a

tratamientos que involucren procesos u operaciones biológicas, mecánicas y químicas para la purificación de los efluentes en las PTAR (Amador et al., 2015).

A diario, en las PTAR se producen grandes volúmenes de lodos, que al contener microorganismos patógenos constituyen un riesgo sanitario. Esto debido a que para garantizar el cumplimiento de legislaciones, normas y regulaciones en cada país e internacionalmente, los efluentes deben ser sometidos a procesos de tratamientos severos a fin de retirar los contaminantes, incrementando la producción de fangos o lodos y, por consiguiente, la cantidad de plantas de tratamientos secundarios, terciarios y de lodos.

De manera que, cada vez es más necesario la aplicación de procesos que sean eficientes en el tratamiento, la disposición y la reutilización de los lodos, evitando así los problemas de contaminación que el vertido indiscriminado de lodos al ambiente pudiera traer y aprovechando los beneficios que estos pueden aportar a la agricultura y al mejoramiento de los suelos, gracias a su contenido de nutrientes y materia orgánica, teniendo presente que las características particulares y la composición de los lodos dependerán directamente del efluente tratado, su contenido, los tratamientos aplicados y el período del año en que se produjeron y trataron.

2. Procedencia de los lodos

Los lodos o fangos que provienen de las PTAR están constituidos por diferentes compuestos, los cuales dependerán directamente del origen de las aguas residuales que los generaron. Estos compuestos pueden generarse tanto de las aguas residuales domésticas, como de las de origen industrial. Además, las características de los lodos están muy relacionadas a los procesos de tratamientos utilizados en las PTAR, y estas a su vez

condicionarán las propiedades de estos subproductos y los tratamientos a los que serán sometidos (Amador et al., 2015).

3.1 Lodos provenientes de tratamientos biológicos

Estos lodos resultan de concentrar los sólidos presentes en las aguas residuales (lodos primarios) o de la conformación de sólidos suspendidos nuevos (lodos activados) que provienen de los sólidos disueltos. Las características que presentan estos lodos son apariencia floculada, color marrón y olor a tierra con humedad cuando no ha iniciado la degradación.

Los lodos generados en las PTAR pueden obtenerse de tratamientos sin digestión, solo por tratamientos físicos de separación, de tratamientos secundarios con digestión, que involucran tratamientos físicos y biológicos en los cuales disminuye la concentración de microorganismos patógenos, parásitos y compuestos carbonados a través de tratamientos químicos complementarios. De manera que, la calidad de estos lodos, respecto a su estabilidad, se define mayormente por la serie de tratamientos que le son aplicados (Amador et al., 2015).

Los sistemas de tratamientos de los lodos activos involucran tanto su crecimiento y evolución en el tanque de aireo, como el avance al tanque sedimentador y posterior recirculación al tanque de aireo; este proceso se repite reiteradamente hasta que los lodos están listos para ser purgados y eliminados del sistema. Las masas de lodos procedentes de los tratamientos biológicos de las PTAR principalmente están constituidas por microorganismos y materia sólida. Presentan un color marrón, a veces oscuro cuando está cerca de convertirse séptico, o un poco más claro si le falta aireación, generan poco olor y

son fácilmente deshidratados en zonas de secado adquiriendo un color marrón-negro y emitiendo un olor muy leve.

3.2 Lodos provenientes de tratamiento físico – químicos

En vista que, anteriormente eran muy utilizados los tratamientos físico-químicos que empleaban grandes dosis de coagulantes, generando a su vez grandes volúmenes de lodos, estos debieron ser sustituidos por tratamientos biológicos, los cuales generaban menos cantidad de lodos y eran más eficientes en la remoción de compuestos contaminantes.

De manera que, según Amador et al. (2015), en la actualidad los tratamientos físico-químicos se adaptaron a la utilización de dosis menores de coagulantes en combinación con dosis mínimas de polímeros, con bajos costos operativos y con un aumento en la eficiencia y en la generación de lodos en comparación a los tratamientos tradicionales. La utilización de hidróxido de sodio en combinación con dosis bajas de un coagulante generan lodos de color café, por el contrario, si la dosis del coagulante se eleva el color de los lodos será blanco. El flóculo que se forme sedimentará a gran velocidad antes de los 10 minutos y tendrá un aspecto homogéneo. Al utilizarse sulfato de aluminio disuelto en el agua, este producirá hidróxido de aluminio el cual generará flóculos inmediatamente, que sedimentarán de manera muy fácil y rápida, y los lodos producidos serán de un color oscuro.

Si el químico utilizado es el cloruro férrico, en dosis bajas (menores a 40mg/L) producirá lodos de color café, en dosis un poco más altas (40mg/L a 100mg/L) el color será más oscuro, y si las dosis son muy elevadas (mayores a 100mg/L) el color de los lodos tenderá a ser rojizo; los flóculos generados serán muy sedimentables y se asentarán en capas muy bien diferenciadas.

Por otra parte, el policloruro de aluminio (PAC) en las reacciones hidrolíticas mostrará diversas fases sólidas, en las cuales los flóculos se conformarán en grupos o estructuras en forma de esferas pequeñas, semejantes a cadenas o de ambas. Esta diferenciación en las estructuras permite la disminución de la turbiedad en el efluente. Con respecto al sulfato férrico, este se utiliza como un coagulante de tipo inorgánico, a fin de retirar el agua por medio de la coagulación y la floculación de las partículas coloidales suspendidas. Este compuesto puede ser preparado utilizando sulfato ferroso como el agente oxidante o con óxido férrico disuelto en ácido sulfúrico.

3.3 Caracterización de los lodos

La caracterización de los fangos o lodos resulta esencial para cuantificar el contenido de nutrientes y saber si puede ser utilizado en los suelos, y el contenido de contaminantes que deben ser retirados de estos para su reutilización o disposición final al ambiente. Para realizar una gestión adecuada de estos lodos se debe determinar la composición química donde se incluya también la concentración de metales, el contenido de microorganismos patógenos y de parásitos.

De acuerdo a algunas investigaciones realizadas, se han establecido parámetros cuantificables que indican el nivel de contaminación de los lodos, y se han determinado intervalos de valores para cada uno de estos parámetros, los cuales se pueden observar en la Tabla 10. Esta información es útil al momento de realizar la selección de los tratamientos aplicables a los lodos, desde el aspecto técnico, económico y medioambiental, para que estos puedan ser reutilizados o dispuestos al ambiente sin causar perjuicios.

Tabla 10.*Valores característicos de los lodos.*

Indicadores	Máximo	Mínimo
DQO total (mg/L)	90000	6000
DBO total (mg/L)	30000	2000
Nitrógeno total (mg/L)	1500	200
Fósforo total (mg/L)	300	40
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	100000	7000
Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	60000	4000
Ph	8,5	7,0
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	10 ⁸	10 ⁶

NMP Número más probable. DQO Demanda química de oxígeno. DBO Demanda Bioquímica de oxígeno.

Fuente: Amador y otros (2015).

En la determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) se emplean procedimientos espectrofotométricos, mientras que en la determinación de sólidos se emplean métodos gravimétricos o volumétricos. Igualmente, para determinar el contenido de nitrógeno total se utiliza el método Kjeldahl y en la determinación del fósforo total se emplea el método del cloruro de estaño, mientras que la determinación de metales pesados se realiza por absorción atómica.

De manera que según lo planteado anteriormente, cuando se va a seleccionar un tratamiento para lodos se debe considerar la flexibilidad del tratamiento para adaptarse a las características del subproducto y la compatibilidd de este con el medio ambiente. Además,

se debe tener en cuenta también la disponibilidad de los recursos económicos y el espacio físico para las instalaciones de la tecnología elegida.

3.4 Tratamiento aplicado a los lodos

Entre los tratamientos de fangos o lodos más comúnmente utilizados se encuentran los señalados por Amador et al. (2015), presentados en la Tabla 11. Sin embargo, existen otros, algunos de los cuales se explicarán brevemente más adelante.

Tabla 11.

Tratamientos y métodos empleados en los lodos.

Tratamiento	Métodos empleados
Operaciones previas	Bombeo, trituración, desarenado, homogeneización
Espesamiento	Gravedad, flotación, centrifugación, filtros de bandas
Estabilización	Cal, tratamiento térmico, digestión anaerobia y aerobia
Deshidratación	Filtraciones, centrifugación, secado
Desinfección	Pasteurización, química, almacenamiento de larga duración
Acondicionamiento	Químico, térmico
Secado térmico	En hornos, incineración, evaporadores múltiples
Compostaje	Biológico aerobio

Fuente: Amador et al. (2015).

3.5 Concentración o densificación

Este es un tratamiento que consiste en concentrar los fangos o lodos mediante la remoción de agua, con la finalidad de hacerlos más densos; con la densificación se logra una disminución del volumen del lodo aproximadamente entre un 30 % y un 80 %, siendo esto muy beneficioso para la aplicación de tratamientos posteriores como la estabilización y la

desinfección, puesto que se requeriría menor espacio para realizar las operaciones. Su utilización principal es para retirar el exceso de lodos acuosos en los procesos de lodos activados; realizándose este tratamiento en tanques diseñados para tal fin, por gravedad, por flotación o por centrifugación (De Moura & Sandoval, 2012).

La concentración por gravedad se desarrolla en tanques de sección circular, los cuales disponen un mecanismo giratorio de raseado, semejante a los decantadores. Aunque es muy utilizado, no resulta totalmente eficiente para lodos con alta concentración biológica, que procede de un tratamiento de lodos activos. En cuanto a la concentración por flotación, se tiene que esta presenta la ventaja de ser muy eficiente sin depender de la capacidad de sedimentación de los lodos, por lo que se utiliza para densificar los lodos secundarios de lodos activos (De Moura & Sandoval, 2012).

Por otra parte, la concentración por centrifugación se refiere al tratamiento de lodos con la aplicación de fuerzas centrífugas presentando ventajas respecto a la concentración por flotación, aunque el costo de inversión y el consumo de energía son muy altos. Luego de realizar la concentración o densificación, se obtienen lodos más concentrados, a los cuales se les podrán aplicar tratamientos posteriores que presenten una eficiencia adecuada, tales como digestiones aerobias y anaerobias (Pérez, 2016).

3.6 Digestión

Con la aplicación de un tratamiento de digestión se alcanza la estabilización de los fangos o lodos como resultado de la reducción de los microorganismos patógenos. Adicionalmente,

se logra la disminución de los sólidos debido a que estos se transforman en agua y dióxido de carbono, gracias a la mineralización. La digestión puede ser aerobia y anaerobia.

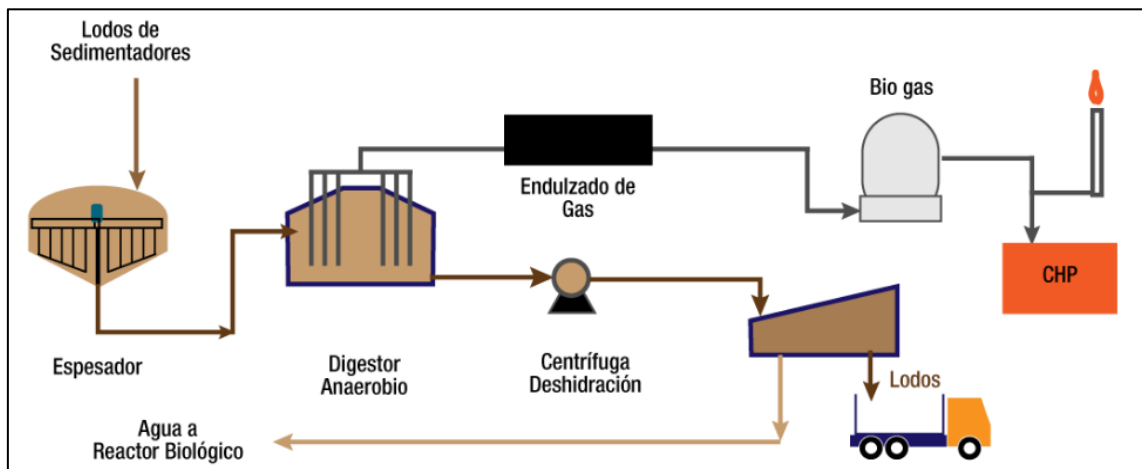
- **Digestión anaerobia**

La digestión anaerobia se trata de una descomposición de la materia orgánica por la acción de los microorganismos, en un ambiente sin oxígeno. Entre los productos de esta descomposición se incluyen el biogás, el cual es una fuente de energía renovable, y un biosólido con alto contenido de nitrógeno que puede ser usado para enriquecer los suelos o como materia prima para obtener compost. Esta digestión anaerobia es una adecuada alternativa tecnológica cuando se busca la valorización de los lodos, pues a través de esta se obtiene el biogás y el biosólido que puede ser reutilizado en la agricultura (Figura 55). Sin embargo, presenta la desventaja de requerir periodos de tiempos prologandos para arrojar esos resultados.

La digestión anaerobia se desarrolla en dos fases o etapas; la primera con la intervención de microorganismos saprofiticos facultativos, los cuales actúan transformando los ácidos volátiles, y la segunda con la producción de gas metano a partir de estos ácidos, actividad a cargo de las bacterias anaerobias (Pérez, 2016).

Figura 55.

Digestión anaerobia.



Fuente: <https://septar.com.mx/>

- **Digestión aerobia**

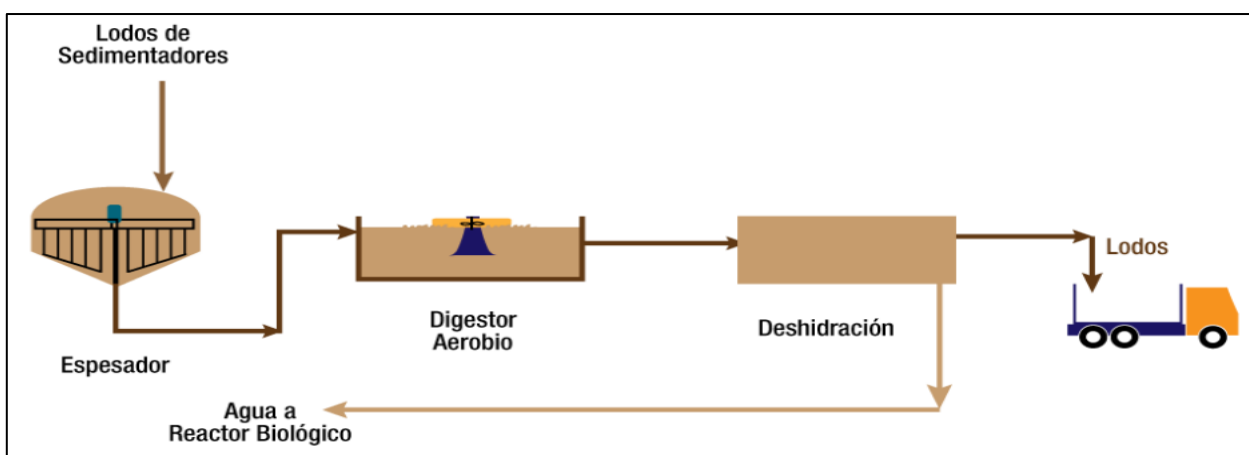
Por otra parte, se tiene que el propósito fundamental de la digestión aerobia es la estabilización de los lodos o fangos mediante la transformación de la materia orgánica volátil o la fracción de sólidos que generan olores desagradables, a productos que no generen estos malos olores y que la concentración de microorganismos patógenos sea reducida lo mayormente posible. Es decir, que la digestión aerobia comprende la transformación, llevada a cabo por microorganismos aerobios, de compuestos orgánicos sólidos presentes en los lodos, hasta convertirlos en productos que no generan olor, CO_2 y H_2O (Pérez, 2016).

Durante la digestión aerobia es necesario que la mezcla de lodos sea sometida a una aireación durante un tiempo prolongado para que se desarrollen microorganismos aerobios (Figura 56), los cuales consumirán el sustrato hasta agotarlo, para luego proceder a consumir

su propio protoplasma, obteniendo la energía necesaria para que se produzcan las reacciones de mantenimiento celular. A través de la digestión aerobia solo se oxida entre un 75 y un 80% del tejido celular y el porcentaje restante estará constituido por compuestos orgánicos y componentes inertes que ya no pueden ser biodegradados (Pérez, 2016).

Figura 56.

Digestión aerobia.



Fuente: <https://septar.com.mx/>

3.7 Deshidratación

Este tratamiento está referido a la operación física unitaria, cuya función fundamental es la disminución del contenido de humedad de los fangos o lodos. Principalmente se realiza por los siguientes motivos (De Moura & Sandoval, 2012):

- El costo de transporte hasta el lugar de disposición final disminuye.
- Es más fácil trabajar con un lodo deshidratado, que, con un lodo líquido, aunque esté denso.

- Es imprescindible deshidratar los lodos antes de llevarlos a incineración, para que aumente el poder calorífico de estos al eliminar el exceso de humedad.
- Es necesario deshidratar los lodos antes de ser dispuestos en vertederos controlados, para disminuir la generación de lixiviados en el área del vertedero. Esto debido a que los lixiviados son las aguas que se contaminan con los compuestos de los lodos y que se infiltran a través de los suelos.
- Al disminuir la humedad de los lodos, se evitan o disminuye la generación de malos olores.

Tecnologías para deshidratar lodos

Se debe considerar que el tratamiento de deshidratación de lodos es una operación física, que puede ser natural o mecánica, la cual persigue principalmente disminuir el contenido acuoso de un lodo y por ende su volumen; que además logra aumentar la concentración de materia seca del fango hasta en un 40%, disminuyendo los costos de traslado y los malos olores, optimizando así el manejo de los mismos.

De manera que, gracias a sus importantes ventajas, es necesaria la utilización de tecnologías adecuadas para que el propósito de la deshidratación sea alcanzado. Entre estas tecnologías, las más utilizadas son los sistemas mecánicos, antes que los naturales; y desde el aspecto económico las más empleadas en orden descendente son las centrífugas, los filtros de banda, los filtros de prensa y el tronillo deshidratador. Actualmente, existen varias tecnologías empleadas para la deshidratación de lodos (Figura 57), estas dependen directamente del espacio disponible y de los costes destinados para tal fin (Pinzón & Tellez, 2022).

Figura 57.

Tecnologías frecuentes en la deshidratación de lodos.



Fuente: Pinzón & Tellez (2022).

- **Centrifugación**

La utilización de la centrifugación en el tratamiento de lodos, con el fin de separar las fases que lo constituyen es muy común, debido en parte a que este proceso es muy eficiente en la eliminación de fases acuosas, especialmente cuando se tratan lodos aceitosos o con presencia de hidrocarburos (Servicios Ecológicos, 2022).

La operación que se alcanza al someter los lodos a un tratamiento en una centrífuga no es más que una decantación-clarificación con velocidad acelerada con aprovechamiento de la fuerza centrífuga que se genera por la velocidad giratoria de un tambor central; por este motivo estos equipos son llamados también como decantadores centrífugos (*Decanter*) o

clarificadores centrífugo. La centrifugación como proceso de deshidratación se fundamenta en la separación por la acción de la fuerza centrífuga, de las partículas de una mezcla sólido-líquido, formándose dos fases diferenciadas en el recipiente.

Se asemeja a la separación por gravedad, aunque en esta la separación se alcanza con una fuerza hasta 2000 veces mayor que la gravedad. El sedimento no presenta una estructura uniforme y el líquido flotante es el centrifugado o concentrado. Para deshidratar los fangos o lodos ya acondicionados en una centrífuga, primeramente, estos se introducen en el equipo, donde un distribuidor giratorio ubicado dentro del equipo distribuye el lodo hacia las zonas periféricas y al espacio anular ubicado entre el tornillo y la cubeta. Donde, por efecto de la fuerza centrífuga, las partículas son decantadas y depositadas en la pared interior de la cuba (Pinzón & Tellez, 2022).

- **Filtro de banda**

Según Pinzón & Tellez (2022), las etapas por las cuales pasa el subproducto para ser deshidratado son:

1. Descarga: para la descarga de los sólidos deshidratados se consigue separando las dos bandas y colocando en cada una de ellas una cuchilla longitudinal que impide que ningún trozo quede sin descargarse.
2. Limpieza: este tipo de filtro es muy adecuado para tratar los lodos de plantas medianas, y por lo general se instala al final de la línea de tratamiento de los fangos.

3. Floculación: donde una gran parte del fango residual necesita la aplicación de unos polielectrolitos orgánicos para que ocurra la floculación y una inicial y rápida separación de la mezcla.
4. Pre-Deshidratación: siendo esta la primera etapa de separación, y se realiza en el área de deshidratación, en la cual una parte importante del filtrado es escurrido por efecto de la gravedad a través de una cinta.
5. Filtración: se realiza en el área de paso de la cinta entre unos tambores perforados y unos rodillos de diámetro decreciente a través de una pista que tiene forma de “S”. En esta etapa los lodos son separados de la humedad excesiva.
6. Compactación y drenaje: esta etapa se desarrolla cuando las dos cintas y la torta pasan por una zona en la cual la presión y el esfuerzo cortante que es transmitido alcanzan su valor más alto. La torta de lodos es compactada.
7. Limpieza: para evitar que la cinta que se asocia la reducción se contamine, se realiza a todo el ancho un lavado frecuente y a presión.

- **Filtro de prensa**

Con esta tecnología, la deshidratación se alcanza sometiendo los lodos a altas presiones, con las ventajas de que la torta obtenida tiene elevadas concentraciones de sólidos, un filtrado con buena claridad, tiene capacidad para tratar sólidos difíciles para deshidratar y se consigue una estanqueidad de lodos entre el 35 y el 45%. Sin embargo, tiene como desventaja que los mecanismos que posee son extremadamente complejos, por lo que se requiere personal cualificado y especializado para su manipulación y mantenimiento (Pinzón & Tellez, 2022).

Estos filtros están compuestos por una serie de placas rectangulares dispuestas una frente a otra, y sobre cada placa se coloca una tela filtrante, el espacio entre las placas que puede estar entre 15 y 30 mm, será el espesor de la torta deshidratada. Para que estas placas se mantengan juntas se utilizan prensas hidráulicas que se accionan mecánicamente durante las etapas de funcionamiento de estos filtros, las cuales son: el llenado (15-20 min), filtrado (1-3 horas), vaciado (30min) y lavado (30min) (Pérez, 2021).

Los sistemas de deshidratación con filtro de prensa presentan algunos problemas de operatividad y mantenimiento entre las que se pueden mencionar: dificultades en la alimentación, en el acondicionamiento de los lodos y largos períodos fuera de servicio por mantenimiento y limpieza (Pérez, 2021).

- **Tornillo deshidratador**

Los tornillos deshidratadores han venido siendo utilizados más frecuentemente en el tratamiento de fangos debido a la sencillez de su tecnología y la flexibilidad para su operación, por lo que es una alternativa que merece ser considerada al momento de seleccionar un tratamiento de deshidratación de lodos. Entre las ventajas principales que presenta se encuentra que es un sistema eficiente, en el que se pueden tratar tanto lodos, como aguas residuales de diferente naturaleza en un solo equipo o sistema, alcanza altos niveles de deshidratación en lodos estabilizados de manera aerobia, lodos sometidos a digestión y lodos de flotación.

En su interior se compone de placas de anillos separadores cilíndricos, móviles y fijos, tal como se pueden observar en la Figura 58, que al realizar un movimiento rotacional permite un proceso continuo de deshidratación, eliminando a la vez posibles obstrucciones, pues está

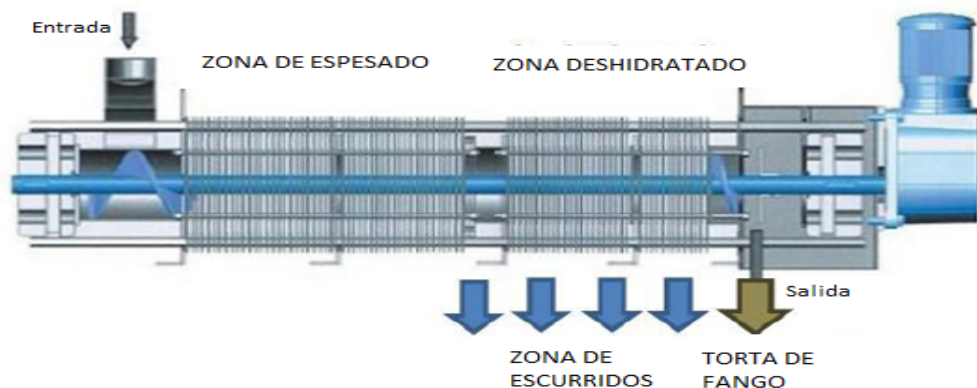
diseñado para ser un sistema automatizado que puede arrancar, operar y detenerse sin que intervenga un operador.

Estos sistemas son realmente eficientes en la deshidratación de fangos con elevado contenido de grasas y aceites, como los provenientes de mataderos y de la industria pesquera, química, textil y alimentaria en general. Adicionalmente, por ser un equipo sostenible, presenta otras ventajas, que de acuerdo a Aguas Industriales (2018), son:

- ✓ Bajo consumo energético y de agua de lavado.
- ✓ Nivel de ruido menor a 70 decibeles y sin vibraciones.
- ✓ Períodos de limpieza ajustable en frecuencia y duración.
- ✓ Operación continua y automatizada.
- ✓ Bajo costo de mantenimiento.
- ✓ Tamaño reducido.
- ✓ Larga vida útil.

Figura 58.

Esquema del equipo de deshidratación de lodos.



Fuente: <http://aguasindustriales.es/>

3.8 Secado

El secado es una operación en la cual se desarrollan dos transferencias, una de calor y una de masa. El calor se transfiere al agua contenida dentro del material a secar y el agua se evapora, eliminándose vapor de agua. En los lodos este tratamiento térmico es capaz de reducir el peso y de eliminar microorganismos patógenos, a través de la evaporación del agua presente en los fangos y ocurre principalmente con la utilización de hornos e incineradores y por exposición al sol (Cano, 2014).

Los secadores se pueden dividir básicamente en dos clases, según Cano (2014):

- 1) Secadores adiabáticos: en esta clase de equipo el calor se ingresa al secador a través de un gas caliente; el gas transmite el calor al agua contenida en los lodos y empuja hacia

afuera el vapor de agua que se produce. Este gas caliente puede venir de una combustión o de aire caliente.

- 2) Secadores no adiabáticos: en los cuales se realiza la transferencia de calor mediante una superficie sólida, es decir que el calor se transfiere al material lodoso mediante una placa metálica, la cual contiene el producto. El vapor de agua que se desprende es extraído por medio de una bomba, gracias al vacío que se produce dentro del sistema, o también puede ser eliminado por el aire circulante, al exponerse el producto al aire.

3.9 Compostaje

Los lodos producidos en lagunas de estabilización pueden ser utilizados en la agricultura como enriquecedores de suelos, sin embargo, no pueden ser adicionados directamente a estos si previamente no se han pasado por un proceso llamado compostaje. Este tratamiento es un proceso biológico a través del cual los subproductos de naturaleza orgánica son reducidos mediante la acción de bacterias, a un material estabilizado llamado compost. Por lo tanto, el objetivo primordial del compostaje es la transformación de los residuos orgánicos sensibles a la putrefacción a materiales estabilizados y libres de microorganismos patógenos que puedan dañar a seres vivos (Chunga Zapata, 2014).

El compost resultante de este tratamiento es un excelente abono orgánico, que proviene de la descomposición de los residuos orgánicos vegetales y minerales, y que mejora notablemente la estabilidad y estructura de la tierra, equilibrando los micronutrientes necesarios para las actividades bioquímicas de los vegetales, el cual puede ser obtenido de manera fácil.

Tipos de compostaje

Según Chunga Zapata (2014), pueden ser clasificados en dos tipos:

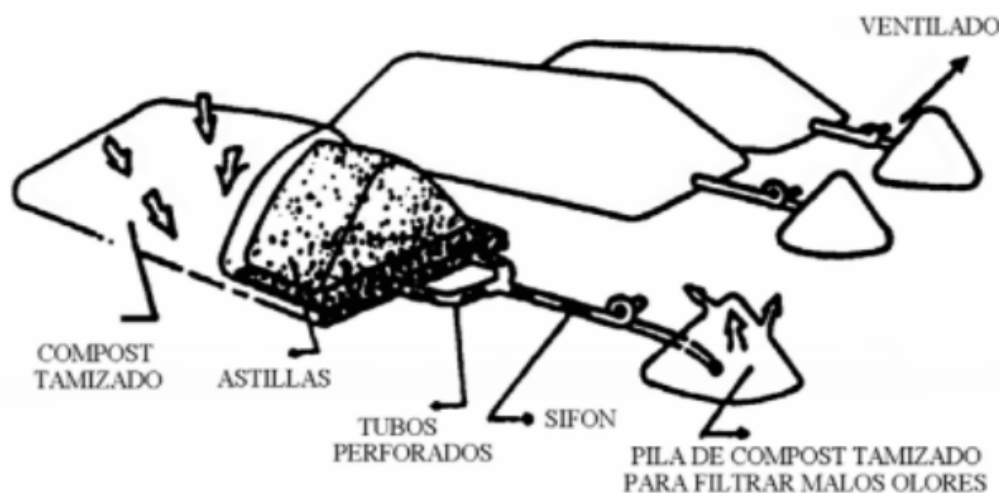
- Abonos orgánicos líquidos: como el biol, el té de humus y el té de compost.
- Abonos orgánicos sólidos: como el compost, el humus de lombriz, el *bokashi* y los abonos verdes.

De acuerdo a lo planteado por Chunga Zapata (2014), para el tratamiento de lodos por compostaje se pueden diferenciar dos sistemas:

- 1) Sistema de compostaje abierto: en el cual se forman pilas del material a compostar, agrupando el mismo en montículos, sin aplicar compresión fuerte, para que por el espacio entre partículas pueda circular el aire. Estas pilas pueden ser: (i) estáticas, en las cuales no se realizan volteos, sino que el aire se suministra mecánicamente (Figura 59); (ii) dinámicas, donde la aireación es de forma natural, por medio de volteos frecuentes de la pila.

Figura 59.

Pila estática con aireación forzada.



Fuente: Marín (2019).

- 2) Sistema de compostaje cerrado: en este sistema es necesario utilizar un digestor o reactor, lo que ocasiona que los costos de instalación sean mayores que los del sistema abierto; pero con las ventajas siguientes: (i) las condiciones del tratamiento pueden ser más fácilmente controladas, (ii) el proceso es más acelerado y (iii) requiere menos espacio de instalación que el sistema de pilas. Entre los sistemas de compostaje cerrado se pueden encontrar: reactores verticales, reactores horizontales y túneles de compostaje (Chunga Zapata, 2014).

Proceso de Compostaje

Cuando la materia orgánica es oxidada por la actividad microbiana, parte de la energía es captada y utilizada para la síntesis de nuevas sustancias de la célula, una vez que los microorganismos mueren, estas nuevas sustancias sirven de alimento para otros microorganismos presentes, los cuales producen dióxido de carbono, agua y nueva materia celular.

Todo este proceso se repite hasta que la materia orgánica restante es altamente resistente al ataque de microorganismos. Mientras que avanza el proceso de compostaje, se oxidan los compuestos orgánicos degradados y se convierten en materia húmica, la cual es cada vez menos degradable biológicamente. Esto generalmente ocurre en dos fases o etapas: descomposición y maduración (Chunga Zapata, 2014).

Índices de calidad del compost

El producto final del tratamiento de compostaje debe cumplir con unas especificaciones de calidad que garanticen que el compost es seguro para el ambiente y para la salud pública. Estas especificaciones son medidas por medio de parámetros químicos, físicos y microbiológicos, algunos de los cuales se presentan en la Tabla 12.

Tabla 12.*Especificaciones referenciales de la calidad del compost.*

Parámetro	Rango permisible
Humedad (%)	40 – 60
Tamaño de partícula (mm)	5 – 10
Materia orgánica (%)	25 – 50
Carbono orgánico (%)	8 – 50
Nitrógeno total (%)	0.4 - 3.5
Fósforo como P ₂ O ₅ (%)	0.3 - 3.5
Potasio como K ₂ O (%)	0.5 - 1.8
Cenizas (%)	20 – 65
Calcio como CaO (%)	20 – 65
Relación C:N	< 15
pH	6.5 - 8

Fuente: con información de Chunga Zapata (2014).

Microorganismos patógenos en el compost

Durante el proceso de compostaje se encuentran muchos microorganismos que van siendo eliminados a medida que la temperatura va alcanzando valores entre los 55°C y los 70°C, en intervalos de tiempo entre los 3 min y los 60 min. La eliminación de los microorganismos patógenos permite la inocuidad del abono orgánico. Esto ocurre cuando el material alcanza temperaturas de 55°C, siendo el valor óptimo de mayor eliminación una temperatura de 70°C por un periodo de tiempo entre 1 a 2 horas (Chunga Zapata, 2014).

3.10 Incineración

La incineración de lodos es un proceso para eliminar lodos por combustión o quemado. Los lodos provenientes del tratamiento de las aguas residuales, específicamente de la deshidratación, contienen elevada cantidad de agua, lo que hace necesario su deshidratación antes de ser incinerados. Por lo general, los gases que salen del incinerador son utilizados para secar los lodos. Gracias al poder calorífico de estos sólo se requiere poca cantidad de combustible para la incineración (Caballero, 2020).

Este se trata de un proceso de estabilización de sólidos muy completo, debido a que mientras se desarrolla, la materia orgánica es oxidada completamente, es eliminado cualquier tipo de olor y se destruyen los patógenos. Se lleva a cabo a temperaturas mayores a los 800°C en un ambiente oxigenado con la finalidad de conseguir la descomposición de los compuestos orgánicos. Es muy importante considerar la composición del lodo antes de iniciar este proceso, tanto por su capacidad calorífica, como por la presencia de materia orgánica tóxica y de metales pesados, debido a que estos contaminantes son emitidos en forma de gases de combustión, pudiendo causar problemas en la calidad del aire (Pinzón & Tellez, 2022).

El tratamiento de lodos por incineración es muy semejante a la incineración de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU), y puede ser dividido, de acuerdo a Caballero (2020), en diferentes fases o etapas:

- (i) Deshidratación de lodos
- (ii) Sistema horno-caldera
- (iii) Limpieza de metales pesados
- (iv) Evacuación de cenizas

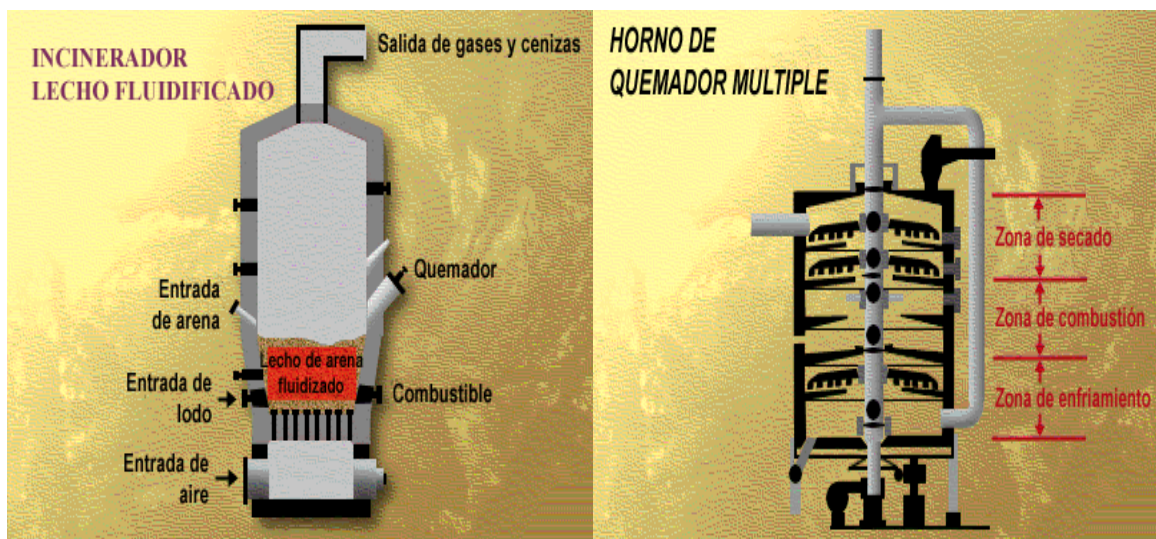
Los lodos procedentes de las PTAR se caracterizan por presentar un contenido elevado de materia volátil y un Poder Calorífico Inferior (PCI) alto, lo que sugiere la oportunidad de aprovechar energéticamente los lodos. Según Caballero (2020), la valorización energética de los lodos de PTAR puede desarrollarse quemando el lodo en hornos de combustión, en hornos industriales (usando el lodo como combustible de ayuda para los combustibles tradicionales) o en hornos de incineración junto a otros residuos (Figura 60).

Para lograr un ahorro energético durante la incineración, los lodos deben ser previamente deshidratados al máximo antes de entrar al horno y así, la energía liberada en la combustión no tiene que evaporar toda el agua contenida en el fango. Si no se hace este secado térmico previo, la mayor parte de la energía se gastaría evaporando el exceso de agua (Caballero, 2020).

Finalmente, se tiene que la combustión de las materias orgánicas presentes en los lodos provenientes de PTAR consigue disminuir notablemente la masa de este subproducto, quedando las cenizas resultantes constituidas solamente por las materias minerales de los lodos, que muchas veces contienen presencia importante de metales pesados, los cuales deben ser dispuestos con las precauciones correspondientes (Mendoza & Vigíl, 2012).

Figura 60.

Hornos de incineración.



Fuente: <https://cidta.usal.es/>

Los tratamientos de lodos a través de sus diferentes procesos, entre los cuales se encuentran la digestión, el secado, la concentración, deshidratación y el compostaje, así como su inclusión progresiva en la producción de humus, permiten obtener productos de gran utilidad en el campo de la agricultura. Obteniendo de igual forma beneficios entre los que se cuentan la reducción del volumen y peso de los lodos, la reutilización de agua tratada, la recuperación de materias valiosas disueltas en el lodo a tratar, la producción de fertilizantes, gracias a su contenido en fosfato y nitrato, la producción de energía (biogás y metano) y la eliminación de los riesgos para la salud asociados a los lodos residuales, gracias al desarrollo de procesos alternativos y tecnologías cada vez más optimizadas.

4. Caso práctico

Se presenta a continuación el caso de una planta procesadora de cangrejos instalada en Maracaibo, Venezuela, país ubicado en Sur América, cuyas aguas residuales requieren de un tratamiento biológico, pues presentan compuestos provenientes del procesamiento de camarones, cangrejos y conservas de pescados. El caudal del efluente es de 7,81 L de agua residual por cada kilogramo de cangrejo que se procesa, siendo que el promedio diario es de 214.775 L. La mayoría de los parámetros de caracterización del efluente se encuentran fuera de los límites establecidos para la descarga en cuerpos de agua, por la regulación ambiental de la región. Por esta causa se necesita instalar un sistema de tratamiento biológico que disminuya la contaminación para su descarga.

La caracterización de una muestra compuesta de las aguas residuales arrojó los siguientes resultados:

pH = 7,95

Alcalinidad Total = 154 mg/L

DQO = 531 mg/L

Sólidos Totales = 935 mg/L

Sólidos Sedimentables = 1 mg/L

Sólidos Suspendidos Totales = 70 mg/L

Sólidos Suspendidos Volátiles = 56 mg/L

Nitrógeno = 16,7 mg/L

Fósforo = 3,9 mg/L

Además, esta caracterización del afluente arrojó que el mismo contiene todos los nutrientes requeridos para mantener los procesos biológicos que se desarrollan en un sistema de lodos activados, debido a que se trata de aguas residuales provenientes de una planta procesadora de cangrejos, camarones y conservas de pescados, con altos niveles de nutrientes. De manera que, se evalúa la aplicación de un tratamiento mediante lodos activados, con la utilización de reactores biológicos continuos basados en el modelo de Eckenfelder y Wesley, para lo que se establecieron tiempos de residencia de 8, 12, 16 y 20 horas, y una concentración de sólidos suspendidos volátiles de 2400 mg/L, determinándose las constantes cinéticas del proceso.

Los reactores biológicos instalados están por láminas de plexiglass y poseen una cámara de aireación y una cámara de sedimentación, separadas por un baffle, que permite el paso de las aguas residuales junto y lodo, de una a otra cámara, lo que permite mantener el reciclaje y la recirculación del lodo. Los resultados obtenidos en los análisis físicoquímicos realizados al efluente luego del tratamiento a escala del laboratorio, indican la viabilidad del uso de tratamientos biológicos con lodos activados para la depuración de las aguas residuales provenientes de procesadoras de cangrejos, logrando eficiencias de remoción de la DBO superiores a 90%, y de la DQO por encima de 70% (Herrera et al., 2007).

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Adetunji, J. (2021). Cómo convertir las aguas residuales en una mina de fósforo. The Conversation. <https://theconversation.com/como-convertir-las-aguas-residuales-en-una-mina-de-fosforo-160799>
- Aguado García, D. (06 de junio de 2009). Cinetica del crecimiento biologico (Monod e Inhibición). Valencia, España: Universitat Politècnica de València. Recuperado el 08 de agosto de 2023, de <http://hdl.handle.net/10251/5347>
- Aguamarket. (2021). Aguamarket.com. Recuperado el 18 de enero de 2022, de www.aguamarket.com
- Aguas Industriales. (12 de diciembre de 2018). Aguas Industriales. Obtenido de Deshidratación de fangos EDAR con tornillos deshidratadores: <http://aguasindustriales.es/deshidratacion-de-fangos-edar-con-tornillos-deshidratadores/#:~:text=El%20tornillo%20deshidratador%20es%20un,separadores%20cil%C3%ADndricos%20fijos%20y%20m%C3%B3viles>
- Alzate, J. (2019). Remoción biológica de nitrógeno por nitrificación y desnitrificación aeróbica en reactor de cargas secuenciales SBR.
- Alzate, J. (2019). Remoción biológica de nitrógeno por nitrificación y desnitrificación aeróbica en reactor de cargas secuenciales BR.
- Arango Bedoya, O., & E Sousa, L. S. (12 de mayo de 2009). Tratamiento de Aguas Residuales de la Industria Láctea en Sistema Anaeróbicos Tipo UASB. RevBio Revista de la Facultad de Ciencias Agronomicas, 7(2), 24-31.
- Arrazate, B. (2021). *Tratamiento de aguas residuales provenientes del proceso de elaboración de fertilizante orgánico líquido con alta carga de nitrógeno*. Guadalajara, México: Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C.
- Arrojo, B., Padín, J., Figueroa, M., Corral, A. M., Campos, J. L., & Méndez, R. (2007). Reactores de biomasa granular: más capacidad en menos espacio. Tecnología del agua, 27(287), 32-39.

- Benintende, S., & Sanchez, C. (2009). Unidad Temática 2: Metabolismo Microbiano . En *Cátedra de Microbiología Agrícola* (págs. 1-10). Concepción del Uruguay: Universidad Nacional de Entre Ríos. Disponible en: http://www2.fca.uner.edu.ar/files/academica/deptos/catedras/microbiologia/unidad_2_metabolismo_microbiano.pdf.
- Blaz, S. (2019). Rotíferos como indicadores de la calidad ambiental en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de San Juan de Miraflores (PTAR Sedapal- SJM). Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Escuela Profesional de Ciencias Biológicas. Lima, Perú: Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.
- Borrás, C. (2022). Qué es la eutrofización: definición y características. *Ecología Verde*. <https://www.ecologiaverde.com/que-es-la-eutrofizacion-definicion-y-caracteristicas-34.html>.
- Bustamante, C. (2022). Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Lima: Flowen.
- Caballero, A. (2020). Diseño de una planta de incineración de lodos de depuradora. Sevilla: Universidad de Sevilla. Escuela Técnica Superior de Ingeniería.
- Cano, O. (2014). Tipos de secado en alimentos. Buenavista - México: Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.
- Caycedo Lozano, Liliana, Ramírez, Lucía Constanza Corrales, & Suárez, Diana Marcela Trujillo. (2021). Las bacterias, su nutrición y crecimiento: una mirada desde la química. *Nova*, 19(36), 49-94. doi:<https://doi.org/10.22490/24629448.5293>
- Cazorla, X., Zambra, G., López, J., & Ríos, I. (2021). Tratamiento biológico de aguas residuales como un proyecto de emprendimiento comunitario del Tejar Balbanera . *Dominio de las Ciencias*, 1767-1787.
- Chamy, R., Vivanco, E., & Yaya, R. (2018.). Manual Técnico sobre tecnologías biológicas anaerobias aplicadas al tratamiento de aguas y resiuos industriales. España.: Programa CYTED. RED TRITON316RT0508.

- Chriwa Umwelt-Systemtechnik und Service GmbH. (2011). *Tratamiento aerobio de aguas residuales procedentes de la elaboración de bebidas en un sistema SBR*. Hambühren, Alemania: CUSS.
- Chiva, S., Berlanga, J., Martínez, R. & Climent, J. (2018). Depuración de aguas residuales: digestión anaerobia. Cátedra FACSA de innovación en el ciclo integral del agua. Universitat Jaume I.
- Chunga Zapata, E. (2014). Propuesta de compostaje de los lodos removidos de las lagunas de estabilización de la Universidad de Piura. Perú: Universidad de Piura. Facultad de Ingeniería.
- Condorchem Envitech. (2022). Página Web Condorchem Envitech. Recuperado el 11 de noviembre de 2022, de Pagina Web Condorchem Envitech: <https://condorchem.com>
- Comeau, Y. (2017). Metabolismo Microbiano. En G. Amy, D. Brdjanovic, G. Ekama, Y. Comeau, J. Orozco, C. Gerba, y otros, *Tratamiento biológico de aguas residuales. Principios, modelación y diseño* (págs. 9-34). Cambridge: IWA Publishing.
- Condorchem Envitech. (2023). Sistemas con reactores aeróbicos para tratar aguas residuales. Condorchem Envitech.
- Corre, B., & Mocha, J. (2021). *Tratamiento de aguas residuales mediante biodiscos en la planta de beneficio "Reina del Cisne", El Pache - Portovelo - El Oro*. Cuenca, Ecuador: Universidad Politécnica Salesiana. Disponible en: <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/20119/1/UPS-CT009044.pdf> [Consulta: 29 de noviembre de 2023].
- Correa, S., Gamarra, Y., Salazar, A. & Pitta, N. (2015). Evaluación de la Remoción de Nitrógeno, Fósforo y Sulfuros en Agua Residual Doméstica, Utilizando Phragmites australis en Bioreactores. Información tecnológica, 26(6), 89-98. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642015000600011>
- Cortez Martínez, F., Treviño Cansino, A., & Tomasini Ortiz, A. C. (2017). Dimensionamiento de Lagunas de Estabilizacion (Primera ed.). Ciudad de Mexico, Mexico: Instituto Mexicano de Tecnologia del Agua.
- Crespo, G. (2020). Factores que influyen en el manejo integrado de nutrientes para la producción agrícola. Universidad de Colima.

- Crites, & Tchonaboglous. (2000). Sistemas de manejo de aguas residuales. Mc Graw Hill.
- Cuellas, A. (2020). Bioquímica de los Alimentos. Metabolismo y Bioenergética. Universidad Nacional de Quilmes. Quilmes, Argentina. Obtenido de <https://exa.unne.edu.ar/biologia/fisiologia.vegetal/Metabolismoybioenergetica.pdf>
- Dairy-Cattle. (2019). Fósforo: Importancia, Problemas Ambientales y Requerimientos en Ganado de Leche. <https://dairy-cattle.extension.org/fósforo-importancia-problemas-ambientales-y-requerimientos-en-ganado-de-leche/>
- De Moura, E., & Sandoval, B. (2012). Propuesta de alternativas de floculantes para la deshidratación de lodos biológicos de la planta de tratamiento de aguas residuales de Alimentos Polar Comercial, CA. – Planta Turmero. Valencia: Universidad de Carabobo. Facultad de Ingeniería.
- Del Campo. (2018). Sistemas de tratamiento de remoción de nitrógeno y fósforo, de efluentes de industrias de la cuenca del río Santa Lucía. Universidad de La República Uruguay.
- Delgado, A. (2020). Eliminación de nitrógeno de aguas residuales. Método electroquímico y alternativas convencionales [Trabajo de Fin de Máster]. Universidad de Sevilla.
- Díaz, S.; García, M. A y Martín-González, A. (2014). Aprendiendo metabolismo microbiano en una EDAR (Estación Depuradora de Aguas Residuales). Reduca (Biología). Serie Microbiología. Microbiología ambiental., 7(1), 15-32. Obtenido de <http://www.revistareduca.es/index.php/biologia/article/view/1538/1746>
- Domínguez, L. (2020). Recuperación de fosfatos de aguas residuales con zeolitas en ensayos en discontinuo [Trabajo de Fin de Grado]. Centro Universitario de la Defensa en la Escuela Naval Militar. <http://calderon.cud.uvigo.es:8080/api/core/bitstreams/473e46c7-8a0f-4b45-9d17-7b1b91f15e78/content>
- Duque-Sarangor, P.; Heras-Naranjo, C.; Lozano-Criollo, D. y Vilorio, T. (2018). Modelamiento del tratamiento biológico de aguas residuales; estudio en planta piloto de contactores biológicos rotatorios. Revista Ciencia Unemi, 11(28), 88-96

- Echeverriborda, G., Mesa, F., Chalar, G., Kruk, C., & Piccini, C. (2022). Experiencia de aplicación de microorganismos efectivos nativos (MEN) para el tratamiento de aguas residuales. *Revista del Laboratorio Tecnológico del Uruguay* , 1-18.
- EPA. (1999). Folleto informativo de tecnología de aguas residuales Reactores secuenciales. Washington D.C: United States Environmental Protection Agency.
- EPA. (2000). Wastewater Technology Fact Sheet. Washington: Municipal Technology Branch.
- EPA. (2023). Contaminación por nutrientes
- Espinosa-Rodríguez, M. A., Flores- Álamo, N., Esparza-Soto, M., & Fall, C. (2012). Efecto de la temperatura en la tasa de crecimiento y decaimiento heterotrófico en el rango de 20-32°C en un proceso de lodos activados. *Revista mexicana de ingeniería química*, 11(2), 309-321. Recuperado el 10 de agosto de 2023, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1665-27382012000200010&lng=es&tlng=es
- Ferrer Polo, J., Seco Torrecillas, A., & Robles Martínez, Á. (2018). Tratamientos biológicos de aguas residuales. Valencia: Editorial Universitat. Politècnica de València.
- Ferrer, J., Seco, A., Robles, A. (2018). Tratamientos biológicos de aguas residuales. Valencia: Editorial Universitat Politècnica de València.
- Ferrer, P. G., & Seco, T. A. (2008). Tratamientos biológicos de aguas residuales. Alfaomega Grupo Editor.
- Goli, A., Shamiri, A., Khosroyar, S., Talaiekhosani, A., Sanaye, R., & Azizi, K. (2019). A Review on Different Aerobic and Anaerobic Treatment Methods in Dairy Industry Wastewater. *Journal of Environmental Treatment Techniques* , 7(2), 113-141.
- Gómez, Á. (2021). Diseño de un proceso de tratamiento de aguas residuales urbanas para una pequeña población. Estudio comparativo. España: Universidad de Valladolid. Escuela de Ingenierías Industriales.
- Greenteach. (2022). El ciclo del fósforo o ciclo biogeoquímico del fósforo. <https://www.greenteach.es/el-ciclo-del-fósforo-o-ciclo-biogeoquimico-del-fósforo/>

- iAgua. (2018). Eliminación del nitrógeno de las aguas residuales.
- Herrera, L., Yabroudi, S., Cárdenas, C., Velásquez, L., Maldonado, H., Vargas, L., y otros. (2007). Tratamiento biológico de efluentes de industrias procesadoras de cangrejo azul usando lodos activados. *Interciencia*, 1-15.
- Iáñez Pareja, E. (2003). Agentes Físicos. Biotecnología y microbiología. Granada, España: Universidad de Granada. Recuperado el 01 de agosto de 2023, de https://www.ugr.es/~eianez/Microbiologia/13agfisicos.htm#_Toc59451619
- Ingeniería de Tratamiento y Acondicionamiento de Aguas. (2010). Hierro y Manganese como contaminantes del agua. Recuperado el 28 de Julio de 2023, de <http://www.oocities.org/edrochac/sanitaria/fierromanganese10.pdf>
- Innotec. (2021). La importancia y características de las aguas residuales.
- Julio, I. (2016). Evaluación del potencial de biometanización de la codigestión de lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales municipales mezclados con residuos de alimentos. Medellín: Universidad de Antioquia. Facultad de Ingeniería.
- Junco Díaz, R. y Pérez, C. (2001). Metabolismo microbiano. Obtenido de https://www.researchgate.net/profile/Raquel-Junco-Diaz/publication/288670427_Metabolismo_microbiano/links/5682ef7908ae19758391be87/Metabolismo-microbiano.pdf
- Knobelsdorf Miranda, J. (2005). Eliminación biológica de nutrientes en un ARU de baja carga orgánica mediante el proceso VIP. Escola Tècnica Superior d'Enginyers de Camins, Canals i Ports de Barcelona. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Kreuk, M., McSwain, B., Bathe, S., Tay, S., & Schwarzenbeck, W. P. (2005). Discussion outcomes in: Aerobic Granular Sludge. . Water and Environmental Management Series, IWA Publishing, Munich., 162-169.
- López-Padrón, I., Martínez-González, L., Pérez-Domínguez, G., Reyes-Guerrero, Y., & Núñez-Vázquez, M. &.-R. (2020). Algae and their uses in agriculture. An update. Cultivos Tropicales, 41(2). Obtenido de http://scielo.sld.cu/pdf/ctr/v41n2/en_1819-4087-ctr-41-02-e10.pdf

- Maldonado, Y. (2020). Ciclo del nitrógeno: Etapas, importancia y características.
- Mba, D. (2003). Mechanical Evolution of the Rotating Biological Contactor into the 21st century. *Journal of Process Mechanical Engineering*, 217(3), 189-219.
- Mendoza, J., Bes, M., Luján, M. & Ferrer, E. (2021). Tratamiento de fangos de depuración de aguas residuales. Valencia: Editorial Universitat Politècnica de València
- Mendoza, M., & Vigíl, J. (2012). Evaluación físico-química y microbiológica de cuatro niveles de lodos ordinarios en la elaboración de compost. Ciudad Universitaria: Universidad del Salvador. Facultad de Ciencias Agronómicas.
- Metcalf, E., & Eddy, H. I. (1995). Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización. (Vol. 4). New York: McGraw-Hill.
- MITA Water Teccnologies. (2020). *Proyectos de tratamiento de aguas. Biodiscos y decantador para una empresa alimentaria italiana*. Siziano, Italia: MITA.
- Mizyed, A. (2021). Review on Applicaction of Rotating Biological Contactor in Removel of Varios Pollutants Fron Effluent. *Technium BioChemMed*, 2(1), 41-61.
- Moeller, G. y Tomasini Ortiz, A. C. (2010). Microbiología de lodos activados. Bogotá: IDEAM.
- Moreira, F. y Siqueira, J. (2006). Microbiologia e Bioquímica do Solo. Lavras: Editora UFLA.
- ONU. (2021). Una mejor gestión mundial del fósforo brindará seguridad alimentaria y reducirá la contaminación. <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/una-mejor-gestion-mundial-del-fosforo-brindara-seguridad>
- Partal, F. (2020). El fósforo, un elemento esencial para la vida que también puede acabar con ella. BBC News Mundo. <https://www.bbc.com/mundo/noticias-54557088>
- Pérez, M. (2016). Tratamiento de lodos residuales procedentes de plantas de tratamiento de aguas residuales mediante procesos electroquímicos para la disminución de metales pesados (Pb). Cuenca - Ecuador: Universidad Politécnica Salesiana.
- Pérez, S. (2017). Optimización de la eliminación biológica de nitrógeno (BNR) en un proceso Bardenpho modificado mediante un controlador de aireación basado en sonda de amonio (ABAC). <http://hdl.handle.net/10251/90730>

- Pinzón, L., & Tellez, L. (2022). Diseño de una planta de deshidratación y secado de lodos industriales provenientes del proceso de enfriamiento de un horno incinerador de la empresa PROSARC S.A ESP. Bogotá D.C.: Fundación Universidad de América. Facultad de Ingeniería.
- Puigagut, J. & García, J. (2021). Recuperación de fósforo de aguas residuales [Trabajo de Fin de Máster]. Escola de Camins. <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/361737/Recuperacio%20n%20de%20fosforo%20de%20aguas%20residuales.pdf?sequence=1>
- Rivera, M. (2023). Evaluación e interpretación del crecimiento, productividad de biomasa y remoción de nutrientes de *Arthrospira platensis* en agua residuales. Universidad Regional Amazónica IKIAM. https://eventos.ikiam.edu.ec/event/34/contributions/385/attachments/86/143/AnteProyecto_Rivera_M.pdf
- Romero, L. (2008). Caracterización morfométrica y aspectos filogenéticos de cepas de rotíferos del grupo *Brachionus plicatilis* (ROTIFERA: Brachionidae) utilizados en la acuicultura peruana. Tesis de Maestría. Lima, Perú: Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Suárez, V. (2019). Análisis de alternativas para la eliminación de nutrientes en la EDAR "La Poveda" (Rivas-VaciaMadrid, Madrid) [Trabajo de Fin de Máster], Universitat Politècnica de Valencia.
- Tchobanogluos, G., & L Burton, F. (1995). Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización Volumen I (Vol. I). Madrid, Comunidad Autónoma de Madrid, España: McGraw-Hill.
- Telwesa. (2021). Tipos de tratamientos biológicos para aguas residuales. <https://telwesa.com/tipos-de-tratamientos-biologicos-para-aguas-residuales/>
- Tinoco Sáenz, R., & Espinoza-Correa, J. (2017). Tratamiento de aguas residuales mediante un sistema anaerobio para comunidades rurales. *Conference Proceedings UTMACH* (págs. 92-101). Machala: Ecuador.

- Van Haandel, A., & Van Der Lubbe, J. (2012). Handbook of biological wastewater treatment design and optimisation of activated sludge systems (Second Edition ed.). London, United Kingdom: IWA Publishing.
- Vilaseca, M. M. (2001). Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica. Boletín Intexter del Instituto de Investigación Textil y de Cooperación Industrial (U.P.C.), 119, 67-72.
- Viracucha, S. (2012). Tratamiento biológico de aguas residuales generadas en un ingenio azucarero - con la tecnología de lodos activados. Facultad de Ingeniería Química. Quito, Ecuador: Universidad Central del Ecuador. Recuperado el 01 de agosto de 2023, de <http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/864/1/T-UCE-0017-18.pdf>
- Williams, S. (2011). Reconsidering Rotating Biological Contactors as an Option for Municipal Wastewater Treatment. Trabajo de investigación, Grand Rapid.
- Yara. (2023). Tratamiento biológico de aguas residuales – Nutrientes. <https://www.yara.com.co/productos-quimicos-nitrogenados-y-soluciones-medioambientales/tratamiento-de-aguas-residuales/tratamiento-biologico-de-aguas-residuales>.
- Yaya Beas, R. E. (2012). *Tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Lima, Perú: Universidad Nacional de Ingeniería. Facultad de Ingeniería Ambiental.

Nelly Ivonne Guananga Diaz.

Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Facultad de Ciencias, carrera de Bioquímica y Farmacia.

ORCID <https://orcid.org/0000-0003-0451-7878>

nguananga@epoch.edu.ec, nellyguananga13@gmail.com

Nació en Riobamba – Chimborazo – Ecuador. Graduada de Dra. Química Especialidad: Orgánica-Bioquímica, y de Maestría en Ciencias en Biotecnología en la ESPOCH. Egresada del Doctorado en Ciencias Ambientales en la Universidad Mayor de San Marcos del Perú. Experiencia en Control de Calidad de la empresa farmacéutica Schering Plough de Ecuador S. A. (1987 – 1988), jefe de Control de Calidad en Orgarina (1998 -1980), docente en la Universidad Nacional de Chimborazo (UNACH) en la Facultades de Salud y de Ingeniería (2014 – 2017) en materias de Instrumentación I, Química I, Química II y Laboratorio, y Química Orgánica, docente en la ESPOCH (2011, 2013 – 2014 y desde 2017 hasta la actualidad) en materias de Biología, Biología Molecular, Bioquímica II, Biotecnología Ambiental, Química Inorgánica, Química I, Química Analítica, Impactos Ambientales, y Biorremediación. Investigadora "senior" de la ESPOCH, Investigadora Agregada 2 del SENESCYT Registro Nacional de Investigadores No. REGINV-22-06135. Miembro del Grupo de Investigación Leishmaniosis y otras parasitosis en el Ecuador "LEISHPAREC" de la carrera de Bioquímica y Farmacia, directora de proyecto de investigación, ponente, capacitadora, participante en proyectos de vinculación, en gestión, coautora de libro, y publicación de artículos científicos. Cédula: 0601605074

Luis Elías Guevara Iñiguez

Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Facultad de Ciencias, carreras de Ingeniería Ambiental, y, de Química.

ORCID <https://orcid.org/0009-0009-6480-604X>

lguevara@epoch.edu.ec, luis.guevara.iniguez@gmail.com

Nació en Riobamba – Chimborazo – Ecuador. Dr. Químico, Especialidad: Físico-Químico, y, Magister en Ciencias en Biotecnología en la ESPOCH. Docente en la ESPOCH- Facultad de Ciencias desde 1985 hasta la actualidad, con funciones directivas de Vicedecano de la Facultad de Ciencias, Director de las carreras de Química, y, de Bioquímica y Farmacia, dictado de clases de Química Analítica, Química General, Físico Química, Química Cuántica y Métodos Numéricos. Miembro del Grupo de Investigación Leishmaniosis y otras parasitosis en el Ecuador "LEISHPAREC", actividades de gestión, vinculación e investigación. Director de proyecto de vinculación, participante en investigación y publicación de artículos científicos.

Cédula: 060117995-5.

María Verónica González Cabrera

Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH) – Facultad de Ciencias Pecuarias, Carrera de Agroindustria.

ORCID: 0000-0002-5358-798X mariav.gonzalez@epoch.edu.ec, verogc86@hotmail.com.

Nacido en Guano, Chimborazo - Ecuador, Bioquímica Farmacéutica de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Magister en Agroindustria mención Gestión de la Calidad y Seguridad Alimentaria de la Universidad de las Américas. Con experiencia profesional en tratamiento de aguas residuales y control de sólidos de perforación; así como el control de calidad de agua potable. Ha trabajado como Analista de Medicamentos Biológicos en la Agencia Nacional de Regulación, Control y Vigilancia Sanitaria y dentro del área de alimentos su experiencia se basa en el control de calidad y seguridad alimentaria en la planta de ARCA Continental - Ecuador. En la actualidad, ejerce como Profesora en la Facultad de Ciencias Pecuarias, de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo ubicada en Riobamba, Ecuador. Ha realizado a nivel universitario actividades de gestión, vinculación e investigación, siendo director subrogante de proyectos de Investigación y Coordinador de proyectos de vinculación en el área agroindustrial

Estefanía Freytez Boggio

Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado, Decanato de agronomía, Programa de Ingeniería Agroindustrial. Correo: estefaniafreytez@ucla.edu.ve, estefaniafreytez@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/my-orcid?orcid=0000-0002-6133-5555>

Estefanía Freytez Boggio nació en Barquisimeto, estado Lara, Venezuela en 1983. Graduada de Ingeniero agroindustrial en el año 2006 en la Universidad Centro-Occidental Lisandro Alvarado. Magíster en Ingeniería Ambiental en la Universidad de Carabobo en el año 2016. Para el 2021, recibió el grado de Doctora en Ingeniería en la Universidad de Carabobo. Entre 2007 y 2008, fue profesora en la Universidad Nacional Experimental de los Llanos Ezequiel Zamora, dictando los cursos de Desechos Agroindustriales y Agroindustria Vegetal. Para el año 2008, fue profesora en el Instituto Tecnológico Apure, dictando el curso de Agroindustria Vegetal. Entre 2008 y 2010, se desempeñó como jefa de despacho en el Ministerio del Poder Popular para la Agricultura y Tierras, gestionando proyectos agrícolas y trabajando en conjunto con el Instituto Nacional de Agricultura y Tierras. Desde 2010 hasta la actualidad, es profesora del Programa de Ingeniería Agroindustrial de la Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado, impartiendo las asignaturas de Residuos Agroindustriales I y II, y la optativa de Higiene y Seguridad Industrial, destacándose en el tratamiento de aguas residuales generadas por las agroindustrias y en el manejo integral de los residuos sólidos. Desde 2014 hasta la actualidad es miembro activo del Centro de Hidrología y es autora de artículos y libros publicados.

ISBN: 978-9942-33-778-8



compAs
Grupo de capacitación e investigación pedagógica



@grupocompas.ec

compasacademico@icloud.com