



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

“ACLIMATACIÓN DE UN PROCESO DE
LODOS ACTIVADOS PARA TRATAR
AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA
TEXTIL”

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

PRESENTA:

JOSÉ URIEL SÁNCHEZ VIVEROS



DIRECTOR DE TESIS: DR. FRANCISCO JOSÉ TORNER MORALES

Los Reyes Iztacala; Edo. De México, 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: Dr. Alfonso Lugo Vázquez

VOCAL: Mtra. Esperanza del Socorro Robles Valderrama

SECRETARIO: Dr. Francisco José Torner Morales

1er. SUPLENTE Mtra. Elizabeth Ramírez Flores

2do. SUPLENTE: Dr. Víctor Manuel rivera Aguilar

SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA:

Laboratorio de Microbiología Ambiental
Unidad de Investigación Interdisciplinaria en Ciencias de la Salud y la Educación (UIICSE)
Facultad de Estudios Superiores Iztacala U.N.A.M.

ASESOR:

Francisco José Torner Morales

SUSTENTANTE:

José Uriel Sánchez Viveros

DEDICATORIAS

A diosito

Por ponerme en este mundo y permitirme conocer a la vida desde la ciencia, para poder servirte y servir al mundo de la mejor manera que pueda.

A mis padres

Mercedes Viveros Montes y José Sánchez Posadas

Por su amor, su apoyo, su esfuerzo, su dedicación incondicional. Por guiarme siempre por el sendero del bien, del servicio y del amor.

A mis hermanos

Miguel Fabián Sánchez Viveros y Luis Gabriel Sánchez Viveros

Por su comprensión, su compañía, sus juegos y abrazos, porque los quiero y quiero ser un ejemplo para ustedes

A ti mi amor

Katterine Hernández Hernández

Por tu cariño tu apoyo incondicional, tu sabiduría y comprensión, por tu dulzura y tu paciencia, por ser el hoy de todas mis mañanas

A mi bebe que viene en camino...

¡A MI FAMILIA, TIOS, TIAS, ¡ABUELOS, ABUELITAS, PRIMOS, PRIMAS,
MI FAMILIA!!

¡¡LOS AMO; ¡LOS AMO CON TODO MI CORAZON!!!

“GRACIAS POR SU APOYO Y PERMITIRME SER PARTE DE SUS VIDAS”

AGRADECIMIENTOS

A LOS SINADALES:

Dr. Alfonso Lugo Vázquez, QFB. Esperanza del Socorro Robles Valderrama, M. EN C. Elizabeth Ramírez Flores, Dr. Víctor Manuel Rivera Aguilar, por todas sus aportaciones que ayudaron a enriquecer el presente trabajo.

A LAS PROFESORAS:

Esperanza robles Valderrama, Guadalupe Sainz, Blanca Martínez, María Elena Martínez, por su valiosa ayuda y enseñanza en el curso monográfico.

A SU EQUIPO DE TRABAJO Y AMIGOS:

Lorena, Luis, Raúl, Pedro, Javier por las determinaciones de algunos parámetros fisicoquímicos.

A LOS DOCTORES:

Dr. Juan Carlos Duran por su colaboración para las determinaciones de COT y NT. A la Dra. María del Rosario Sánchez Rodríguez y al Dr. Alfonso Lugo Vázquez, por su asesoría y ayuda para realizar el estudio de protozoos. A la Mtra. Martha Leticia Gaytán Herrera por enseñarme el uso y facilitarme la cámara Sedwick Rafter para los conteos.

A TI AMIGO:

Juan Pablo Ortiz Zúñiga, por ser camarada amigo, consejo y compañero en este y en muchos proyectos.

A Reynaldo Ayala por proveer el agua residual textil y doméstica para la realización de este estudio, las determinaciones de DQO y cada uno de sus consejos y enseñanzas,

Al Dr. Francisco José Torner Morales, por su paciencia, sus enseñanzas, su apoyo y dedicación para mi aprendizaje.

A la Dra. Patricia Bonilla Lemus, quien nos condujo a Juan y a mí con el Dr. Francisco, para iniciar el desarrollo de este proyecto.

Al Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA) de la UNAM, por proveer fondos para la consecución de este trabajo a través del proyecto PAPIIT IA205215

A todos mis amigos, compañeros, profesores que me acompañaron en esta aventura, Danny, Sonia, Bernabé, Silvia, Abraham, Don Luis, Gaby, Diego, Dra. Maricela, Mtro. Ricardo, maestra Roció (Chio), a todos los que formaron parte directa e indirectamente y pude contar con su apoyo, consejo y amistad.

A todos los miembros del proyecto de investigación en CONSERVACIÓN Y MEJORAMIENTO DEL AMBIENTE (CYMA)

“MUCHAS GRACIAS”

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días
DQO	Demanda Química de Oxígeno
SBR	Reactor Biológico Secuencial o por Lote
ISPB	Índice Saprobio, es el índice saprobio de Pantle y Buck
ISZM	Índice Saprobio de Zelinka y Mavan
ISB	Índice Biológico de Lodos
ARD	Agua Residual Doméstica
ART _x	Agua Residual Textil
ARA	Agua Residual del proceso de Acabado
ART _ñ	Agua Residual del proceso de Teñido
COT	Carbón Orgánico Total
NT	Nitrógeno Total
SSTLM	Solidos Suspendidos Totales del Licor Mezclado
SSVLM	Solidos Suspendidos Volátiles del Licor Mezclado
SSFLM	Solidos Suspendidos Fijos del Licor Mezclado
SSTP	Solidos Suspendidos Totales de la Purga
SSVP	Solidos Suspendidos Volátiles de la Purga
TRC	Tiempo de Residencia Celular o Edad de Lodos
F/M	Relación Comida/Microorganismos
TRH	Tiempo de ciclo
K _L	Coefficientes de reacción o afinidad del lodo
RPM	Revoluciones Por Minuto
P	Probabilidad de asociación.
ABS	Absorbancia

RESUMEN

La industria textil es una de las industrias de mayor impacto ambiental a nivel mundial, esto debido a la gran cantidad de agua residual que genera y a la variedad de compuestos recalcitrantes, poco biodegradables y tóxicos que desecha en sus efluentes, como lo son los surfactantes y los colorantes. Trabajos realizados sobre los métodos de tratamiento para reducir la contaminación de este tipo de efluentes, revalorizan el uso del proceso de lodos activados como una alternativa viable para obtener remociones importantes de contaminación. El lodo activado, el cual es un consorcio microbiano formado por múltiples especies, puede pasar por un proceso de aclimatación, en el cual la comunidad microbiana pasa por diferentes estados, desarrollándose organismos capaces de sobrevivir, degradar y/o bioacumular una gran variedad de compuestos reduciendo la contaminación. La obtención de lodos especializados para la remoción de compuestos persistentes, así como el estudio de organismos capaces de indicar el funcionamiento de los bioprocesos, es de gran relevancia para mejorar los sistemas de tratamiento de aguas residuales recalcitrantes como la generada por la industria textil. En este trabajo se presentan los cambios ocurridos en la microbiota de un proceso de lodos activados municipales durante el proceso de aclimatación para el tratamiento de agua residual textil. Se establecieron diferentes estrategias de alimentación controlada para contrarrestar la alta variabilidad y poca biodegradabilidad de estos efluentes. El promedio de remoción de la Demanda Química de Oxígeno del proceso aclimatado fue del 60%, llegando a alcanzar el 75% con una alimentación del 100% de agua residual textil en ciclos discontinuos de 24 horas. Conforme avanzó el proceso de aclimatación, el lodo mantuvo su capacidad de remover Carbono Orgánico y Compuestos Nitrogenados. La producción de la biomasa medida como SSVLM varió a lo largo de la experimentación, indicando diferentes grados de perturbación del proceso, debido a la presencia de color y a la toxicidad de los influentes, mismas que se redujeron en gran medida. La comunidad de protistas y metazoos, mostró repetidas sucesiones de especies de acuerdo a las condiciones del agua residual textil y a las estrategias de control, lo que resaltó la posibilidad de usar organismos pertenecientes a estos grupos como indicadores de la funcionalidad de proceso. La correlación de la estructura de la comunidad contra los índices de Simpson, índices de lodos (ISB) e índice saprobio de Zelinka y Marvan (ISZM), indicó que el incremento de valores de mesosaprobiedad, coincidió con los momentos de mayor riqueza y estabilidad del proceso, pues se obtuvieron los mejores rendimientos de remoción de contaminación, y se presentaron organismos indicadores de la formación de flóculos y de la depuración de bacterias (rotíferos y ciliados pedunculados). Lo anterior permitió el buen funcionamiento del proceso, demostrando que la comunidad microbiana, fue capaz de aclimatarse al agua residual textil y la funcionalidad del tratamiento.

Palabras clave: proceso de lodos activados, agua residual textil, aclimatación, bioindicadores

ABSTRACT

The textile industry is one of the industries that cause greater environmental impact worldwide, this due to the large amount of wastewater generated and the variety of poorly biodegradable recalcitrant compounds, and toxic discarded in their effluents, such as surfactants and dyes. In works performed relating to methods of treatment, to reduce pollution of this type of effluents, revalues the biological process, as the activated sludge process, as a viable alternative to remove pollution. The activated sludge, which is a microbial consortium of multiple species, may go through a process of acclimatization, in which the microbial community goes through different states, developing organisms capable of surviving, degrade and / or bioaccumulate, a great variety of compounds reducing pollution. Obtaining specialized sludge for removal of persistent compounds, and the study of organisms capable of indicating the operation of bioprocesses, it is of great importance to improve treatment systems to recalcitrant wastewaters, generated by the textile industry. In this work the changes in the microbiota of a municipal activated sludge process during the acclimatization process for the treatment of textile wastewater are presented. different feeding strategies controlled to counteract the high variability and low biodegradability of these effluents were established. The average removal of chemical oxygen demand of acclimatized process was 60%, reaching 75% with a percentage of 100% of textile wastewater, in batch cycles 24 hours. Advanced the acclimatization process, the sludge maintained its capacity to remove compounds carbon and nitrogen organics. Production of biomass measured as SSVLM varied through experimentation, indicating different degrees of disturbance of the process, due to the presence of color and toxicity in the influents, same as were reduced when the process was efficient. The community of protists and metazoans showed successions of species repeated, according to the conditions of textile wastewater and control strategies, which highlighted the possibility of using bodies belonging to these groups as indicators of process functionality. The structure of the community correlated with the indices of Simpson, indices of sludge (ISB) and saprophytic index Zelinka and Marvan (ISZM) showed that the increase in values meso-saprobic, coincided with times of greater wealth and stability process, as well as the presence of the best yields to eliminate pollution, and the presence of indicator organisms to floc formation and clearance of bacteria (rotifers and stalked ciliates). This allowed the smooth running of the process, demonstrating that the microbial community was able to acclimate to textile wastewater treatment and the process continued to maintain its functionality.

Keywords: activated sludge process, textile wastewater, acclimatization, bioindicators

CONTENIDO

	Pág.
I. INTRODUCCIÓN	11
II. MARCO TEÓRICO	12
1. EL PROBLEMA DEL AGUA EN MÉXICO	12
2. CONTAMINACIÓN DEL AGUA GENERADA POR LA INDUSTRIA TEXTIL	14
2.1 Estructura y características de los colorantes más usados en la industria textil	16
3. EL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL DE LA INDUSTRIA TEXTIL	18
4. EL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS	21
4.1. El reactor discontinuo secuencial	22
5. MICROORGANISMOS PRESENTES EN EL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS	23
5.1. Bacterias	23
5.2. Protozoos	25
5.3. Microalgas	26
5.4. Rotíferos	27
5.5. Organismos vermiformes	28
6. PROCESOS ECOLÓGICOS EN EL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS	29
7. EVALUACIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS A TRAVÉS DE BIOINDICADORES	33
8. EL PROCESO DE ACLIMATACIÓN	36
III. JUSTIFICACIÓN	38
IV. HIPÓTESIS	39
V. OBJETIVOS	40
VI. MATERIALES Y MÉTODOS	41
9. MONTAJE Y ARRANQUE DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS	41
10. ESTRATEGIA PARA PROMOVER LA ACLIMATACIÓN DEL PROCESO BIOLÓGICO	42
11. SEGUIMIENTO DE LA ESTABILIDAD Y EFICIENCIA DEL PROCESO	45
12. EVALUACIÓN DE LA ACLIMATACIÓN	46
12.1. Cinéticas de degradación	46
12.2. Respirimetrías	47
13. EVALUACIÓN DE LA COMUNIDAD MICROBIANA	49
13.1. Identificación taxonómica	49
13.2. Conteo	50
13.3. Análisis de la estructura de la comunidad de protozoos y metazoos	51
14. APLICACIÓN DEL ANÁLISIS DE CORRELACIÓN	52
VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	53

15. VARIABLES AMBIENTALES Y OPERATIVAS	53
15.1. Carga contaminante y biodegradabilidad	81
15.2. Capacidad de remoción de la contaminación	57
15.3. Comportamiento y estabilidad del lodo biológico	63
15.4. Coeficientes de afinidad del lodo (K_L)	69
15.5. Remoción de color	72
15.6. Cinéticas de remoción de Color, NT y COT etapas 4 y 5	75
15.7. Cinéticas de respiración de lodos (Comprobación de la aclimatación de lodo)	79
16. VARIACIÓN DE LAS ESPECIES DE PROTOZOOS Y METAZOOS DURANTE EL PROCESO DE ACLIMATACIÓN.	82
16.1. Relación de las especies con variables operativas y ambientales	84
17. ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD CONTRA LA FUNCIONALIDAD DEL PROCESO DE LODOS	92
17.1. Correlación del índice saprobio contra las formas de vida	95
17.2. Correlación de valores del ISZM contra las variables ambientales e índices de Simpson	97
18. RELACIÓN DEL ÍNDICE BIOLÓGICO DE LODOS DE MADONI (ISB) CON RESPECTO A LA ESTRUCTURA COMUNITARIA DE PROTOZOOS Y METAZOOS.	100
19. ANÁLISIS DE LA PRESENCIA DE BACTERIAS FILAMENTOSAS Y MICROALGAS	102
VIII. CONCLUSIONES	104
IX. BIBLIOGRAFÍA	107
X. APÉNDICES	113
Apéndice I. Parámetros fisicoquímicos del tratamiento de agua residual	113
Apéndice II. Variables operativas del sistema de lodos activados	115
Apéndice III. Bioprocesos de grupos procariontes	116
Apéndice IV. Barrido del espectro de luz visible del agua residual textil	117
Apéndice V. Tabla dicotómica del índice Biológico de lodos de Madoni (ISB)	118
Apéndice VI. Pruebas de difusión de oxígeno	119
Apéndice VII. Oxígeno disuelto Etapas 4 y 5	120
Apéndice VIII. Seguimiento de pH	120
Apéndice IX. Cinéticas de COT	121
Apéndice X. Cinéticas de NT	123
Apéndice XI. Cinéticas de pH	125
Apéndice XII. Frecuencias de aparición de especies	126
Apéndice XIII Correlación de índice saprobio contra variables experimentales	128
Apéndice XIV. Correlación índice de diversidad y riqueza contra clases de saprobiedad	128
Apéndice XV. Correlación saprobiedad contra algunas especies	129
Apéndice XVI. Fotos de organismos	130

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
TABLA 1. CLASIFICACIÓN DE LOS COLORANTES POR SUS PROPIEDADES Y APLICACIONES. (JUAREZ, 2008).	17
TABLA 2 MÉTODOS FÍSICOQUÍMICOS PARA LA ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES DE LA INDUSTRIA TEXTIL. (MARTÍNEZ, 2012).	19
TABLA 3. PROCESOS BIOLÓGICOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DE LA INDUSTRIA TEXTIL (CORTÁZAR-MARTÍNEZ ET AL., 2012).	19
TABLA 4. CLASIFICACIÓN DE PROTOZOOS DE ACUERDO A SU FORMA DE VIDA O LOCOMOCIÓN.	26
TABLA 5. CLASES DE LA CONDICION SAPROBIA	34
TABLA 6. CONVERSION DEL VALOR DEL INDICE BIOLOGICO DE LODOS (ISB), EN LAS CUATRO CLASES CORRESPONDIENTES AL FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS (MADONI,1993)	35
TABLA 7. ETAPAS DE LA EXPERIMENTACIÓN PARA PROMOVER LA ACLIMATACIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS DOMÉSTICO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL TEXTIL.	44
TABLA 8. EQUIVALENCIAS DE MICRÓMETROS POR EL DIÁMETRO EN LOS DIFERENTES OBJETIVOS (CORTES, 2010; SÁNCHEZ, 1994)	50
TABLA 9. FORMULAS PARA OBTENER LOS INDICES DE SIMPSON	51
TABLA 10. FORMULAS PARA LA DETERMINACION DEL INDICE SAPROBIO	52
TABLA 11 PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS ADICIONALES TOMADOS EN UN CICLO DE LA ETAPA 5	62
TABLA 12. CORRELACIÓN ENTRE CONCENTRACIONES DE COLOR DE LAS CORRIENTES DEL BIORREACTOR	73
TABLA 13 CORRELACIÓN DE VARIABLES AMBIENTALES Y ESPECIES	86
TABLA 14. CORRELACIÓN DE ABUNDANCIAS TOTALES CONTRA ÍNDICES DE DIVERSIDAD Y RIQUEZA	92
TABLA 15. CORRELACIÓN FORMAS DE VIDA DE PROTOZOOS Y METAZOOS CONTRA ÍNDICES DE DIVERSIDAD Y RIQUEZA	93
TABLA. 16 CORRELACIÓN FORMAS DE VIDA CONTRA CLASES DE SAPROBIEDAD	96
TABLA 17. CORRELACIÓN DE PARÁMETROS OPERATIVOS, AMBIENTALES, FORMAS DE VIDA, CONTRA ISB Y SUS CLASES DE FUNCIONAMIENTO	101
TABLA 18. CORRELACIÓN DE PARÁMETROS OPERATIVOS, AMBIENTALES FORMAS DE VIDA E ÍNDICES CONTRA APARICION DE MICROALGAS Y BACTERIAS	103

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Ejemplo de reducción de colorante azo mediante metabolismo anaerobio a una amina aromática (Chair <i>et al.</i> , 2001).	15
Figura 2. a) Estructura de colorante azo azul disperso 70 (Melgoza <i>et al.</i> , 2004), b) Colorante con grupo carbonilo, estructura de Indigo C.I. Vat Azul 1 (Setiadi <i>et al.</i> , 2003), c) Colorante de grupo Nitro, estructura de Acido picrico, (Cortazar - Martínez 2012).	17
Figura 3. Diagrama de Flujo de Proceso de Lodos Activados en esquema continuo. (Fernández-Alba, 2006)	22
Figura 4. Distribución de oxígeno dentro de un floculo del sistema de lodos activados (Bitton <i>et al.</i> , 2006).	25
Figura 5. Diversidad de ciliados dentro de un sistema de lodos activados a) durante el tratamiento de agua residual b) durante la remoción avanzada de nutrientes (Arregui, <i>et al.</i> , 2010)	26
Figura 6. Floculo formado por bacterias y agregados de diatomeas, y un ciado sésil (40X).	27
Figura 7. Rotífero sobre Flóculos bacterianos (Contraste de fases, 20X).	28
Figura 8. Nematodo, 20X, y b. Oligochaetos (Anelido), 10X	29
Figura 9. Niveles tróficos en los sistemas de depuración (organismos saprobios) (Campbell, 1987; Gerardi y Lytle, 2008; Satyanarayana <i>et al.</i> , 2012).	30
Figura 10. Secuencia de la aparición de los microorganismos en el sistema de lodos activados (Vilasea, 2001).	32
Figura 11. Reactor de lodos activados tipo SBR a escala laboratorio	41
Figura 12. Prefiltración de fibras de agua residual textil previa alimentación al tanque de influente del proceso.	43
Figura 13. Prueba montada de respirometría.	48
Figura 14. Absorbancia de color (586nm) de los diversos lotes del proceso de teñido a lo largo de la experimentación con el biorreactor, medido vía Absorbancia a 586 nm.	54
Figura 15. Variación de la contaminación del agua residual textil, medida en DQO, utilizada en el influente del reactor.	54
Figura 16. Variación de la contaminación del agua residual textil medida en Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día (DBO5), del influente y efluente del biorreactor.	56
Figura 17. Relación DBO5/DQO en influente cada una de las 5 etapas de la experimentación	56
Figura 18. Seguimiento puntual de la contaminación del agua residual textil medida en demanda química de oxígeno (DQO), del influente y efluente del biorreactor.	57
Figura 19. Remoción promedio por etapa de DQO y DBO5, durante la experimentación.	58

Figura 20. Remoción de contaminación (E%) medida vía DQO, entre los tratamientos de la etapa 3 de experimentación Abscisas: (% de Agua Residual Textil (%Teñido-%Acabado) - Valor de Absorbancia a 586 nm.)	59
Figura 21. Relación DBO5/DQO promedio como indicador de biodegradabilidad tanto del influente como del efluente en cada una de las 5 etapas de la experimentación	60
Figura 22. Remoción promedio de Carbono Orgánico Total (COT) y Nitrógeno Total (NT), durante las etapas de experimentación	61
Figura 23. Variación de los Solidos Suspendidos Totales del Licor Mezclado a lo largo de la experimentación	64
Figura 24. Productividad (mgSSVLM/l día) y Tiempo de Retención Celular (TRC), durante las etapas de experimentación.	64
Figura 25. Variación de los Solidos Suspendidos Volátiles y Fijos del licor mezclado (SSVLM y SSFLM), a través del proceso de incremento del porcentaje de agua residual textil (%ARTx). b. Absorbancia por color de la fracción de teñido suministrada por la textilera y absorbancia resultante debido al control de absorbancia a 586 nm en el influente del reactor.	66
Figura 26. Porcentaje de Solidos Suspendidos Volátiles y Fijos del Licor Mezclado, (%SSVLM, %SSFLM), en cada uno de los tratamientos, de la etapa 2. Abscisas: porcentaje de agua residual textil (%ARTx)- tiempo de ciclo - Absorbancia por color en la fracción de Teñido (ABS 586nm).	67
Figura 27. Variación de la relación Alimentación/Microorganismos (F/M), durante las etapas de experimentación.	69
Figura 28. Coeficientes de aceleración o afinidad del lodo (K_L) para COT y NT de los principales tratamientos empleados en las etapas experimentales.	70
Figura 29. Absorbancias por color a 586 nm del influente y del efluente del biorreactor.	73
Figura 30. Detalle de seguimiento de la absorbancia por color del influente y efluente en la etapa 5.	73
Figura 31. Remoción de color a partir de la implementación del control de su concentración a 586nm	74
Figura 32. Remoción del 40% de color en el tratamiento 90% ARTx-10% ARD de la etapa 4 de la experimentación. a. influente b. efluente	75
Figura 33. Cinéticas de degradación de Colorante medido a una ABS 586 nm. Durante los últimos tres tratamientos de la experimentación.	75
Figura 34. a. Cinética de COT, b. Cinética de NT. c. Cinética de pH durante los últimos tratamientos experimentales en la etapa 5.	77
Figura 35. a. Floculo de la etapa 2 (40x), b. Floculo de la etapa 5 (10x).	78
Figura 36. Tasas de consumo de oxígeno en las pruebas de respiración de lodos domésticos contra los lodos aclimatados de la presente investigación. Experimentos realizados para las etapas 4 y 5 del Biorreactor.	79

Figura 37. Concentración Letal 50 (LC50) del agua residual cruda de la fracción de teñido (ARTñ) y acabado (ARA) y el efluente de algunos de los tratamientos experimentales.	81
Figura 38. Riqueza de especies de los protozoos y metazoos, durante las 5 etapas de la experimentación.	82
Figura 39. Frecuencia de aparición de especies durante todo el experimento.	83
Figura 40. Abundancia de las principales especies de Ciliados de nado libre presentadas a lo largo de las etapas experimentales.	87
Figura 41 Abundancia de las principales especies de Flagelados presentadas a lo largo de las etapas experimentales.	87
Figuras 42. Abundancia de las principales especies de Ciliados sésiles presentadas a lo largo de las etapas experimentales.	88
Figura 43. Abundancia de las principales especies de Amibas presentadas a lo largo de las etapas experimentales.	88
Figura 44. Ciliado pedunculado teñido por el colorante presente en el agua residual.	90
Figura 45. Abundancia de las principales especies de Ciliados reptantes, presentadas a lo largo de las etapas experimentales.	90
Figura 46. Abundancia de las principales especies de Suctorios presentadas a lo largo de las etapas experimentales	91
Figura 47. Abundancia de las principales especies de Metazoos presentadas a lo largo de las etapas experimentales	91
Figura 48. Abundancias totales de protozoos y metazoos durante la experimentación	92
Figura 49. Abundancia relativa de las formas de vida a lo largo de las etapas experimentales.	94
Figura 50. Valores de las Clases de Saprobiidad dados por el calculado del ISZM presentadas a lo largo de las etapas de la experimentación.	96
Figura 51. 51. Momentos donde el proceso presentó los valores más altos de β -mesosaprobiedad. a. Etapa 1 (<i>Epiztylis sp.</i>) (10X). b. Etapa 4 (<i>Rotaria sp</i>) (20X).	98
Figura 52. Comportamiento de las clases α y β - mesosaprobias a lo largo de las etapas de la experimentación.	99
Figura 53. Comportamiento del índice biológico de lodos de madona (SBI), durante las etapas experimentales.	101

I. INTRODUCCIÓN

El proceso aerobio de lodos activados en el tratamiento de agua residual es capaz de reducir la contaminación del agua al utilizar un consorcio microbiano formado principalmente por: protozoos, hongos, algas, invertebrados inferiores y bacterias, de los cuales las bacterias heterótrofas aerobias tienen mayor predominio (MetCalf y Eddy, 2013). Este tratamiento biológico se basa en la degradación de las sustancias orgánicas a través del rompimiento de los grupos funcionales de las moléculas debido a la acción conjunta de la diversidad metabólica presente, logrando así estabilizar o biodegradar los residuos, al tiempo que estos generan fuentes de energía y carbono asimilables para los microorganismos, permitiéndoles realizar todas sus funciones vitales y de reproducción (Kandelbauer y Guebitz 2005; Arroyo y Quesada, 2008; Mantis *et al.*, 2005). El tratamiento con lodos activados es una de las tecnologías que más se utilizan especialmente para aguas residuales domésticas, debido a los bajos costos que representa al compararlo con la mayoría de los procesos fisicoquímicos empleados para la descontaminación (MetCalf y Eddy, 2013). En los efluentes industriales, la cantidad de componentes tóxicos, las condiciones fisicoquímicas y la presencia de nutrientes esenciales así como la accesibilidad y biodegradabilidad de la materia orgánica, varían drásticamente, ya que dependen de los procesos internos de producción, lo cual puede limitar las capacidades de degradación de los microorganismos en el proceso de tratamiento por lodos activados (Shorender, 1999; Keharia y Madamwar, 2003; Buitrón *et al.*, 2004; Awasthi y Prakash, 2014). No obstante, en diversos casos, ha sido posible llevar a cabo un proceso de aclimatación de los lodos, en el cual ocurre una adaptación de la comunidad microbiana a las condiciones de un agua residual en particular, a modo que se propicie una sucesión de especies y la multiplicación de organismos fisiológicamente especializados, como consecuencia de transformaciones a nivel metabólico, producto de alteraciones de la regulación y producción enzimática (Buitrón *et al.*, 2004). El proceso de aclimatación de la microbiota puede ocurrir o aplicarse en procesos de tratamiento de aguas residuales con compuestos de menor biodegradabilidad, como diversas aguas residuales industriales, en este caso, la industria textil, sin embargo, es necesario tener en cuenta que diversos factores pueden influir en este proceso, tales como; las características iniciales del inóculo bacteriano y los picos de concentración de los contaminantes, ya que estos repercuten en el tiempo de aclimatación y la eficiencia del sistema, por lo que es necesario establecer estrategias de control que faciliten el proceso de aclimatación de acuerdo a los diferentes tipos de agua residual (Espinoza, 1998; Carvalho, *et al.*, 2002; Moreno–Andrade y Buitrón, 2004. Como se ha señalado, el proceso de depuración en un sistema de tratamiento biológico, depende de la participación de los microorganismos, por lo tanto, las alteraciones causadas en su medio durante el proceso de aclimatación provoca que la dinámica y estructura de la comunidad microbiana cambie de modo que esto puede servir como indicación de que el proceso de aclimatación se ha llevado a cabo, y dar información acerca de la estabilidad y funcionalidad del proceso (González *et al.*, 1996; Vilaseca, 2001; Buitrón *et al.*, 2004).

II. MARCO TEÓRICO

1. EL PROBLEMA DEL AGUA EN MÉXICO

El agua es el recurso más importante para la vida en el planeta y los seres humanos dependemos totalmente de su disponibilidad, ya sea para el consumo doméstico o para el funcionamiento y la continuidad de las actividades agrícolas e industriales (SEMARNAT, 2012). En México la disponibilidad de agua para cubrir todas sus actividades es de 460 kilómetros cúbicos al año, sin embargo, el agua no se distribuye equitativamente a lo largo del país debido a la gran diversidad de climas y relieves, provocando que muchas de las regiones sobre todo las que se encuentran en climas áridos y semiáridos sufran de escases de este líquido vital. (SEMARNAT, 2012).

En 2013 se generaban 440 m³/s de agua residual en México, de los cuales 230 tenían un origen municipal y 210 un origen industrial. De este total, solo el 37.8% fue tratado, siendo el 24%, es decir, 105 m³/s de origen municipal y el 13.8%, 60 m³/s de origen industrial (SEMARNAT, 2013).

El atlas del agua de SEMARNAT (2011), reporta el estado de la calidad del agua en los principales sistemas acuáticos del país, incluyendo en total 725 sitios de muestreo dentro del territorio nacional. Los resultados fueron presentados en términos de los parámetros químicos: Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días (DBO₅) y Demanda Química de Oxígeno (DQO), como indicadores indirectos de la contaminación del agua por materia orgánica.

La DBO₅, determina el oxígeno disuelto requerido por los microorganismos para la pronta descomposición aeróbica de la materia orgánica contenida en el agua, mientras que la DQO, se relaciona más con la cantidad de oxígeno equivalente que se utilizaría para oxidar químicamente toda la materia orgánica contenida y algunos componentes inorgánicos susceptibles también de dicha oxidación. Los valores de DQO para una misma muestra de agua se encuentran generalmente por arriba de los valores de DBO₅, de tal forma que la razón de ambas variables es un indicador de la biodegradabilidad de la materia orgánica contenida en el agua, de modo que el tener valores de DQO en sistemas acuáticos naturales muy por arriba de los valores de DBO₅, se estaría hablando de que la contaminación en el agua estaría dada principalmente por compuestos poco biodegradables, indicando la presencia de residuos refractarios a los procesos de autodepuración de los ecosistemas (Pesson, *et al.*, 1979; MetCalf y Eddy, 2013; SEMARNAT, 2012).

En términos de DBO₅, el estudio reporta que el 3.8%, 7.5% y 18.9% de los 725 sitios, presentan una fuerte contaminación y una contaminación moderada y una contaminación aceptable respectivamente, dando un total de sitios de muestreo de 30.2% que presentan algún síntoma de contaminación medida

por DBO₅. Al comparar con las mediciones de DQO, los porcentajes de contaminación aumentan drásticamente, teniéndose porcentajes de 5.6%, 20.4% y 21.2% de los sitios de muestreo que presentan una fuerte contaminación y una contaminación moderada y una contaminación aceptable, dando un total de 47.2 % de los sitios de muestreo que presentan síntomas de contaminación, desde los más leves, hasta los más fuertes. Esto indica que de acuerdo a la metodología que se emplee para medir la contaminación, la calidad del agua puede variar significativamente, en este caso de 30.2 a 47.2 %, de agua con algún grado de contaminación, con lo que se estaría dando indicios que si se emplea la DQO como termino de referencia de contaminación acuática, cerca del 50% de los sistemas acuáticos de México presentarían algún grado de contaminación, además como se mencionó antes, y teniendo en cuenta que las mediciones tanto de DBO y DQO se realizaron en los mismos sitios de muestreo, la razón de estas variables indicarían que las corrientes de agua del estudio, las cuales están repartidas por todo el país, presentan una contaminación por materia orgánica de la cual una gran parte (cerca del 60%) no es biológicamente aprovechable, ya sea por contener componentes inorgánicos o por contener materia orgánica poco biodegradable. Esta fracción es representada por principalmente por los vertidos de las actividades industriales, cuyos residuos tienen un potencial contaminante más amplio por tener mayor tiempo de persistencia en el ambiente (SEMARNAT, 2012).

Las aguas naturales tienen grados de pureza variable, desde las aguas de deshielo hasta las aguas pantanosas cargadas con concentraciones altas de materia orgánica, sin embargo, cuando los cuerpos de agua sufren modificaciones debidas a la influencia del hombre, por ejemplo, el vertido de un agua residual industrial, se provoca un efecto de contaminación heterogéneo, el cual no solo es debido a la cantidad de materia orgánica añadida sino a toda una cadena de compuestos que pueden tener múltiples efectos, ya que la degradación de los mismos es muy lenta y difícil de lograr en los sistemas acuáticos naturales, ya que una sustancia puede presentar diferentes tasas de desaparición o biodegradación de acuerdo a las características ambientales locales y a las capacidades de los organismos descomponedores (Lampert y Sommer, 2007; Pesson *et al.*, 1979).

El alterar de manera irreversible la dinámica eco-evolutiva de los sistemas naturales, puede llevar a la pérdida de valiosos recursos biológicos, lo que se traduce en la pérdida de diversidad genética y que termina con la desaparición de organismos con diferentes capacidades fisiológicas y metabólicas, además de alterar las interacciones con los componentes bióticos y abióticos del ambiente lo que es fundamental para mantener vigentes los servicios ecosistémicos de los sistemas acuáticos naturales, mismos que proveen de bienestar y riqueza al ser humano y mantienen la capacidad de sustentar a generaciones futuras y la vida misma dentro de ellos (Hedrick, 2001; MEA, 2005; Beltrán *et al.*, 2011; Schoener, 2011).

2. CONTAMINACIÓN DEL AGUA GENERADA POR LA INDUSTRIA TEXTIL

La industria textil se encuentra entre las industrias de mayor importancia económica a nivel mundial ya que constituye una fuente importante de ingresos y empleo para muchos países, en particular para naciones en vías de desarrollo como México, donde esta industria siempre ha sido uno de los sectores productivos y económicos más importantes generando en 2012, 123 911 millones de pesos de valor agregado bruto (INEGI, 2012; Muñoz y Muñoz, 2013). Por otra parte, el impacto ambiental que genera este sector es también de gran magnitud, reportando aportaciones de agua residual de 64.196 m³/día (2003), lo cual hace que esta industria ocupe el lugar número 11 de las industrias del país que mayor cantidad de agua residual produce (SEMARNAT, 2011). La cadena productiva de la industria textil depende de las tendencias de la moda y la tecnología, lo cual provoca que a través del tiempo se use una caprichosa variedad de materiales (Espinosa, 1998), lo que ocasiona se deseche una gran variedad de compuestos con estructuras químicas complejas generando las cuales generan diferentes grados de perturbación sobre el ambiente (Melgoza-Aleman y de la Cruz-González, 2006; Ali y El-Mojamedy, 2012; Awasthi y Prakash, 2014).

Los productos textiles, como telas, alfombras, cuerdas o neumáticos, tienen su origen en materias primas tales como el algodón, la lana, las fibras sintéticas o mezclas de ellas, de modo que, para adecuarlas a sus diferentes usos finales, deben de pasar por un gran número de operaciones unitarias. Las operaciones de teñido y acabado de textiles son la principal fuente de agua residual, la cual contiene diferentes compuestos como tensoactivos, ácidos, sales, colorantes, pigmentos, solventes, y algunos metales pesados, ocasionando que estos efluentes presenten concentraciones elevadas de DBO₅, DQO y color, así como una gran cantidad de partículas suspendidas de residuos y presentar conductividades y pH muy variables, además las relaciones DBO₅/DQO que ha reportado van de 0.2 a 0.5 implicando porcentajes importantes de carga contaminante de baja biodegradabilidad (Espinosa, 1998; Mansilla *et al.*, 2001; Keharia y Madamwar, 2003; Setiadi *et al.*, 2003; Ayed y Bakhrouf, 2011; Khan *et al.*, 2012; Solís *et al.*, 2012).

Cuando los desechos de la industria textil son vertidos en los sistemas acuáticos sin antes haber pasado por un proceso para reducir su efecto contaminante, los compuestos persistentes presentes en estos efluentes ejercen un efecto perjudicial incluso a bajas concentraciones, produciendo consecuencias ecológicas graves, las cuales van desde generar un efecto tóxico en los organismos hasta provocar efectos de eutrofización, o por el contrario, provocar la interrupción de la fotosíntesis cuando los efluentes llevan cantidades considerables de colorantes, además los subproductos de los mismos, principalmente los que contienen el grupo azo, al ser fragmentados en un ambiente anaerobio y transformados por una activación metabólica *in vivo*, generan aminas aromáticas, las cuales presentan

toxicidad muy alta y capacidades mutagénicas (Gong *et al.*, 2005) (Figura 1), de tal manera que estos subproductos pueden provocar enfermedades crónicas como cáncer en una gran variedad de plantas y animales, incluyendo al ser humano. Los colorantes de tipo azo son ocupados en el 70% de la producción textil de forma que es de vital importancia encontrar métodos que eviten la generación de estos residuos (Zollinger, 1987; Pesson, *et al.* 1979; OIT, 1998; Nigam *et al.*, 2000; Keharia y Madamwar, 2003; Gong *et al.*, 2005; Birhanli y Oznen, 2005; Degon *et al.*, 2005; Soares, 2010; Khan, *et al.*, 2012; Solis *et al.*, 2012; Cortazar-Martínez *et al.*, 2012; Chair *et al.*, 2001).

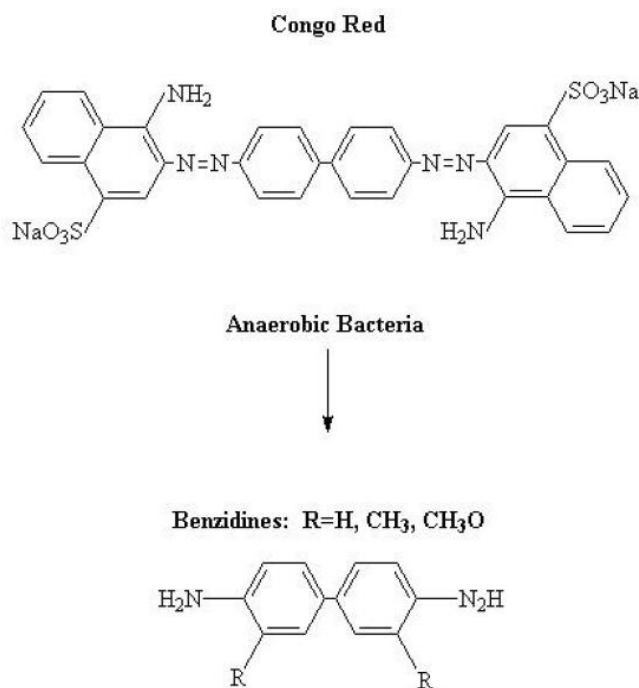


Figura 1. Ejemplo de reducción de colorante azo mediante metabolismo anaerobio a una amina aromática (Chair *et al.*, 2001).

Los colorantes son de los compuestos contaminantes que más importancia tienen dentro de la industria textil ya que estos tienen una estructura química que los hace altamente resistentes a la biodegradación, además la mayoría son muy hidrosolubles provocando que bajas concentraciones de los mismos, induzcan efectos de contaminación considerables como una alta coloración del agua, sin contar los efectos que causan sobre la salud (Ali y El-Mojamedy, 2012; Khan, *et al.*, 2012; Solis *et al.* 2012).

En el mercado existen cerca de 100 000 variedades de colorantes; además, se producen cerca de 700,000 toneladas anuales de las cuales la industria textil consume aproximadamente dos tercios de la producción total en el mundo (Keharia y Madamwar, 2003; Khan, *et al.*, 2012; Awasthi y Prakash, 2014). Dependiendo de la materia prima y el tipo de colorante que se utilice durante el proceso productivo, existen ineficiencias en la fijación del color, ocasionando que grandes cantidades de colorante se

pierdan innecesariamente, reportándose un rango de pérdida que va del 2%, cuando se utilizan colorantes básicos, hasta el 50% cuando se utilizan colorantes azoicos reactivos, siendo desechadas cerca de 280,000 toneladas de colorantes en los efluentes por año (McMullan *et al.*, 2001; (Melgoza *et al.*, 2004; Khan *et al.*, 2012; Solis *et al.*, 2012; Awasthi y Prakash, 2014). Si se considera que el consumo de colorantes de la industria textil es cercano a las 460,000 toneladas anuales y hay un desecho de 280,000 toneladas, se estaría hablando de un rango de pérdida aproximado del 60%, lo que impacta drásticamente el medio ambiente y la economía de los países (Melgoza *et al.*, 2004; Khan, *et al.*, 2012; Solis *et al.*, 2012; Awasthi y Prakash, 2014).

Si se tiene en cuenta el volumen y la composición de los efluentes, así como los efectos tan adversos que provoca el agua residual de la industria textil, esta puede clasificarse como el agua residual más contaminante de todos los sectores industriales (Ayed y Bakhrouf, 2011).

2.1. Estructura y características de los colorantes más usados en la industria textil

Los colorantes son compuestos aromáticos que absorben energía electromagnética en el rango de luz visible entre los 350 y 700 nm, además presentan en su estructura grupos cromóforos, siendo los más comunes para la industria textil: los tipo azo ($-N=N-$), carbonilo ($-C=O$), nitro ($-NO_2$), y quinona ($O=C-C=O$) (Van der Zee, 2002) (Figura 2). Estos pueden clasificarse con base en el color, la estructura química y el método para la aplicación del color, por ejemplo, los compuestos usados en la coloración de materiales pueden dividirse como colorantes y pigmentos con base en su solubilidad y mecanismo de enlace al material. Los primeros son generalmente solubles en agua y tienen alta afinidad por el material que colorean, mientras que los pigmentos se consideran insolubles en el medio en el cual se usan y requieren de mordentes para fijarse a los materiales. Un compuesto puede actuar como colorante o pigmento dependiendo de su estructura química y la estructura química del material que colorea, siendo que a veces puede ser necesario utilizar algún compuesto adicional para conseguir la formación de un complejo soluble capaz de adherirse al material que se desea colorear (Dogan *et al.*, 2005; dos Santos *et al.*, 2006). Otra forma de clasificar a los colorantes, es de acuerdo a sus propiedades y sus aplicaciones tal como lo muestra la tabla 1.

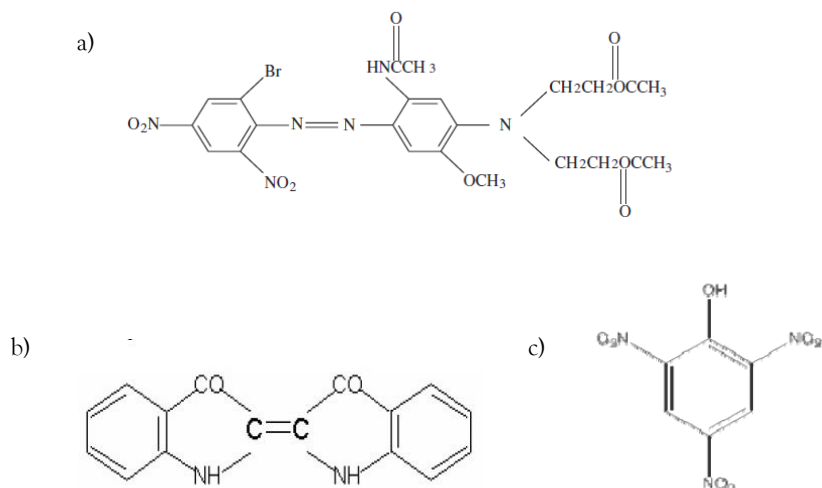


Figura 2. a) Estructura de colorante azo azul disperso 70 (Melgoza *et al.*, 2004), b) Colorante con grupo carbonilo, estructura de Indigo C.I. Vat Azul 1 (Setiadi *et al.*, 2003), c) Colorante de grupo Nitro, estructura de Acido pícrico, (Cortazar – Martinez 2012).

TABLA 1. CLASIFICACIÓN DE LOS COLORANTES POR SUS PROPIEDADES Y APLICACIONES (JUAREZ, 2008).

Tipo	Propiedades	Aplicaciones
Acido	Anionicos y solubles en agua debido a la presencia de grupos hidroxilo Grupos cromoforo característico -SO ₃ H	Tincion de laa, nylon, piel y acrilanes modificados. Usados en menor proporcion en cosmeticos y alimentos
Basicos	Cationicos y solubles en agua, Poseen grupos amino que les dan carácter cationico en solucion acida diluida. Incluyen derivados de difenilmetano y trifenilmetano principalmente	Tincion de acrilicos, nylon y poliestes modificado, aunque se usa poco en la industria textil
Directo	Anionicos e hidrosolubles debiso a la presencia de grupos sulfonicos. Casi todos son del tipo azo	Tincion de algodons, delulosa, papel piel y fibras como lino, cañamo, seda y lana,
Disperso	No anionicos e insolubles en agua Incluyen derivados de antrauinona y de tipo azo	Tincion poliestes, nylon acetaro de celulosa, y fibras acilicas.

3. EL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL DE LA INDUSTRIA TEXTIL

El objetivo del tratamiento del agua residual consiste en lograr la eliminación de la contaminación del agua de tal modo que los efluentes que son vertidos no sean causa de riesgo para el medio ambiente, teniendo en cuenta que el agua residual es muy diferente entre las actividades que la generan, se deben de aplicar tanto el conocimiento científico como la experiencia en ingeniería para poder diseñar procesos efectivos para la eliminación de los contaminantes. Idealmente el tratamiento debe buscar regresar al agua las características que poseía antes de la contaminación de modo que se la pueda verter a un ambiente acuático o pueda ser reutilizada para alguna actividad humana (MetCalf y Eddy, 2013). El tratamiento de aguas residuales incluye la separación de partículas en suspensión, así como la remoción de la materia orgánica y de los compuestos contaminantes que se encuentran disueltos, además de eliminar a organismos que pueden ser potencialmente patógenos. (MetCalf y Eddy, 2013). En México la reducción de la DBO₅, los sólidos y otros contaminantes están regulados de acuerdo a lo establecido en las normas 01, 02 y 03 de la SEMARNAT, que regulan la descarga de agua en cuerpos de agua o a sistemas de drenaje, sin embargo, muchas industrias, como algunas industrias del giro textil, suelen verter sus efluentes sin tratamiento para que sean tratados en las plantas de tratamiento municipales, las cuales en su mayoría no tienen grandes capacidades tecnológicas y carecen generalmente de personal especializado. Estos vertidos causan un impacto negativo en la operación de las plantas de tratamiento, de modo que se tienen deficiencias en los procesos de depuración, lo que hace necesario que las industrias generadoras posean métodos de tratamiento especializados para la eliminación de contaminantes específicos (Stolz, 2000; Fu y Viraraghavan, 2001; Gong *et al.*, 2005; Soares, 2010; Ali y El-Mohamedy, 2010).

Por una parte los procesos fisicoquímicos utilizados para la eliminación de contaminantes provenientes de la industria textil (Tabla 2), suelen tener altos costos por el consumo de las sustancias químicas, o en ocasiones son tecnologías muy específicas para un espectro reducido de compuestos (Kuhad *et al.*, 2004; Anjaneyulu *et al.*, 2005; Cortazar- Martinez 2012), por lo que en muchos casos una parte del proceso de depuración de dichos efluentes, se busca llevarlo a cabo mediante un proceso biológico cuyo costo de operación es menor. En los procesos de tratamiento biológico, se considera una ventaja la diversidad de rutas metabólicas que se pueden presentar y la versatilidad de los microorganismos para adaptarse a condiciones adversas, lo permite en muchos casos lograr la remoción de compuestos que se encuentran en corrientes industriales, tal como de la industria textil (Clarholm, 1994; Bonkowski, 2004). Es importante considerar que independientemente del tipo de agua residual que se vaya a tratar, sea esta de origen doméstico o industrial, un proceso de tratamiento biológico consiste en controlar el medio para promover un crecimiento o mantenimiento óptimo de los microorganismos activos, de tal manera que se ocupan sistemas o reactores donde se pueda conducir el proceso y controlar el mayor número de condiciones ambientales para así aumentar la capacidad de eliminación de la contaminación

(MetCalf y Eddy, 2013). Los tratamientos biológicos abarcan una amplia variedad de procesos como la bioadsorción, la biodegradación (aerobia o anaerobia) y métodos enzimáticos (Tabla 3). Los reactores pueden contener cultivos mixtos, organismos aislados o enzimas aisladas, según los objetivos del tratamiento (Kandelbauer y Guebitz, 2005).

TABLA 2. MÉTODOS FÍSICOQUÍMICOS PARA LA ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES DE LA INDUSTRIA TEXTIL (MARTÍNEZ, 2012).

Métodos fisicoquímicos	Descripción del método	Ventajas	Desventajas
Fotoquímicos	Reacciones de oxidación utilizando H ₂ O ₂ y UV	Altas velocidades de reacción	Costos del proceso elevado
Ozonización	Reacción de oxidación utilizando ozono gas	aplicación en el estado gaseoso: no hay alteración de volumen	vida media corta (20 min) Subproductos de la oxidación
Adsorción con carbón activado	Remoción del colorante por adsorción	Excelente eliminación para gran cantidad de colorantes	Costos elevados produce efluentes adicionales
Coagulación	Adición de sulfato ferroso o cloruro férrico	Eliminación eficaz	efectiva solo en un colorante
Fotodegradación	Reacciones de oxidación	Eliminación efectiva	Efectiva solo en un colorante: indigo carmín

TABLA 3. PROCESOS BIOLÓGICOS EN EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DE LA INDUSTRIA TEXTIL (CORTÁZAR-MARTÍNEZ ET AL., 2012).

Proceso	Descripción	Avances
Bio adsorción	La biomasa microbiana puede usarse para absorber y remover colorantes de las aguas residuales. El proceso de absorción, puede ir acompañado de una biodegradación	Este método aún está en etapa de investigación, por lo que no se ha utilizado para tratar grandes volúmenes de agua. También ocasiona problemas en cuanto a la disposición de la biomasa, con los colorantes adsorbidos.
Bio degradación	Se han aislado microorganismos con la capacidad de degradar diversos colorantes. Se han utilizado consorcios mixtos en sistemas combinados aerobios/anaerobios para remover colorantes, así como sistemas con células inmovilizadas	Es necesaria más información fisiológica y genética. Se requiere una larga fase de aclimatación y se presenta resistencia a compuestos recalcitrantes
Enzimático	Las preparaciones de lacasas y peroxidasas ofrecen un método para la decoloración de aguas residuales. Requiere tiempos cortos de contacto. Es muy eficiente para ciertos compuestos.	Es necesario un mayor análisis sobre los subproductos que se generan, estudios de escalamiento y una evaluación económica para poder aplicarse comercialmente. El aislamiento y purificación de las enzimas es difícil. Las enzimas se ven afectadas por un gran número de variables presentes en el agua residual.

Espinoza en 1998, realizó un estudio de laboratorio en un reactor anaerobio de lodo granular de lecho expandido (EGSB) en el cual se trató agua residual textil obteniendo una eficiencia máxima de remoción de materia orgánica cercana al 60%, de modo que se recomendó un postratamiento aerobio de lodos activados para obtener mejores niveles de calidad de agua.

Chair y sus colaboradores en 2001, por su parte, estudiaron la degradación de un agua residual sintética con una mezcla de colorantes tipo azo y la degradación de un agua residual de una industrial textil. Emplearon sistemas de tratamiento biológico: anaerobio, aerobio y ambos empleados de manera secuencial. Demostraron que los tratamientos anaerobios y aerobios son eficaces para la reducción del color, sin embargo, el tratamiento anaerobio produce generalmente la mayor eliminación, y el utilizar ambos métodos de tratamiento de manera secuencial (Anaerobio/Aerobio) se logran mayores reducciones de color y de Demanda Química de Oxígeno (DQO).

Ayed y Bakhrouf en 2011 utilizaron un reactor SBR a escala laboratorio para tratar un agua residual sintética con una mezcla de colorantes que se emplean en la industria textil, compararon cultivos puros de 3 bacterias aisladas de una planta de tratamiento textil (*Sphingomonas paucimobilis*, *Bacillus sp.* and *Staphylococcus epidermidis*), contra un cultivo mixto de las mismas bacterias, donde demostraron que el consorcio presentó el mejor rendimiento de decoloración que los cultivos puros, obteniendo una reducción del color de 90.14% y una eliminación de DQO del 77.47% en 96 horas.

Finalmente Buitrón y colaboradores en 2004 trabajaron la degradación del colorante azul disperso 79 y un verdadero efluente textil, usaron un sistema de tratamiento anaerobio/aerobio en un reactor SBR, mostraron que en el tratamiento anaerobio la transformación de colorantes daba como resultado un aumento en la toxicidad por la producción de aminas, las cuales se degradaban posteriormente en el proceso aerobio llevándolas a niveles no detectables. Observaron también que un lodo previamente aclimatado a la degradación del colorante era más eficaz que un inóculo recién utilizado.

Como puede observarse en los trabajos anteriores, los procesos biológicos, principalmente los que mantienen un cultivo mixto o consorcios microbianos a comparación de los tratamientos donde se trabaja únicamente con cultivos puros, ofrecen alternativas tentativamente más eficaces de degradación de compuestos textiles; siendo además que de estos, los sistemas aerobios, a pesar de no tener reportes de los mayores porcentajes de remoción de contaminación, si pueden conducir a la disminución de la toxicidad a diferencia de los tratamientos anaerobios, los cuales generan subproductos tóxicos. Por lo que, si se realiza un proceso de aclimatación de un sistema de tratamiento aerobio, podrían obtenerse remociones mayores de contaminación.

4. EL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

En 2012 México contaba a nivel nacional con 4,872 plantas de tratamiento en operación, de las cuales 2,342 trataban agua residual de origen municipal y 2,530 trataban agua de origen industrial (CONAGUA, 2012), siendo el tratamiento más común para ambos casos el proceso de lodos activados. Este proceso desarrollado en Inglaterra por Andern y Lockett (1914), supone la producción de una masa activada de microorganismos capaz de estabilizar un residuo por vía aerobia (MetCalf y Eddy, 2013). En la actualidad este proceso de tratamiento es el más utilizado principalmente en el tratamiento secundario para reducir la cantidad de materia orgánica disuelta en aguas residuales de origen doméstico y para diversos tipos de aguas residuales industriales (Bitton *et al.*, 2006).

El proceso de lodos activados consiste esencialmente en un tratamiento biológico que oxida la materia orgánica a través de un metabolismo aerobio, mineralizándola en CO_2 , NO_3^- y H_2O . Este, está condicionado a la cantidad de oxígeno disponible y al continuo aporte de materia orgánica, ya que de estos elementos depende la reproducción y metabolismo de los microorganismos aerobios presentes. La presencia de O_2 en el proceso de lodos activados como aceptor de electrones, hace que se logren rendimientos energéticos mucho más altos a comparación con procesos anaerobios, lo cual se refleja en una importante generación de biomasa (Fernández-Alba, 2006).

Una característica central del proceso es que la biomasa se encuentra suspendida y mezclándose todo el tiempo a modo que se favorezca el contacto de los microorganismos con el sustrato, por lo que el sistema también puede ser considerado como un proceso de cultivo en suspensión (MetCalf y Eddy, 1985; Ramalho *et al.*, 1990; Buitton *et al.*, 2006; Fernández-Alba, 2006). La Figura 3 representa un diagrama de proceso del sistema de lodos activados en flujo continuo.

El reactor es alimentado con agua residual a un reactor o tanque con aireación, donde hay un cultivo bacteriano en suspensión. Así la primera alimentación se puede denominar como una alimentación fresca o alimentación inicial, y la mezcla entre el agua residual y las partículas del cultivo en suspensión se denomina mezcla o licor mezclado. La aireación se logra mediante el uso de difusores o aireadores mecánicos, los cuales a su vez ayudan a mantener el licor mezclado en un régimen de mezcla completa. Dentro del reactor durante el tiempo en que la mezcla permanece en el tanque (tiempo de residencia hidráulico) se lleva a cabo la degradación de la materia orgánica y la remoción de la contaminación (MetCalf y Eddy 2013; Fernández-Alba, 2006).

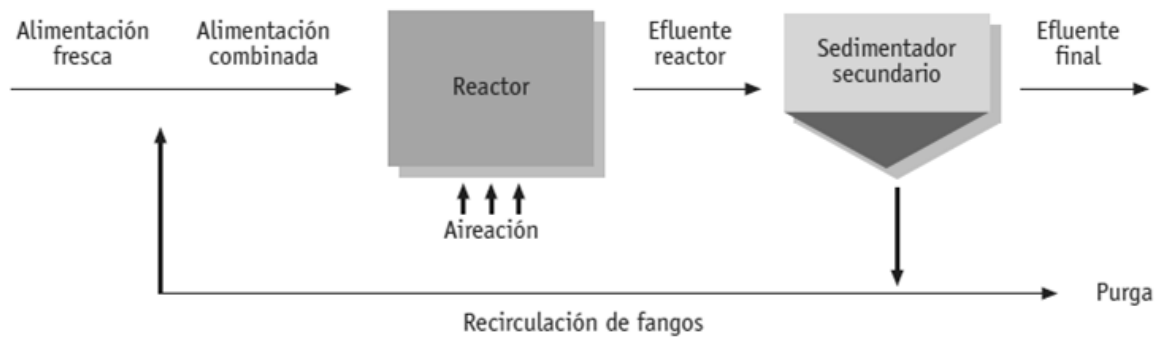


Figura 3. Diagrama de Flujo de Proceso de Lodos Activados en esquema continuo. (Fernández-Alba, 2006)

Posteriormente la mezcla es llevada a un tanque de sedimentación donde la biomasa o lodo biológico en suspensión se separa del agua residual tratada, y esta sale como el efluente tratado y el lodo sedimentado puede ser purgado del sistema o recirculado al proceso hacia el tanque de aireación, de modo que se mantenga una concentración definida de microorganismos en el interior del reactor, para mantener una oxidación efectiva de los componentes orgánicos. Cabe resaltar que los tiempos de residencia estimados para el tratamiento del agua residual doméstica en este tipo de sistemas, van de 4 a 8 horas, incrementándose significativamente para diversos tipos de aguas residuales industriales (MetCalf y Eddy, 1985; Buitton *et al.*, 2006; Fernández-Alba, 2006).

4.1.El reactor discontinuo secuencial

Un reactor discontinuo secuencial (SBR por sus siglas en inglés), es un sistema comúnmente operado en procesos de lodos activados, el cual se caracteriza por llevar a cabo el tratamiento de un mismo lote de agua en varios pasos (Wilderer *et al.*, 2001) en lugar de que el agua del proceso fluya de manera continua como en el esquema anterior. Este tipo de reactores son utilizados en situaciones en las que se dispone de poco espacio, como ocurre en muchas industrias. Son versátiles en cuanto a las condiciones de operación y habitualmente se utilizan columnas de burbujeo como reactores (Fernández-Alba, 2006). Las operaciones de aireación y sedimentación en los SBR, se llevan a cabo en el mismo tanque, el agua residual es mezclada con el lodo biológico y operado en ciclo a través de al menos 4 pasos (Mata- Alvarez y Mace, 2002).

Llenado del reactor: consiste en cargar el tanque con agua residual, la cual contiene el sustrato o la carga orgánica que servirá de alimento para los microorganismos.

Reacción: en esta etapa permanece todo mezclado y los sistemas de aireación todo el tiempo encendidos, de modo que se favorezca el contacto de los microorganismos con la materia orgánica y el oxígeno, para la remoción de los contaminantes.

Reposo o sedimentación: el sistema de aireación y mezclado se detienen de forma que se logra la quietud de la mezcla, provocando que por fuerza de gravedad las partículas más densas sean arrastradas al fondo, de modo que se separa la biomasa en partículas o flóculos del agua ya tratada.

Decantación y vaciado: se inicia al momento en que se logra la sedimentación de biomasa deseada, de tal forma que se puede vaciar el tanque hasta un cierto nivel, llevándose consigo el agua tratada y, en algunos casos, el exceso de lodos producido durante el tiempo de reacción. Finalmente se reinicia el ciclo con una nueva carga de agua residual en el reactor.

La evaluación de la calidad del agua que es vertida en un sistema de tratamiento y que después es devuelta para descarga ya sea a un medio acuático o a un sistema de drenaje es necesaria, no solamente para determinar la eficiencia del tratamiento, sino para prever posibles factores que lleven a la inhibición del proceso biológico. Los principales parámetros fisicoquímicos, así como de evaluación operativa del proceso que son necesarios para asegurar el funcionamiento dentro de un sistema de lodos activados se listan y explican en el Apéndice I y II.

5. MICROORGANISMOS PRESENTES EN EL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

En un proceso biológico mixto como lo es el de lodos activados, existe una gran variedad tanto de microorganismos procariontes y eucariontes tales como: bacterias, hongos, algas y protozoos de los protistas, y algunos metazoos de grupos inferiores como rotíferos, nematodos, entre otros, siendo todos estos participes en los procesos de depuración. El conocer acerca de su biología de estos organismos y de su participación dentro del reactor biológico, forma parte de mejorar el conocimiento sobre el funcionamiento y la evolución del proceso de tratamiento (Bitton *et al.*, 2011; Gerardi y Lytle, 2008; MetCalf y Eddy, 2013).

5.1. Bacterias

Las bacterias son los organismos más importantes en el proceso de lodos activados, ya que este grupo es el más abundante y diverso, siendo, además el que participa en la mayor parte de los procesos de depuración por lo que pueden eliminar distintas formas de contaminación. Las funciones generales que desempeñan dentro del sistema son, degradación de la materia orgánica, remoción

de nutrientes (Nitrógeno y fosforo) y algunos metales pesados, así como eliminación de coloides y sólidos suspendidos. Muchas de ellas pueden ser móviles gracias a la presencia de flagelos o encontrarse incrustadas formando estructuras como flóculos o películas (Bitton, *et al.*, 2006; Gerardi y Lytle, 2008; Metcalf y Eddy, 2013; Flores *et al.*, 2013).

La eliminación de la materia orgánica y la separación de los materiales en el agua por parte de las bacterias se lleva a cabo de dos maneras: a) transformando la materia orgánica y nutrientes en nueva masa celular u oxidándolos parcial o totalmente, b) llevando a cabo la extracción de diversos materiales en suspensión y algunos compuestos a través de su adsorción y absorción a estructuras formadas por las mismas bacterias y otros microorganismos acompañantes, conocidas como flóculos, los cuales debido a su efecto aglutinante, aumentan su densidad, y facilita su separación en el procesos de sedimentación posterior (Bitton, *et al.*, 2006; Fernández-Alba, 2006; Gerardi y Lytle, 2008; Metcalf y Eddy, 2013).

La estructura de los flóculos se basa principalmente en una masa de bacterias y sus secreciones, donde son adsorbidos grasas, aceites, coloides, así como partículas de materia degradable y no degradable, también se encuentran componentes como gránulos de almidón y otros polisacáridos. Para que el funcionamiento del proceso de lodos activados sea óptimo, es necesario mantener las condiciones ambientales necesarios, que permitan la formación de dichas estructuras (Bitton, *et al.*, 2006; Fernández-Alba, 2006; Gerardi y Lytle, 2008; Metcalf y Eddy, 2013).

La forma y tamaño de los flóculos varían dependiendo del estado del sistema, encontrándose flóculos de entre $<1\mu\text{m}$ y hasta $>1000\mu\text{m}$, además las formas pueden ser circulares e irregulares, teniendo las formas irregulares mayor dominio cuando se cuenta con un sistema maduro, y hay un buen funcionamiento, las partículas pequeñas provocan problemas de sedimentación (Bitton *et al.*, 2006; Gerardi y Lytle, 2008).

Las partículas de flóculos también mantienen una gran diversidad de bacterias y de otros microorganismos, principalmente protozoos, hongos algas y algunos grupos de invertebrados, lo que es posible gracias a que los flóculos ofrecen un ambiente heterogéneo y colonizable, además de que brinda mucho alimento de origen bacteriano, originando en su conjunto una comunidad microbiana con una estructura compleja, lo que también varía a lo largo de los estados de depuración (Gerardi y Lytle 2008)

Al manejar diferentes niveles de aireación en el reactor, se puede promover que dentro de la estructura flocular se establezca una distribución de oxígeno variable, de modo que se diferencian zonas con una concentración de oxígeno variable (aerobias, anóxicas y anaerobias) (Figura 4),

donde pueden desarrollar organismos con rutas metabólicas ajenas al oxígeno como único aceptor de electrones, de modo que en un mismo sistema de tratamiento, se pueden encontrar bioprocesos adicionales de depuración que solo podían ser realizados en ambientes reductores. La importancia de dichas rutas metabólicas en los resultados de depuración dependerá del grado de incidencia de los grupos microbianos que se logren desarrollar y de los componentes contaminantes que se puedan eliminar (Bitton *et al.*, 2006).

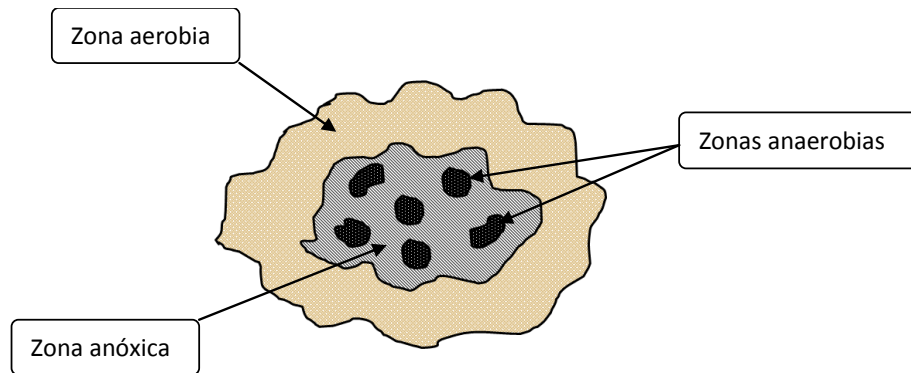


Figura 4. Distribución de oxígeno dentro de un floculo del sistema de lodos activados (Bitton *et al.*, 2006).

Los principales bioprocesos clasificados de acuerdo al grupo de bacterias y sus características se describen a detalle en el Apéndice III.

5.1.1. Protozoos

Los protozoos son organismos unicelulares heterótrofos, mayormente con una alimentación saprozoica, pudiendo ser por osmosis a través de su membrana, o por fagocitosis engullendo partículas coloidales de materia orgánica o bacterias. Son cosmopolitas encontrándose tanto en ambientes acuáticos como en el suelo. Su sobrevivencia está determinada por la capacidad de adaptación a diferentes ambientes y de generar quistes de resistencia, los cuales son estructuras que producen cuando hay un cambio adverso en el ambiente, dándoles la capacidad de soportar largos periodos de desecación, inanición, altas temperaturas, ausencia de oxígeno y ataques químicos (Bitton *et al.*, 2006; Gerardi y Lytle 2008; Martinez *et al.*, 2012; MetCalf y Eddy *et al.*, 2013). Los protozoos se pueden clasificar de acuerdo a su estructura o forma de locomoción de acuerdo con la Tabla 4. Los protozoos participan en el consumo de bacterias y materia orgánica coloidal, tanto en un ambiente natural como en los sistemas de tratamiento, por lo que son purificadores de efluentes en procesos biológicos, también muchos de ellos secretan sustancias aglutinantes que ayudan a la formación de los flóculos (Gerardi y Lytle 2008).

TABLA 4. CLASIFICACIÓN DE PROTOZOOS DE ACUERDO A SU FORMA DE VIDA O LOCOMOCIÓN.

Estructura de locomoción	Nombre común	Forma de vida	Ejemplos
Pseudopodos	Amibas	Amibas testadas (con caparazón) Reptantes	Arcela
		Amibas desnudas (gimnamebas) Reptantes	Ameba
Flagelos	Flagelados	Fijos al sustrato (sésiles) individuales o formando colonias	Choanoflagelados
		Libres nadadores unicelulares algunos en colonias	Cercomonas, Euglenoideos
		Libres nadadores	Paramecium (Holotrico)
Cilios, Cirros, Lamelas	Ciliados	Reptantes	Aspidisca (Espirotrico)
		Fijos al sustrato (sésiles) individuales o formando colonias	Vorticela (Peritrico)
	Sutorios	Fijos al sustrato (Sésiles) individuales	Acineta
Flagelos	Sporozoos	Paracitos	Plasmodium vivax (malaria)

Los protozoos son utilizados para indicar el funcionamiento del proceso de lodos activados, debido a que las condiciones ambientales altamente cambiantes pueden determinar la presencia y abundancia de diferentes especies y formas de vida, correspondiendo a una etapa en particular, del proceso, como por ejemplo durante el tratamiento del agua residual, o durante una remoción avanzada de nutrientes, donde en la primera suelen encontrarse gran cantidad de ciliados, reptantes, pedunculados, nadadores y reptantes, usualmente de gran tamaño, en cambio durante la remoción de nutrientes, se encuentran ciliados pedunculados más pequeños, una cantidad de amibas considerables pero principalmente diversos flagelados, todos en tallas pequeñas por las bajas cantidades de alimento disponible (Gerardi y Lytle 2008; Arregi *et al.*, 2010 (Figura 5).

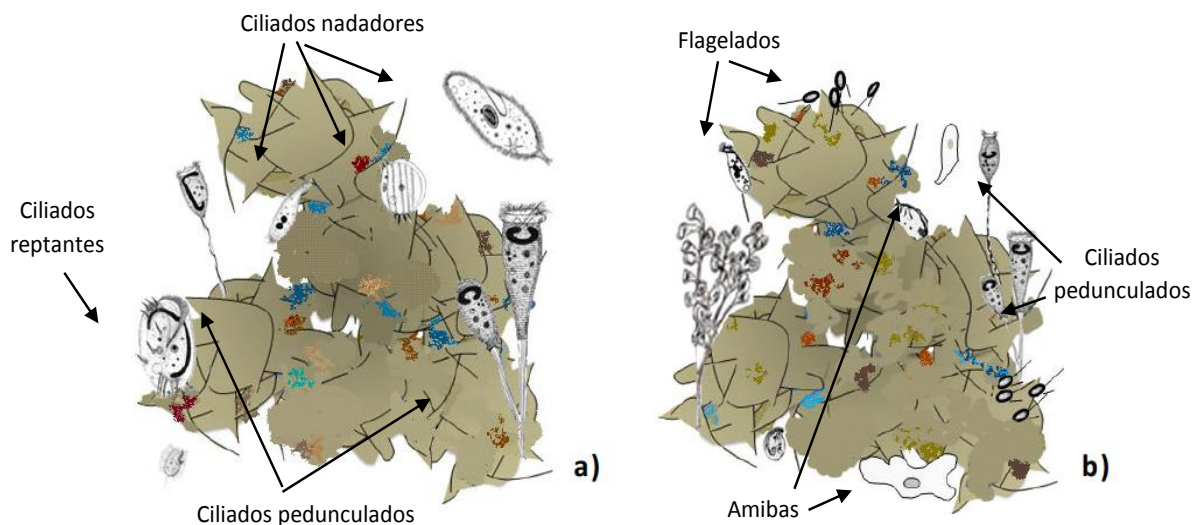


Figura 5. Diversidad de ciliados dentro de un sistema de lodos activados a) durante el tratamiento de agua residual b) durante la remoción avanzada de nutrientes (Arregui *et al.*, 2010)

Por ser organismos saprozoicos, la presencia de protozoos está relacionada con los procesos de reciclaje de nutrientes como la nitrificación y el reciclaje de fósforo además, en los sistemas de tratamiento su abundancia está influenciada por condiciones como la concentración de oxígeno disuelto, el tiempo de retención celular, la carga orgánica del sistema e incluso la relación Comida/Microorganismos (F/M), pudiendo ser indicadores de estos parámetros (Bitton *et al.*, 2006; Gerardi y Lytle, 2008; Arregui *et al.*, 2010 MetCalf y Eddy *et al.*, 2013).

5.1.2. Microalgas

Las algas son productores primarios en los cuerpos acuáticos de algunos sistemas de tratamiento para sintetizar los azúcares esenciales para la formación de su biomasa, utilizan el anhídrido carbónico producto de la respiración aerobia de otros organismos (Campell, 1987; Wehr y Sheath, 2003; Bitton *et al.*, 2006; MetCalf y Eddy *et al.*, 2013). La presencia de microalgas está determinada por la incidencia de luz apropiada a la capacidad fotosintética de cada especie, además de la presencia nutrientes; principalmente nitrógeno, fosforo, y algunos oligoelementos, como el cobre, el calcio, molibdeno, hierro, magnesio, entre otros; así como de algunas vitaminas proveídas por algunas bacterias. La participación de las algas en el consumo de nutrientes, las hace participe en algunos procesos de tratamiento, algunas también forman parte de los flóculos (Bitton, *et al.*, 2006; Metcalf y Eddy, 2013) (Figura 6).

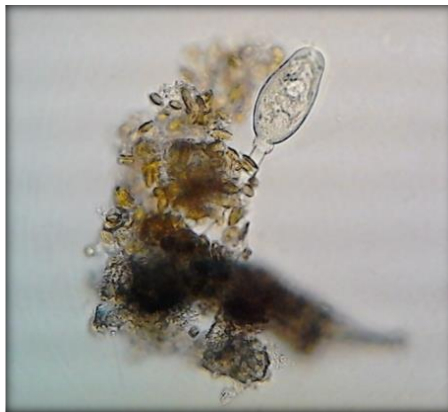


Figura 6. Floculo formado por bacterias y agregados de diatomeas, y un ciado sésil (40X).

5.1.3. Rotíferos

Son organismos multicelulares aerobios heterótrofos, solitarios pudiendo ser libres nadadores o reptantes, tienen la capacidad de fijarse a sustratos mediante una estructura conocida como dedos en su parte posterior, además tienen glándulas que generan una sustancia adhesiva, su tamaño promedio va de 100 a 800 micrómetros, presentan gran variabilidad de hábitos alimenticios,

consumiendo materia orgánica y otros microorganismos como algas, bacterias y algunos protozoos (Bitton *et al.*, 2006; Gerardi y Lytle, 2008; Varona *et al.*, 2008, Arregi *et al.*, 2010 MetCalf y Eddy *et al.*, 2013) (Figura 7).

Debido a que estos organismos pueden consumir bacterias dispersas o floculadas, así como materia orgánica coloidal, son muy eficientes en el proceso de depuración, sin embargo, su presencia está determinada por una buena concentración de oxígeno disuelto y tiempos de retención celular altos. También participan efectivamente en el reciclaje de nutrientes ya que sus desechos llevan el nitrógeno y el fósforo que puede ser ocupado por otros microorganismos. Los rotíferos se presentan en mucho menor número que los protozoos o bacterias, pero juegan un rol muy benéfico para mantener la estabilidad del sistema. Son organismos muy sensibles a bajas concentraciones de oxígeno disuelto y a la presencia de compuestos tóxicos por lo que su presencia indica un proceso de tratamiento eficiente y saludable. (Bitton *et al.*, 2006; Gerardi y Lytle, 2008; Varona *et al.*, 2008, Arregi *et al.*, 2010 MetCalf y Eddy *et al.*, 2013).

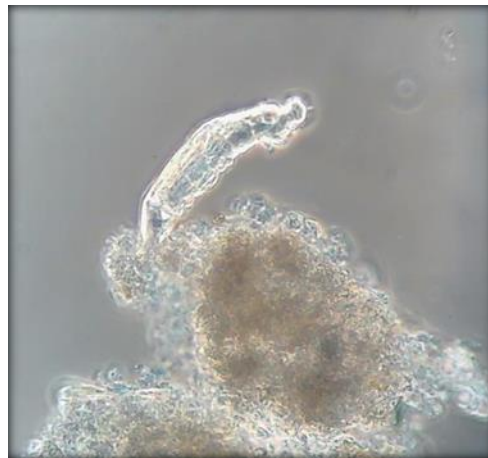


Figura 7. Rotífero sobre flóculos bacterianos (Contraste de fases, 20X).

5.1.4. Organismos vermiformes

La forma vermiforme o de gusano es muy común en la naturaleza, los gusanos que se pueden encontrar dentro del sistema de tratamiento son los nematodos, conocidos como gusanos redondos y los anélidos oligoquetos, conocidos como gusanos segmentados con quetas o cerdas (Figura 8 a y b). Ambos grupos se pueden encontrar tanto en el suelo como en ambientes acuáticos. Su presencia en los sistemas de tratamiento está determinada por altas concentraciones de oxígeno y también por una abundante comida siendo sus alimentos los detritos, las algas, bacterias, protozoos, rotíferos y otros gusanos. Estos organismos indican sistemas estables y algunas veces tiempos de retención celular altos Bitton *et al.*, 2006; Gerardi y Lytle, 2008; Varona *et al.*, 2008).

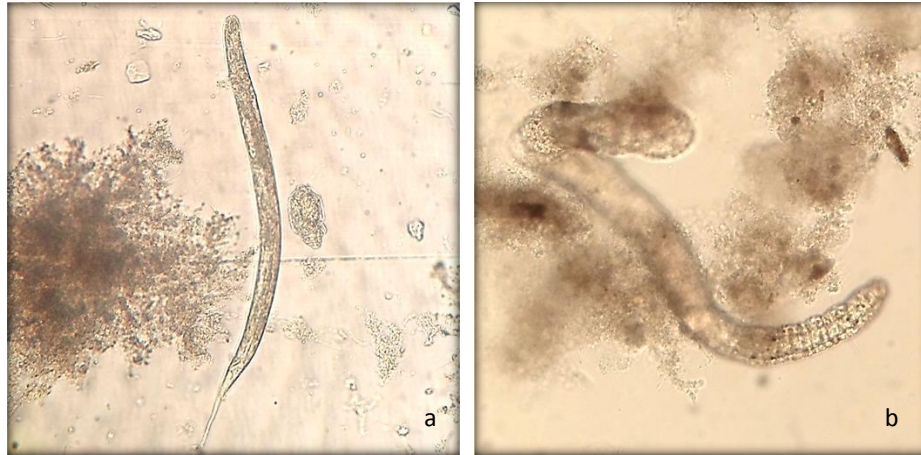


Figura 8. a. *Nematodo*, (20X), y b. *Oligochaetos (Anélido)*(10X). Microscopio óptico

6. PROCESOS ECOLÓGICOS DENTRO DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

En el proceso de lodos activados se ven involucrados tanto factores bióticos como abióticos, de modo que puede considerarse a los reactores como un ecosistema artificial, donde se desarrollan distintos tipos de relaciones entre los organismos y su medio, conformando una estructura comunitaria compleja (Gerardi y Lytle, 2008). La comunidad microbiana de los lodos depende de las condiciones ambientales impuestas por las variables y estrategias de operación, ya que estas determinan el acceso a nutrientes y fuentes de carbono que permiten la continuidad de la comunidad biológica y la estabilidad del proceso de depuración (Pesson, *et al.*, 1979; Anderson, 1987; Campbell, 1987; McArthur, 2006; Gerardi y Lytle 2008; MetCalf y Eddy 2013). Las relaciones tróficas tienen un importante papel, ya que conectan el flujo de la energía y la distribuyen a lo largo de los niveles de la red trófica. En el proceso de lodos activados se tratan una gran variedad de compuestos contaminantes, los cuales, contienen una gran cantidad de energía acumulada hasta pasar a su estado menos energético donde la materia es menos reactiva alcanzándose su mineralización, y por lo tanto alcanzando un ambiente energéticamente más estable, lo cual causa múltiples sucesos ecológicos (Bonkowski, 2004).

El fenómeno conocido como “la paradoja del circuito microbiano”, explica que a pesar de que los microorganismos sean seres estructuralmente menos complejos, tienen la capacidad de retener conjuntamente mayor cantidad de energía y de transformarla (McArthur *et al.*, 2006). Cabe resaltar que las redes tróficas microbianas son más eficaces en el flujo de la energía ya que su productividad es cercana al 45% comparada solo con el 10% de los animales superiores (Bonkowski, 2004). Estas redes cuentan con un número mayor de individuos y de especies, por lo que son redes más largas y con diversas rutas metabólicas, lo que conlleva a una mejor utilización de la energía en el sistema, y genera más vías de amortiguamiento ante un suceso de perturbación como es el efecto de la

contaminación (Bonkowski, 2004; McArtur, *et al*, 2006) Esta propiedad les da a las comunidades microbianas relevancia para ser empleadas en programas de restauración y depuración de ecosistemas, y lograr disminuir los efectos de la contaminación, tal como ocurre en los sistemas de tratamiento y para este caso, en el proceso de lodos activados (Clarholm, 1994; Bonkowski, 2004; McArtur *et al*, 2006; Bitton *et al.*, 2006; Gerardi y Lytle, 2008). Comprender los niveles tróficos que se encuentran dentro de los reactores de lodos activados ayuda a tener una mejor comprensión de los procesos de depuración (Figura 9).

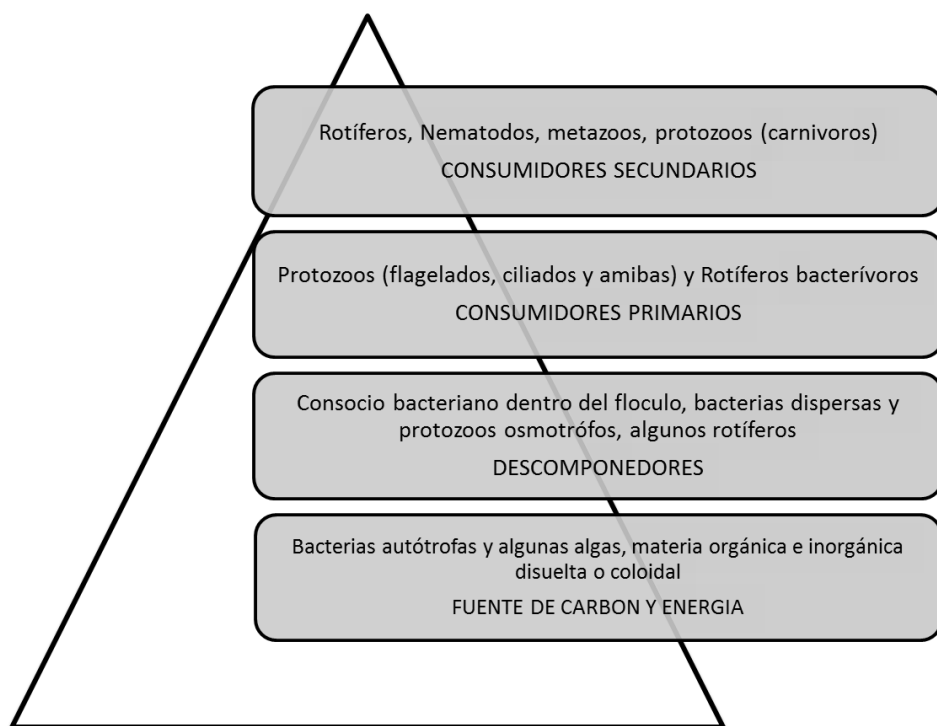


Figura 9. Niveles tróficos en los sistemas de depuración (organismos saprobios) (Campbell, 1987; Gerardi y Lytle, 2008; Satyanarayana *et al.*, 2012).

Otro aspecto importante a considerar dentro del proceso de descontaminación por lodos activados, es que el número y las poblaciones microbianas van madurando a la par del proceso de tratamiento, pasando por una serie progresiva de estados ocurriendo cambios; en el tipo, número y dominancia de especies, así como en las funciones específicas que se desarrollan dentro de los niveles tróficos del sistema; este fenómeno es conocido como sucesión ecológica, el cual está determinado tanto en los ambientes acuáticos naturales como artificiales, por la concentración de oxígeno disuelto en el agua y el decaimiento de la contaminación, en el proceso de lodos activados también se relaciona con el tiempo de residencia hidráulico, el tiempo de retención celular y la toxicidad del agua residual (Anderson *et al.*, 1987; Pesson *et al*, 1987; Vilaseca, 2001, Bitton, 2006; McArtur, *et al*, 2006; Gerardi y Lytle, 2008).

El proceso de sucesión en los ecosistemas acuáticos naturales según Bick (1973) puede dividirse en dos etapas, el estado heterótrofo y el estado autótrofo. En el primero, a partir del enriquecimiento con materia orgánica, ocurre un crecimiento exponencial de bacterias seguido de un crecimiento exponencial de flagelados heterótrofos, osmotrófos y bacterivoros, siendo después sustituidos por ciliados y amibas, ya que los ciliados son depredadores más eficientes de bacterias, y las amibas invierten poca energía para su alimentación y desplazamiento. Finalmente, en el estado autotrófico, cuando las bacterias declinan por falta de sustrato, los organismos autotróficos, como diatomeas, euglenoideos y algas filamentosas, son más dominantes, y consumen el dióxido de carbono., el amonio presente incrementa en su forma de amoníaco, provocando que algunos ciliados sensibles al amoníaco mueran, quedando así, solo algunos ciliados, generalmente herbívoros, que son generalmente más grandes y resistentes (Anderson *et al.*, 1987).

Dentro del tanque de aireación en el sistema de lodos activados, se pueden controlar algunas condiciones ambientales, principalmente la concentración de oxígeno, la cantidad y tipo de sustrato que entraría en el proceso de depuración, así como la cantidad de biomasa y el tiempo que permanece está dentro del sistema. Lo que induce a que el proceso de sucesión ecológica dentro del licor mezclado se lleve de manera ligeramente diferente a lo ocurrido en un ambiente de depuración natural. Sin embargo, también depende del papel de los microorganismos en función a sus hábitos alimenticios relacionados con sus diferentes formas de vida, y al crecimiento de la masa bacteriana contenida en los floculos, cuya dominancia es evidente en el licor mezclado (Vilaseca, 2001, Bitton, 2006; Gerardi y Lytle, 2008; Arregui, *et al.*, 2010).

Teniendo lo anterior en cuenta, en la fase inicial del proceso de lodos activados, existe una dominancia de amibas y de protozoos mixotrofos, así como flagelados, también hay bacterias dispersas, y algunos organismos que entran con el influente. En este ambiente hay un consumo significativo de oxígeno, lo que provoca que se produzcan productos metabólicos de fermentación por vía anaerobia, y posteriormente, debido a que el oxígeno disuelto en el tanque de aireación es suministrado constantemente se promueve un ambiente aerobio donde los compuestos son oxidados y ocurre una mayor producción de material celular por parte de las bacterias aerobias, provocando el clímax de la degradación, de modo que se elevan los niveles de CO₂ lo cual puede disminuir el pH si este es transformado en ácido carbónico, o elevarlo si se producen en cantidad suficiente carbonatos por la presencia de cationes dentro del sistema. En esta etapa aparecen los primeros ciliados nadadores, los cuales sustituyen a los flagelados y disminuyen el número de bacterias dispersas, a la par las bacterias van formando los flóculos como respuesta a la depredación por parte de los ciliados, la agitación del floculo, entre otras cosas; provocando al final que la comunidad de protozoos se distribuya y organice en función a la topología de su ambiente, permitiendo que se desarrollen otros grupos, como ciliados pedunculados, los cuales junto a los ciliados reptantes y algunos metazoos como rotíferos, serán los grupos dominantes casi al final del

tratamiento (Figura 10). En el último periodo se encuentran activos los grupos de bacterias especializados que consumen los compuestos refractarios más difíciles de degradar y también empieza la extinción de la masa celular por la falta de alimento, sin embargo es en este momento donde se termina el ciclo, se desecha el efluente y se alcanza la máxima mineralización lograda por el proceso (Hegeman *et al.*, 1985; Anderson *et al.*, 1987; Vilaseca, 2001; Bitton, 2006; McArthur *et al.*, 2006; Gerardi y Lytle, 2008; Arregui, *et al.*, 2010).

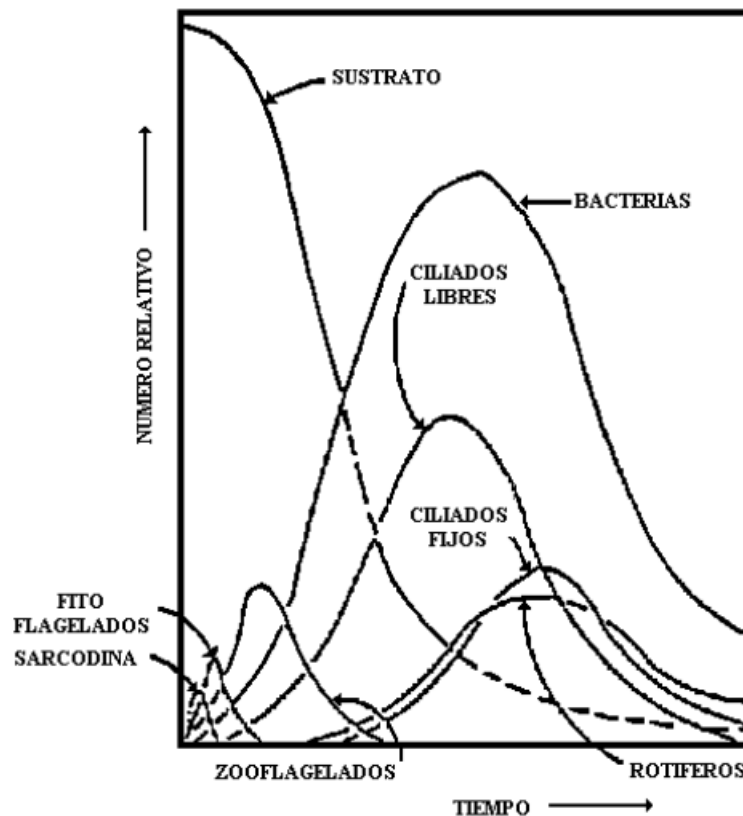


Figura 10. Secuencia de la aparición de los microorganismos en el sistema de lodos activados (Vilaseca, 2001).

Tanto para el proceso de sucesión, en un entorno natural, como en el proceso de lodos activados, las complejas interacciones entre variables bióticas y abióticas pueden explicar las diferentes relaciones que promueven los procesos de sucesión, principalmente si se toman en cuenta los factores ambientales y la conservación de los grupos funcionales que mantienen el proceso estable, incluso pudiéndose incrementar el número de individuos o especies magnificando la diversidad biológica dentro del sistema (Pesson *et al.*, 1985; Anderson *et al.*, 1987; McArthur *et al.*, 2006; Gerardi y Lytle, 2008).

Estudiar los distintos grupos de microorganismos, en términos de diferentes niveles de organización biológica, tal como, poblaciones, comunidades o especies, ayudará a entender con mayor claridad el funcionamiento del proceso de lodos activados y su relación con algunas variables operativas y ambientales, sobre todo si estas ejercen un efecto sobre la eficiencia de remoción de la contaminación, lo cual dependerá de la presencia y diversidad de microorganismos que mantienen la estructura de su comunidad y los diferentes estados de sucesión en el proceso de tratamiento (Bitton, 2006; Gerardi y Lytle, 2008; MetCalf y Eddy, 2013).

7. EVALUACIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS A TRAVÉS DE BIOINDICADORES

Papadimitriou y colaboradores en 2013, propuso que para entender los procesos autoecológicos de depuración en las comunidades microbianas, principalmente en los sistemas de lodos activados que tratan efluentes industriales con corrientes tóxicas y recalcitrantes, y que además presentan alta variabilidad, es necesario relacionar las variables ambientales y condiciones operativas, con índices biológicos que permitan describir de manera más acertada los mecanismos en los que participan los diferentes grupos y especies para el funcionamiento del sistema. Los índices que se han utilizado para evaluar el proceso de lodos activados son el Índice saprobio, los índices de diversidad y más recientemente el índice de lodos, los cuales sirven de referencia para comparar comunidades biológicas a través de sus características comunitarias, a modo que se demuestre el efecto de los parámetros ambientales en el número de sus especies y sus abundancias.

La diversidad específica relaciona la variedad de especies dentro de las comunidades biológicas. Este atributo expresa dos componentes principales: el primero es el número de especies presentes en la comunidad, denominado riqueza de especies, y el segundo conocido como la equitatividad, que se refiere a cómo se distribuye la abundancia entre las especies de la comunidad. Debido a que en el proceso de lodos activados siempre hay ocurrencia de una mayor abundancia de algún grupo de microorganismos, sobre todo de protozoos, los índices basados en la equitatividad o dominancia, como el índice de Simpson, pueden indicar la estabilidad del sistema basándose en los grupos más abundantes (Bouza *et al.*, 2015).

Por otra parte, el llamado “sistema saprobio”, que se refiere a la cadena de consumo de bacterias, extiende un índice el cual distingue cuatro zonas de contaminación de acuerdo a los organismos que habitan en ellas, así como al contenido de oxígeno y materia orgánica en descomposición, este sistema es una forma rápida de evaluar la calidad del agua. Existen un índice del sistema saprobio que usa a los protistas como organismos indicadores; el cual se ha aplicado con éxito en muchos países, dado excelentes resultados al evaluar la calidad del agua de forma rápida (Lee y Soldo, 1992). Para la aplicación de este índice es necesario hacer un análisis cuantitativo de los organismos

por especie y buscar al organismo dentro de una tabla para asignar un valor o valencia a la especie y posteriormente hacer una operación matemática para encontrar el valor del índice. Las cuatro zonas o clases saprobias que se suelen encontrar en los sistemas de tratamientos se describen en la Tabla 5.

TABLA 5. CLASES DE LA CONDICION SAPROBIA		
Clase o condición	Descripción ambiental	Organismos representativos
Polisaprobio	Zona de gran contaminación con gran contenido de materia orgánica, con muy poco o nulo contenido de oxígeno disuelto.	Poblado con pocas especies especialmente bacterias y protistas heterótrofos en un gran número de individuos.
α -mesosaprobio	Zona donde hay presencia de oxígeno disuelto y comienza la mineralización.	Presencia de más especies que en la zona de polisaprobiedad, Con una dominancia estable de bacterias y protistas.
β -mesosaprobio	Zona donde la mineralización es muy activa y se producen muchos compuestos de la descomposición, además de que existe un déficit pequeño de oxígeno.	Presenta de gran variedad de protistas, plantas y animales en números considerables.
Oligosaprobio	Zona la mineralización de la materia orgánica es completa y el agua está saturada de oxígeno.	Gran variedad de plantas y animales, en bajos números y los protistas son muy escasos.

Tomando en cuenta que el tratamiento por lodos activos busca depurar un ambiente acuático meramente polisaprobio con altas concentraciones de materia orgánica y muy bajos niveles de oxígeno, pero que, al iniciarse el proceso de tratamiento con una constante aireación en el reactor, se provoca que el medio acuático vaya cambiando a medida que avanza el proceso de mineralización y se reduce la cantidad de materia orgánica, de modo que pueden manifestarse diferentes clases de saprobiedad a lo largo del proceso de tratamiento. Por lo tanto, las especies u organismo que se presentar en el proceso de lodos activos, también mantienen diferentes grados de tolerancia a ambientes más o menos favorables, de modo que pueden abarcan distintas condiciones ambientales. De modo que para mantener evaluado a través de organismos indicadores un ambiente en continuo cambio como es el proceso de lodos activados, es preciso tener un método que permita evaluar la variabilidad entre distintas clases de saprobiedad (Gracia e Igual, 1987). El índice saprobio de Zelinka y Marvan es un índice de saprobiedad que refleja mediante diferentes especies de protozoos, las 4 clases de saprobiedad que pueden encontrarse en diferentes sistemas de tratamiento biológicos (Tabla 5). Este índice tiene la peculiaridad de además de demostrar la condición de saprobiedad más evidente en el sistema, también refleja la tolerancia de las diferentes especies distribuidas entre los distintos niveles de saprobiedad, ya que para obtener este índice, a las especies identificadas se les asigna valores en las cuatro clases de saprobiedad, valores que se han obtenido de múltiples investigaciones, aporta más información que enriquece el análisis ambiental en un ambiente altamente cambiante como podría ser el proceso de lodos activados

(Gracia e Igual, 1987). No obstante como el ISZM, es un análisis meramente estadístico, es necesario considerar que a pesar de que este índice reporte valores para las 4 clases de saprobiedad existentes, el valor más alto que se obtenga representa la clase de saprobiedad más evidente, por lo que para usar en conjunto los 4 valores obtenidos de las cuatro clases de saprobiedad y enriquecer el análisis, estos valores deben ser relacionados con parámetros fisicoquímicos y biológicos que demuestren las condiciones cambiantes en el ambiente, y den más peso al análisis utilizando los valores obtenidos del ISZM (Gracia e Igual, 1987; Lee y Soldo, 1992).

Existe ya un índice biológico cuyo objetivo es asociar la microfauna del licor mezclado del sistema de lodos activados, con el fin de dar a conocer al operador el funcionamiento de la planta, no obstante, este índice en su mayoría solo ha sido aplicado en sistemas que tratan agua residual doméstica. El propósito es evaluar la calidad biológica del lodo a partir de un valor numérico (índice biológico) de 0 a 10, y agrupar el SBI en cuatro clases de calidad (Tabla 6). El método se basa en dos principios, primero los cambios en la dominancia de los grupos de organismos clave, en relación a las características ambientales y variables operativas, siendo en particular la presencia de pequeños flagelados y ciliados como *Vorticela microstoma* y *Opercularia sp.*, que tienen una influencia negativa sobre el índice; y segundo, el número de especies morfológicas que se reducen cuando el funcionamiento de la planta de tratamiento no es bueno. El método se realiza a partir de conteos generales de los grupos taxonómicos de protozoos; como flagelados, grupos de ciliados o amibas, así como la identificación y conteo de las especies más valoradas para la aplicación del índice (*Vorticela microstoma* y *Opercularia sp.*). En su conjunto estos conteos son comparados de acuerdo a valores asignados en una tabla dicotómica (Apéndice V), según las densidades poblacionales y número de grupos taxonómicos presentes, indicando así las características de funcionamiento propias de cada clase de calidad (Madoni, 1993).

TABLA 6. CONVERSION DEL VALOR DEL INDICE BIOLOGICO DE LODOS (ISB), EN LAS CUATRO CLASES CORRESPONDIENTES AL FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS (MADONI,1993)

Valor de ISB	Clase	Características de la Clase
8-10	I	Lodo estable y muy buena colonización, actividad biológica excelente, muy buen funcionamiento.
6-7	II	Lodo estable y buena colonización, actividad biológica en decremento, buen funcionamiento.
4-5	III	Depuración biológica en el tanque de aireación insuficiente, funcionamiento mediocre.
0-3	IV	Depuración biológica pobre en el tanque de aireación, mal funcionamiento.

Debido a su especificidad y fácil monitoreo, el usar métodos que emplean a los organismos como indicadores de contaminación, pueden favorecer la comprensión de los procesos de descontaminación como los tratamientos biológicos del agua, (Washington, 1984; Odum, 1972),

siendo que estos, como el proceso de lodos activados, al tratar corrientes de agua variables, pueden determinar de manera rápida la condición de uno o varios parámetros ambientales que indiquen el buen o mal desarrollo del proceso de tratamiento (Vazquez *et al.*, 2006), ayudando a la toma de decisiones sobre las variables operativas y ambientales que el operador puede modificar para obtener mejores rendimientos en la depuración.

8. EL PROCESO DE ACLIMATACIÓN

La aclimatación en un proceso biológico de tratamiento, es definido como el periodo de tiempo entre la adición de un compuesto y su mineralización detectable. En este proceso los microorganismos son puestos en contacto con compuestos tóxicos, en un ambiente favorable a través del cual puede ocurrir como consecuencia un proceso de adaptación que provoque la remoción de los contaminantes a través de su transformación a compuestos orgánicos más simples o su completa mineralización (Wiggins *et al.*, 1987). El sistema metabólico de los microorganismos es el catalizador que promueve la mineralización de los compuestos o la retención de los mismos en la biomasa, por lo tanto durante la aclimatación deben de ocurrir modificaciones a nivel genético que expresen caracteres y fenotipos adecuados a las condiciones ambientales que se presenten, lo cual se traduce en transformaciones fisiológicas, tal como la alteración de la regulación y producción enzimática, que mantiene a los microorganismos en un ambiente hostil (Wiggins *et al.*, 1987; Buitrón *et al.*, 2004; McArthur *et al.*, 2006).

Moreno–Andrade y Buitrón (2008) en un reactor aerobio SBR, describieron a través de cinéticas de degradación y de actividad respiratoria, los procesos de aclimatación y desaclimatación de un cultivo mixto durante la degradación de una mezcla sintética de 4-clorofenol con nutrientes; exponiendo que hay una reducción en el tiempo de degradación a medida que avanza el proceso de aclimatación, y que también el ayuno del sistema puede generar una disminución de la actividad microbiana, por lo que la eficacia del proceso de aclimatación que determina la supervivencia de grupos microbianos capaces de sobrevivir y degradar parte de la contaminación está determinado por la historia de la biomasa.

La aclimatación como proceso donde se añaden compuestos tóxicos o poco aprovechables por la comunidad microbiana, promueve como consecuencia la modificación de la estructura comunitaria de todos los grupos de microorganismos presentes, desde las pequeñas bacterias hasta los grupos de protozoos y metazoos, donde hay una pérdida de especies y una selección de las más aptas o especializadas para la degradación o aprovechamiento de los compuestos contaminantes o de sus subproductos (Wiggins *et al.*, 1987; Buitrón *et al.*, 2004; Begon, *et al.*, 2006; Mc Arthur *et al.*; 2006). Un ejemplo de este suceso se presenta en el estudio elaborado por González y colaboradores en 1996, donde iniciaron un proceso de tratamiento para una mezcla sintética de compuestos fenólicos

en un reactor discontinuo secuencial (SBR), y compararon la degradación de un lodo aclimatado a fenoles contra cepas bacterianas purificadas del mismo lodo, obteniendo tasas de degradación superiores al 76% cuando utilizaron el consorcio, y donde apreciaron una sucesión de especies microbianas de bacterias y protozoos durante el proceso de aclimatación.

Cuando un ecosistema sea este natural o artificial es trasgredido a través de una perturbación muy intensa, se le puede impedir al mismo regresar a un estado donde el flujo de la energía se mantiene más o menos estable, lo cual puede manifestar el colapso de las comunidades biológicas preexistentes antes de la perturbación, ocasionando en algunas veces transformaciones irreversibles en las comunidades. Sucesos similares pueden ocurrir durante la aclimatación de la comunidad biológica de los lodos activados, de modo que no se logren obtener lodos capaces de asimilar efluentes tóxicos o recalcitrantes, de esta forma como comprobaron Carvalho y colaboradores en 2002 en su estudio de aclimatación a efluentes textiles, una pre-aclimatación del lodo antes del cambio del surfactante, permite mantener un esquema de funcionamiento óptimo del proceso.

La aclimatación de lodos activados es un proceso donde ocurre la reestructuración de la comunidad microbiana, previendo la pérdida y posterior ganancia de grupos funcionales de protozoos, metazoos, así como de los diversos grupos bacterianos, de modo que se mantenga la capacidad del proceso para mineralizar los contaminantes, así como de formar flóculos y eliminar bacterias dispersas, elementos necesarios que mantienen la funcionabilidad de este proceso de tratamiento.

III. JUSTIFICACIÓN

La industria textil produce alrededor de dos tercios de la producción de pigmentos y muchos otros componentes químicos tóxicos y de baja biodegradabilidad, lo que se traduce en una gran variedad de problemas ecológicos en los sistemas acuáticos naturales al momento de ser vertidos, además, y debido a que cada proceso de producción dentro de las industrias es diferente, el agua residual producida es muy variable y perjudica el funcionamiento de los sistemas de tratamiento convencionales.

En trabajos realizados sobre los métodos de tratamientos para este tipo de efluentes, revalorizan el uso de los bioprocesos como una alternativa económica para obtener remociones considerables de contaminación. El sistema de tratamiento aerobio más común, es el proceso de lodos activados, el cual se basa en la mineralización de la contaminación a partir de la formación de flóculos bacterianos dentro de los cuales habita un consorcio microbiano formado principalmente por bacterias, hongos, algas, protozoos y metazoos. A partir del manejo de las condiciones operativas y ambientales, el lodo formado puede pasar por un proceso de aclimatación, a partir del cual se desarrollan organismos con rutas metabólicas capaces de degradar una gran variedad de compuestos contaminantes como los originados por la industria textil.

La estructura de la comunidad del lodo es determinada por la dominancia de cierto número de especies y grupos de protozoos y metazoos, por lo que en un momento dado su estudio facilita reconocer el correcto funcionamiento del proceso de lodos activados, por lo que el seguimiento de la comunidad del lodo, aunado al seguimiento de las eficiencias de remoción, pueden permitir conocer mejor la naturaleza del consorcio biológico resultante de la aclimatación de un lodo convencional, a aquél capaz de tratar aguas de menor biodegradabilidad como las de la industria textil.

IV. HIPÓTESIS

A través de una estrategia de alimentación controlada, es posible llevar a cabo la aclimatación de lodos activados domésticos al tratamiento de agua de menor biodegradabilidad como el agua residual textil.

La comunidad de protistas y metazoos dentro del proceso de lodos activados es capaz de adaptarse a las condiciones impuestas por el agua residual textil, y continuar funcionando como indicador del estado de los lodos durante el proceso de aclimatación.

Al aplicar diferentes índices biológicos se puede dar seguimiento al funcionamiento del proceso mediante la comunidad microbiana, de modo que estos también pueden indicar que el proceso de lodos activados se ha aclimatado.

V. OBJETIVOS

General

Estudiar la aclimatación de un proceso de lodos activados a escala de laboratorio para el tratamiento de agua residual de una industria textil lanera.

Particulares

Operar un proceso de lodos activados municipales con alta eficiencia a escala laboratorio, para implementar estrategias de control y alimentación con agua residual de una industria textil lanera a fin de promover su aclimatación a estos efluentes.

Evaluar el proceso de aclimatación mediante el seguimiento de cinéticas de degradación, así como de los parámetros fisicoquímicos y variables operativas indicadoras de la eficiencia del proceso.

Estudiar los cambios de la comunidad microbiana del proceso en relación con las variables fisicoquímicas y experimentales, como parte del estudio de aclimatación de los lodos biológicos al agua residual de una industria textil lanera.

Aplicar diferentes índices biológicos y relacionarlos con las variables bióticas y abióticas del proceso, de modo que se indique que el proceso de los lodos activados se ha aclimatado.

VI. MATERIALES Y MÉTODOS

9. MONTAJE Y ARRANQUE DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

Se inició el montaje y operación de un reactor biológico a escala laboratorio, el cual fue operado como un proceso de lodos activados en un esquema discontinuo secuencial (SBR) con un volumen de trabajo del tanque de aireación de 3 litros, con un volumen de recarga del 50% (1.5 litros) por cada ciclo de alimentación, y con una variación del tiempo de ciclo de tratamiento entre 4 y 24 horas según las necesidades del proceso. El tanque contó con una chaqueta para termostatar el proceso de modo que la temperatura fue controlada en un rango de entre 20-25 °C. La aireación fue suministrada a partir de difusores de burbuja fina y una bomba de aire ELITE801 con 3.0 de Psi. Los tiempos de llenado, vaciado, sedimentación y reacción, fueron controlados con temporizadores. La operación de llenado se llevó a cabo a través de una bomba sumergible Lown industry WP 750, mientras que el vaciado del tanque fue hecho por una bomba peristáltica MasterFLex 7574-80 (Figura 11).



Figura 11. Reactor de lodos activados tipo SBR a escala laboratorio

Se contó con dos contenedores, uno para el agua de entrada (influyente) y otro para el agua de salida (efluente), ambos con una capacidad máxima de 20 litros. En el caso de que el proceso biológico generara más lodos y que fueran sustraídos por el sistema de vaciado, el mismo tanque de efluente sirvió para separar y recuperar el lodo adicional generado en el proceso (Figura 11). Para arrancar el proceso, el reactor fue inoculado con 1.5 litros de lodos sedimentados y las pruebas iniciales empezaron utilizando solamente agua residual doméstica. Tanto los lodos como el agua residual

doméstica provinieron de una planta de tratamiento agua residual doméstica ubicada en el municipio de Tlalnepantla, Estado de México. El agua residual textil que posteriormente fue suministrada al proceso, provino de las corrientes de teñido y acabado de una industria textil lanera ubicada en el municipio de Cuautitlán, Estado de México. Estas aguas no tuvieron ninguna modificación o tratamiento extra con excepción de un ajuste de pH que mantuviera el agua cerca de la neutralidad para no afectar al bioproceso.

10. ESTRATEGIA PARA PROMOVER LA ACLIMATACIÓN DEL PROCESO BIOLÓGICO

Para estudiar el proceso de aclimatación de los lodos, se inició la operación del biorreactor buscando primero mantener un proceso estable que tratara solo agua residual doméstica y que mantuviera una eficiencia significativa en la remoción de contaminación, para que, a partir del mismo, empezar a sustituir en el influente, el agua residual doméstica con porcentajes cada vez mayores de agua residual textil, hasta poder alcanzar una sustitución del 100% al final de la experimentación. La estrategia general de alimentación fue tratar de minimizar los cambios abruptos de concentración de los contaminantes dada la gran variabilidad de los lotes de agua residual obtenidos de la textilera. Por otra parte, a lo largo de la experimentación fue necesario ajustar la duración del ciclo de tratamiento, a fin de obtener porcentajes más altos de remoción. De este modo, el desarrollo de la experimentación tuvo como total cinco etapas, las cuales se describen a continuación.

- **Etapa 1:** Tuvo una duración de 43 días en las primeras 6 semanas de operación del proceso. El biorreactor se alimentó solo con agua residual doméstica y se hicieron modificaciones sobre el tiempo de ciclo de tratamiento, reduciendo paulatinamente de 8 hasta 4 horas.
- **Etapa 2:** Tuvo una duración de 148 días, entre las semanas 6 y 26 de la experimentación. La alimentación del reactor consistió en sustituir porcentajes pequeños de agua residual doméstica (ARD) por agua residual textil (ARTx), donde las fracciones de agua textil (acabado y teñido) se mezclaron en proporción 1:1. Se comenzó con una relación de 90%/10% de ARD-ARTx hasta alcanzar una relación 40%/60%. Se hicieron modificaciones en el tiempo de ciclo pasando de 4 horas hasta 12 horas, pues se buscó mejorar la eficiencia del proceso dejando cada vez más tiempo la mezcla en el biorreactor.
- **Etapa 3:** Tuvo una duración de 124 días, entre las semanas 27 y 44 de la experimentación. Para la alimentación del reactor se implementó un método de control adicional para evitar los picos de concentración de colorantes en la fracción de teñido. La estrategia consistió en manejar porcentajes del agua residual de teñido más pequeños que de agua residual de acabado, de modo que se realizaron mediciones del influente vía absorbancia a 586nm para no sobrepasar 0.150 unidades de absorbancia en esta longitud de onda (la metodología y la razón de los 0.150

nm se describen más adelante, en la sección de técnicas analíticas y resultados). En esta etapa se inició con un 40%-60% de ARD-ARTx, y se alcanzó una relación 30%-70%, el tiempo de ciclo se mantuvo de 12 horas.

- **Etapa 4:** Tuvo una duración de 84 días, entre las semanas 54 y 66 de operación. La alimentación del reactor controlada vía absorbancia a 586 nm se mantuvo de la misma manera que en la etapa anterior. En esta etapa se incrementó el control sobre la difusión de oxígeno y se colocó una prefiltración de fibras antes de alimentar el agua textil al tanque del influente (Figura 12), ya que estas interrumpían la difusión de oxígeno en el reactor, agregándose y tapando las salidas del difusor. En esta etapa se alcanzó una relación 10%ARD-90%ARTx y el tiempo de ciclo de tratamiento pasó de 12 a 24 horas.
- **Etapa 5:** Tuvo una duración de 55 días y se ubicó entre las semanas 67 y 75 de experimentación. La alimentación consistió en emplear el 100% de agua residual textil, con todas las condiciones operativas y estrategias implementadas en las etapas anteriores.



Figura 12. Prefiltración de fibras de agua residual textil previa alimentación al tanque de influente del proceso.

Cabe mencionar que, debido a la alta variabilidad de los efluentes, se tuvieron condiciones operativas y ambientales distintas entre las etapas de experimentación. La Tabla 12 describe con detalle las variables operativas en las distintas etapas.

TABLA 7. ETAPAS DE LA EXPERIMENTACIÓN PARA PROMOVER LA ACLIMATACIÓN DEL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS DOMÉSTICO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL TEXTIL.

Variables operativas y experimentales	ETAPA 1			ETAPA 2							ETAPA 3				ETAPA 4			ETAPA 5		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
Numero de tratamiento																				
Porcentaje de agua Residual Domestica añadida	100	100	100	90	90	80	60	60	60	40	40	40	30	30	30	20	10	0	0	
Porcentaje de agua residual textil añadida	0	0	0	10	10	20	40	40	40	60	60	60	70	70	70	80	90	100	100	
Fracciones del agua residual textil	% de Teñido	0	0	0	0	5	10	20	20	20	20	10%	10%	20%	5%	5%	5%	5%	5%	10%
	% de Acabad o Mezcla	0	0	0	0	0	0	20	20	20	40	50%	50%	50%	65%	65%	75%	85%	95%	90%
	% de Mezcla	0	0	0	10	5	10	0	0	0	0	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Absorbancia a 586 nm	Teñido					0.518	0.166	0.260	0.062	0.293	0.293	0.153	0.660	0.807	0.807	0.807	0.807	0.807	0.094	
	Mezcla				0.048	0.110														
Tiempo de Ciclo de Tratamiento (horas)	8	6	4	4	6	6	6	8	12	12	12	12	12	12	24	24	24	24	24	
Semana de operación que se implemento	1	2	3	6	8	10	12	13	14	22	27	28	37	38	45	57	59	66	69	
Día de operación que se implemento	0	8	22	44	61	71	84	93	101	158	193	200	259	271	317	400	417	467	484	
Duración del tratamiento (días)	7	15	22	17	10	13	9	8	57	42	7	59	12	46	83	17	50	17	47	

11. SEGUIMIENTO DE LA ESTABILIDAD Y EFICIENCIA DEL PROCESO

Para conocer el rendimiento del proceso ($E\%$), tanto del agua de entrada (influyente) como de salida (efluente), se llevaron a cabo determinaciones de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) por el método de reflujó cerrado; y en algunos casos se realizaron determinaciones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) para poder obtener la relación DBO_5/DQO como un indicador de la biodegradabilidad del agua residual al tener en cuenta la fracción de la materia fácilmente biodegradable respecto de la materia que solo s químicamente oxidable. También se obtuvieron valores de Carbono Orgánico Total (COT) y Nitrógeno total (NT) mediante un analizador de carbono y nitrógeno Shimadzu®. Estos parámetros sirvieron principalmente como indicadores de remoción de la contaminación y para determinar si ocurrían deficiencias en el proceso por algún factor diferente a la biodegradabilidad del agua suministrada.

Adicionalmente a la remoción de contaminación, se utilizó la cantidad de biomasa como parámetro para determinar que el proceso se mantuviera estable, de modo que se realizaron constantemente determinaciones de los Sólidos Suspendidos Totales, Fijos y Volátiles del Licor Mezclado del Biorreactor (SSTLM, SSFLM y SSVLM). De la misma manera los sólidos fueron determinados para la purga (SSTP y SSVP) a fin de obtener el lodo total presente en el sistema y poder calcular la productividad de los lodos biológicos, los tiempos de retención celular (TRC), así como la relación alimentación/microorganismos (F/M), relaciones que indica la cantidad de carga orgánica disponible en el biorreactor por la cantidad de biomasa presente. Para implementar el control de la concentración de colorante en el influyente a partir de la etapa 3 de experimentación, se realizó un barrido del espectro UV/visible a las diferentes aguas residuales de teñido y acabado textil usadas para alimentar el reactor en la etapa 2, de lo cual se determinó que la longitud de onda de 586 nm era la idónea como indicadora de la concentración de color, ya que en esta longitud el barrido espectrofotométrico mostró coincidencias y máximos en valores de absorbancia (Apéndice IV). De este modo cada que llegaba un nuevo lote de agua residual textil; para preparar el agua del influyente del proceso, se realizaban pruebas manejando mezclas de distintos porcentajes entre el agua residual doméstica y las corrientes textiles de los procesos de teñido y acabado, con el fin de manejar un porcentaje de fracción de teñido (la más concentrada en colorantes) que no implicara picos demasiado tóxicos para el funcionamiento del proceso. Durante este análisis las mezclas preparadas de agua residual, eran filtradas con papel filtro y posteriormente con membrana de $0.45\mu\text{m}$, para luego ser medidas en un espectrofotómetro BOECO S-20 a 586 nm, determinando así la absorbancia por color y las porciones de agua residual de teñido y acabado que debían usarse en la siguiente alimentación. Estas mediciones también se realizaron con regularidad para el influyente y el efluente

del proceso, para conocer el porcentaje de la remoción de color y el comportamiento de los colorantes en el proceso.

Otros parámetros de seguimiento y control fueron el pH del influente y del efluente, el cual fue medido a través de un potenciómetro Hanna pH10. También se siguió rutinariamente el Oxígeno Disuelto dentro del reactor a partir de la Etapa 4 de experimentación, el cual se midió con el oxímetro YSI 518. Finalmente, en la Etapa 5 como parte de la evaluación general del proceso, se realizaron tanto en el influente como en el efluente, determinaciones de sulfatos, fosfatos y dureza total, para conocer el comportamiento de dichas variables en el proceso y tener una respuesta general de la concentración de dichos elementos inorgánicos en el proceso de tratamiento estabilizado. Todas las pruebas fisicoquímicas se realizaron utilizando como referencia las técnicas del *Standard Methods* para análisis de muestras de agua (APHA, AWWA, WEF, 2012) y con la directa colaboración del Grupo de Calidad del Agua a cargo de la Maestra Esperanza del Socorro Robles Valderrama del Proyecto CyMA de la FES Iztacala.

12. EVALUACIÓN DE LA ACLIMATACIÓN

12.1. Cinéticas de degradación

Una de las formas de comprobar que la aclimatación se llevó a cabo fue mediante la obtención de tasas de degradación de contaminación entre las etapas de las 5 etapas de experimentación, llevándose a cabo cinéticas de remoción de COT y NT y pH para medir su eficiencia obtener los coeficientes de reacción o afinidad del lodo (K_L) establecidos para los tratamientos en cada una de las etapas. Se realizó además el seguimiento cinético de la concentración de colorante a 586 nm en las últimas etapas del proceso, con el fin de encontrar algún patrón durante el decaimiento del color que indicara por qué se da la remoción del mismo. Las pruebas se realizaron a la par de las cinéticas de COT y NT para determinar si existía alguna relación. Como modelo del comportamiento del proceso, las cinéticas de COT y NT fueron analizadas a través de la ecuación de segundo orden tipo 1, propuesta por MetCalf y Eddy (1987):

$$\frac{d[A]}{dt} = -K[A]^2 \quad 1.$$

Dónde: A : representa la concentración del sustrato (mg/l), t : representa el tiempo transcurrido de la reacción (en este caso horas) y K : es el coeficiente de la velocidad específica de la reacción en el tiempo determinado

Al graficar los valores de K para cada cinética, se expresaron de una manera potencial, de la forma:

$$K = bt_i^{-K_L} \quad 2.$$

Donde t_i es el tiempo transcurrido de cada una de las mediciones, b es la ordenada al origen de la línea o la velocidad de reacción específica (K) al tiempo cero, y K_L explica la potencia de la reacción o coeficiente de aceleración de la reacción, demostrando de este modo la afinidad de la biomasa hacia el sustrato medido.

Para poder representar la cinética de una mejor manera, y poder comparar entre varias pruebas, a los valores de K y de t_i se les aplicó logaritmo, de modo que se pudiera para linealizar la ecuación de la siguiente manera:

$$\text{Log } K = K_L \text{Log } t_i + b \quad 3.$$

Los gráficos de las cinéticas realizadas en cada tratamiento y su linealización, se presentan en los apéndices IX, XI y XII. Los Coeficientes de aceleración (K_L) se analizan en la sección de resultados.

12.2. Respirometrías

Durante las etapas 4 y 5, se realizaron experimentos de respirométricos para conocer el consumo de oxígeno como consecuencia del consumo de la materia orgánica presente en el agua residual textil. De este modo se llevó a cabo una comparación entre el lodo presumiblemente aclimatado del biorreactor y un lodo convencional proveniente de la misma planta de la que se tomó el inóculo inicial.

La técnica de respirometría comparada, consistió en dejar aireando los lodos activos provenientes de un proceso de tratamiento que trata agua residual doméstica, como también a los lodos aclimatados provenientes del biorreactor de la presente investigación, de modo que por lo menos en un periodo de 24 horas no recibieran ningún tipo de alimentación, únicamente la oxigenación. Pasando este tiempo se tomaban muestras iguales en volumen de licor mezclado de los dos tipos de lodo y se dejaban sedimentar por 30 minutos. Posteriormente, 5 ml de cada lodo eran agregados a 195 ml de agua residual textil previamente aireada y a saturación de oxígeno, con una agitación a 100 RPM y constante. En la Figura 13 se muestra el montaje de una prueba.

Posteriormente se medía el descenso de la concentración de oxígeno como medida de la respiración del lodo, graficándose de forma lineal a partir de la siguiente ecuación:

$$O_i = \Delta ot_i + b \quad 4.$$

Dónde O_i es la concentración de oxígeno, t_i es el tiempo recorrido de la prueba, b es la concentración de oxígeno en el tiempo cero y Δo es la tasa de consumo de oxígeno.



Figura 13. Prueba montada de respirometría.

Por cada prueba se repetía también una determinación del descenso del oxígeno a partir únicamente del agua residual empleada en la prueba, esto para descartar el consumo de oxígeno debido específicamente al contenido del agua residual y también a la resultante transferencia atmosférica, de modo que también se obtuvo una ecuación igual a la prueba con lodos:

$$O_i = \Delta o^a t_i + b^a \quad 5.$$

Dónde O_i^a es la concentración de oxígeno de la prueba de agua, t_i^a es el tiempo transcurrido de la misma prueba, b^a es la concentración de oxígeno en el tiempo cero y Δo^a es la tasa de consumo de oxígeno en dicha prueba del agua residual. De esta manera, una vez determinado, este consumo adicional de oxígeno se eliminó restando las tasas de consumo de oxígeno de ambas pruebas:

$$\Delta O = \Delta o - \Delta o^a \quad 6.$$

Se obtuvo la tasa de consumo de oxígeno real (ΔO) y se substituyó en la ecuación del lodo quedando de la siguiente manera:

$$O_i = \Delta O t_i + b \quad 7.$$

A partir del lodo agregado en el agua residual en las pruebas de respiración, se obtuvieron los sólidos volátiles del licor mezclado con el fin de determinar la biomasa que estuvo participando en la respiración. Los valores de concentración de oxígeno determinados en cada respirometría (O_i) fueron divididos entre la concentración de SSVLM (S) correspondientes de cada prueba, quedando la ecuación de la siguiente manera:

$$O/S = \Delta O_e t_i + b$$

8.

De este modo la nueva tasa de consumo de oxígeno se especifica por unidad de gramo de biomasa (ΔO_e) para los dos diferentes lodos biológicos, tanto para el lodo que solo ha tratado agua residual doméstica, como para el lodo de la presente investigación presuntamente aclimatado, de este modo se logró tener un parámetro comparativo para evaluar la aclimatación del lodo a partir de su actividad metabólica.

13. EVALUACIÓN DE LA COMUNIDAD MICROBIANA

13.1. Identificación taxonómica

A partir de la semana 5 y hasta el final de la experimentación, se dio seguimiento a los diferentes grupos de protozoos y metazoos, así como de algunas algas y bacterias filamentosas. Los dos primeros grupos fueron contabilizados e identificados hasta género, y si era posible hasta especie, con excepción de las amibas desnudas cuya identificación por requerir de técnicas más especializadas, su determinación no se contempló para este trabajo de investigación, de modo que todas fueron contadas como un grupo común. El seguimiento de las algas y bacterias filamentosas solo fue indicando su presencia o ausencia en el sistema.

Se utilizó un microscopio marca ZEISS y NIKON 2200, con los cuales mediante microscopía de campo claro y de contraste de fases, se realizaron observaciones del lodo y de los microorganismos de los grupos de protozoos y metazoos, los cuales fueron contados e identificados de acuerdo a las guías de identificación: Berk y Gunderson (1996), Luna-Pabello (2006) y Gerardi y Lytle (2008), Curds (1969 y 1982) y GBS, 2008. Los microorganismos se agruparon en grupos funcionales, géneros y en algunos casos especies. El nombre y la clasificación taxonómica, se tomó de acuerdo a la propuesta del autor de cada una de las guías de identificación. Para facilitar la determinación de microorganismos, se realizaron mediciones de los individuos tomando fotografías al microscopio con una cámara digital Samsung ST66, las cuales fueron calibradas a los micrómetros que ocupaba el campo al momento que se tomó la fotografía usando el programa TpsDig Versión 2.22, de modo que la medición de cada microorganismo fue una aproximación en micrómetros digitalizada y ajustada a

cada fotografía. Como escala de medición se tomó lo propuesto por Sánchez (1994) para ser aplicado al aumento del objetivo en cada caso (Tabla 8).

TABLA 8 EQUIVALENCIAS DE MICRÓMETROS POR EL DIÁMETRO EN LOS DIFERENTES OBJETIVOS (CORTES, 2010; SÁNCHEZ, 1994)			
Objetivo	10X	20X	40X
Diámetro del campo	1600 micrómetros	800 micrómetros	400 micrómetros

13.2. Conteo

Los muestreos se realizaron aproximadamente cada semana, ya que se utilizaron las determinaciones de los microorganismos para valorar el funcionamiento y respuesta del bioproceso a los distintos tratamientos. Para hacer los muestreos lo más representativos posible y con la menor pérdida de organismos, se tomaban muestras directas del licor mezclado del reactor, las cuales inmediatamente eran analizadas al microscopio. Para favorecer la visibilidad al microscopio tanto del lodo como de los microorganismos, se tomaban aproximadamente 10 o 20 ml del licor mezclado, los cuales se diluían en una proporción 1:1 con agua destilada con lo que se homogenizaba la muestra. Posteriormente mediante una pipeta graduada, se tomaba un mililitro de licor mezclado diluido y se vertía sobre la cámara Sedwick Rafter, procurando que las partículas del lodo se distribuyeran de manera homogénea en toda la cámara.

Los conteos se realizaron *in vivo* con el fin de que ofrecieran una mayor representatividad del ambiente del reactor de modo que se evitara la pérdida de algunos organismos que fuesen sensibles a fijadores químicos convencionales. Se manejaron cuadrantes distribuidos al azar por todo el largo y ancho de la cámara para hacer los conteos; se procuró que los cuadrantes estuvieran fuera del rango de movilidad de los organismos con el fin de evitar contar dos veces el mismo organismo. El sistema de recuento que se usó fue el de acumulo natural, el cual consiste en contar a los organismos por individuos o unidades diferentes e irlos adicionando al número total de cada organismo, especie o género identificado. En todos los conteos que se realizaron, se procuró contar 100 o más individuos del organismo más abundante para disminuir el error de recuento a un máximo del 10% (APHA, 1995). Se utilizó la siguiente ecuación para calcular el número de organismos por mililitro (Densidades absolutas):

$$\frac{Org}{ml} = (C \frac{D}{S})1000 \quad 9.$$

Dónde: C= organismos contados, D= factor de dilución (en este caso es 2) Y S = cuadrantes contados

Se elaboró un listado de los géneros y especies encontrados de acuerdo a su forma de vida y su frecuencia de aparición a lo largo de los muestreos. Para poder analizar el cambio de la sucesión de las especies se realizó una tabla de frecuencias de aparición de las especies (Apéndice V) y se elaboraron gráficos de los organismos más abundantes de cada forma de vida. Se siguieron las sugerencias hechas por Araunjo y colaboradores (2014) y Nocolau (2014), haciendo correlaciones entre las distintas especies, géneros y grupos microbianos encontrados, contra las variables operativas y ambientales con el fin de indicar si existían relaciones entre los parámetros fisicoquímicos y las distintas variables operativas dependientes de la funcionalidad del proceso.

13.3. Análisis de la estructura de la comunidad de protozoos y metazoos

Con el fin de explicar el proceso de aclimatación a partir de los cambios ocurridos en la estructura de la comunidad de protozoos y metazoos, se realizó un perfil de las densidades relativas de las formas de vida a lo largo de la experimentación; además se aplicaron los índices de diversidad Simpson, el Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (ISZM) e índice de lodos de Madoni (ISB) para integrar la información. Los índices de Simpson, de diversidad (Δ_s), diversidad máxima (Δ_{max}), dominancia (λ) y Equitatividad ($E\Delta$) (Tabla 9), fueron usados como métodos para relacionar la funcionalidad del proceso de acuerdo a la estabilidad generada por la diversidad biológica de la comunidad.

TABLA 9. FORMULAS PARA OBTENER LOS INDICES DE SIMPSON

Dominancia de Simpson (λ)	Diversidad de Simpson (Δ_s)	Diversidad Maxima de Simpson (Δ_{max})	Equitatividad ($E\Delta$)
$\lambda = \sum n^2 / N^2$	$\Delta_s = 1/\lambda$	$\Delta_{max} = 1/(1/s)$	$E\Delta = \Delta_s / \Delta_{max}$

n= numero de individuos de la especie i-esima de la estación
N= numero total de individuos de todas las especies en la misma estación
s=Riqueza de especies en la estación (# de especies en la estación)

Teniendo en cuenta que los índices de saprobiedad evalúan los ambientes acuáticos a través de niveles de concentración de materia orgánica a diferentes niveles de oxigenación, se utilizó el Índice Saprobio de Zelinka y Marban (ISZM) (Tabla 10.), para hacer inferencias de la cantidad de oxígeno disuelto disponible y la capacidad depurativa del sistema en las diferentes etapas de la experimentación de acuerdo a la clasificación saprobica (Tabla 5, Antecedentes), y establecer los momentos donde el proceso de lodos activos mantenía un buen funcionamiento de acuerdo a su capacidad de mineralizar la materia orgánica a diferentes niveles de oxigenación.

El índice Saprobio de Zelinka y Marban (ISZM) fue aplicado a cada uno de los conteos realizados, tomando en cuenta a las especies identificadas, y aplicando los valores de las especies y métodos propuestos por Lee y Soldo (1992). Los cuales sirvieron para realizar un perfil de la variación de las diferentes clases de saprobiedad a lo largo de la experimentación. Los valores del ISZM fueron correlacionados contra las densidades relativas de las formas de vida presentes.

TABLA 10. FORMULAS PARA LA DETERMINACION DEL INDICE SAPROBIO

Índice	Formula	Acotaciones.
SIZM (Índice Saprobio de Zelinka y Marvan)	$SIZM = \frac{\sum(N.I.r_i)}{\sum(N.I)}$	N=Numero de organismos totales de la especie x en la estación. I= Valor indicativo de la especie x, determinado en tablas. r _i = Valencia Saprobia determinada en tablas

El índice biológico de lodos de Madoni (ISB), se tomó como método integrador, que relacionara la presencia de las formas de vida presentes, la diversidad y la condición saprobia del ambiente con la funcionalidad y estabilidad del proceso de lodos activados. Para su aplicación, se siguió la metodología propuesta por Madoni (1994), la cual consiste en utilizar las densidades de grupos de protozoos para indicar en la tabla dicotómica (Apéndice V) la buena o mala funcionalidad del proceso según la clasificación propuesta (Tabla 6, Antecedentes).

14. APLICACIÓN DEL ANÁLISIS DE CORRELACIÓN

El análisis de Correlación de Pearson permite inferir asociaciones entre variables al obtener un número o coeficiente "r", cuyos valores varían entre -1 y 1. Su expresión matemática se basa en explicar el grado de proporción que puede estar asociado a la varianza de una variable x, en la varianza de una variable y de forma que se pueda hacer una interpretación causa-efecto si se realiza una adecuada interpretación:

Los datos fisicoquímicos, conteos de microorganismos e índices fueron correlacionados con el método de Pearson en el programa Sigma Plot 11.0. No se aplicó ningún método de normalización de datos porque la aplicación el método no lo demandó, sin embargo, se utilizó *P* con valores menores a 0.001 y 0.01, con el fin de no cometer errores de análisis por sesgos estadísticos.

VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

15. VARIABLES AMBIENTALES Y OPERATIVAS

Este trabajo está enfocado al tratamiento de agua residual real de una industria textil lanera, por lo que, como era de esperarse, el agua del influente del biorreactor presentó durante todo el trascurso de la experimentación condiciones diversas de contaminación debido en gran parte a la variabilidad de los componentes químicos muchos de ellos de difícil degradación, y a sus diferentes concentraciones que se emplean en el proceso textil.

Como se mencionó en la metodología, debido a esta gran variación de los lotes de agua real, se implementaron diferentes estrategias de alimentación distribuidas en las 5 etapas, con el fin de minimizar los efectos de los abruptos cambios de concentración de los contaminantes, a continuación se presentan los resultados y el análisis de la experimentación realizado en estas cinco etapas de forma consecutiva, de acuerdo a lo descrito en la sección de Materiales y Métodos (Tabla 7), esto con el fin de resaltar el comportamiento global del experimento.

15.1. Carga contaminante y biodegradabilidad

La figura 14 muestra la absorbancia de color a 586nm de la fracción de teñido suministrada por la industria textil a lo largo del tiempo experimental, lo que muestra el grado significativo de variabilidad de un lote a otro, se puede ver si embargo, que entre la semana 37 y 67 de la experimentación, se tuvo un mismo lote de fracción de teñido con la carga de colorante más alta que se haya presentado en dicha fracción. Lo anterior, llevó a que la magnitud de la demanda química de oxígeno (DQO) en el agua de influente que era preparada para el proceso, tuviera igualmente una alta variabilidad, presentándose en algunos casos concentraciones por arriba de 4000 mg/l y por debajo de 1000 mg/l (Figura 15).

La materia orgánica medida como demanda bioquímica de oxígeno al quinto día (DBO_5), también fue muy variable, sin embargo, tendía a disminuir a medida que se sustituía el agua domestica por agua residual textil, siendo así que los valores máximos se presentaron en las primeras etapas llegando a los 1000 mg/l de DBO_5 , en cambio en la etapa final (etapa 5) la concentración máxima de DBO_5 en el influente del biorreactor fue solo de 175 mg/l (Figura 16). Es importante hacer notar que la medida de contaminación estándar en el proceso fue la DQO, de tal modo que las determinaciones de DBO fueron más escasas pues únicamente se tomaron en momentos específicos de estabilidad o de cambios importantes dentro del proceso.

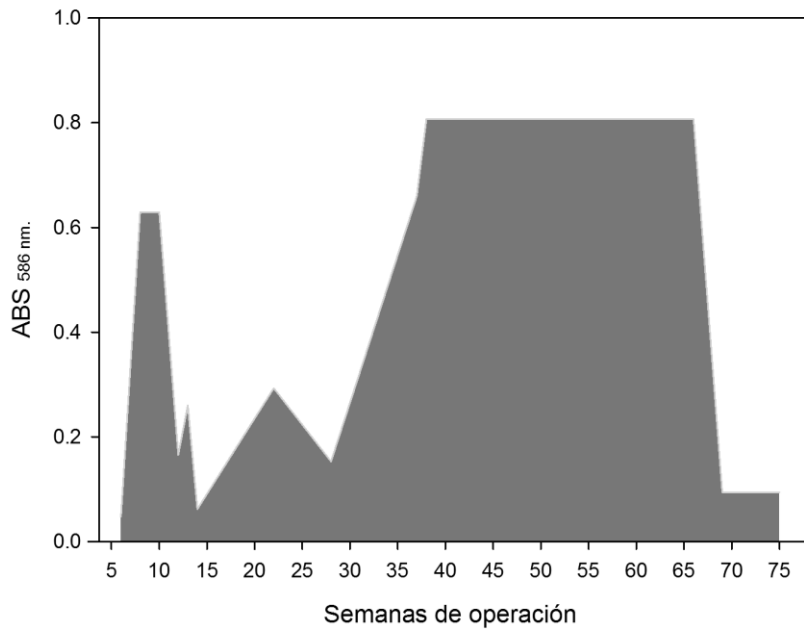


Figura 14. Absorbancia de color (586nm) de los diversos lotes del proceso de teñido a lo largo de la experimentación con el biorreactor, medido vía Absorbancia a 586 nm.

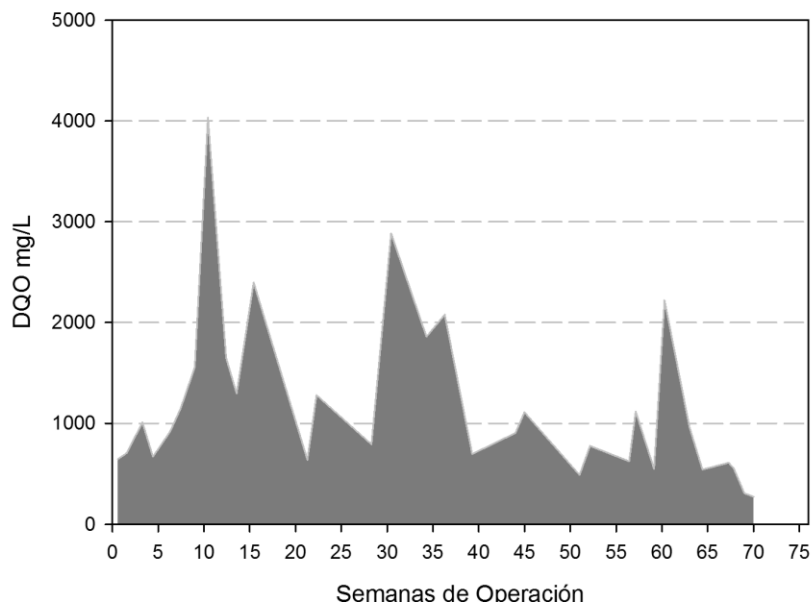


Figura 15. Variación de la contaminación del agua residual textil, medida en DQO, utilizada en el influente del reactor.

Al inicio de la operación, en la etapa 1, el agua residual doméstica presentó concentraciones de DQO entre los 600 mg/l y 800 mg/l. Sin embargo, en la etapa 2, como se inició con la introducción de porcentajes bajos de agua residual textil, y dicha agua en general presentaba mucha fluctuación en

cuanto a cantidad de color por los diversos lotes, las mediciones de materia orgánica fueron muy variables en el influente del reactor, llegando a ser de entre 4033 a 640 mg/l de DQO y de 1047 a 349 mg/l para DBO₅. En la etapa 3 tal como se describe a fondo en la metodología, se implementó el método de control vía Absorbancia a 586nm, tomándose como referencia una absorbancia máxima de 0.150 unidades a 586nm en el influente del reactor, debido a que se tuvieron observaciones de la etapa 2 en las que cuando los valores de absorbancia por color eran bajos en el influente, los efectos negativos sobre el proceso como la mineralización de los lodos y la concentración de los mismos en el reactor se reducían, por lo que se estableció este criterio para controlar la cantidad de agua suministrada de la fracción de teñido, de forma que el agua textil añadida de las fracciones de acabado y de teñido en vez de ser suministrada en una proporción 1:1, como se hizo en la etapa 2, ahora a pesar de incrementar los porcentajes generales de agua residual textil, la fracción de teñido se añadió en las proporciones necesarias para cumplir con el criterio de absorbancia en el influente del ≤ 0.150 ABS 586 nm, teniéndose valores de esta fracción entre el 5 y 20%, tal como se muestra en la Tabla 7 de materiales y métodos).

Con dicho control, la contaminación general del influente, medida tanto en DQO y en DBO₅ disminuyeron en la etapa 3, siendo más notable en las etapas 4 y 5 de experimentación, donde los valores de DQO estuvieron entre 1118 y 223 mg/l, y los valores de DBO₅ entre 256 y 76 mg/l (Figuras 15 y 16). Sin embargo, esta no fue la única razón para la reducción para dichas variables, en la Figura 17 se observa de manera patente cómo la razón promedio DBO₅/DQO, que es un indicador de la biodegradabilidad del agua residual, fue reduciéndose en el influente a medida que avanzaba la experimentación, teniendo valores de alrededor de 0.5 ± 0.04 en la etapa 1, y llegando a valores muy inferiores de 0.07 en la etapa 5, en donde se manejó una alimentación con 100% de agua residual textil, evidenciando una notable disminución de la biodegradabilidad, incluso a los valores anteriormente reportados para estas aguas (Ayed y Bakhrouf, 2011), cabe notar que esta relación fue sacada solo cuando las mediciones DBO₅ y DQO fueron hechas conjuntamente, sin embargo se puede establecer una tendencia general de esta relación en la experimentación, la cual fue disminuir, y también se aprecia el comportamiento diferenciado entre las etapas, como la relación DBO₅/DQO en el influente durante la etapa 2, ya que esta tuvo una desviación estándar muy grande, con un valor promedio de 0.27 ± 0.13 , atribuible a que la concentración de los colorantes en esta etapa variaba en gran medida, ya que cuando se implementó el control sobre la fracción de teñido a partir de la etapa 3, la relación DBO₅/DQO promedio en el influente se incrementó ligeramente, reduciéndose su variabilidad, y cayendo paulatinamente, nuevamente a medida que avanzaban las etapas de experimentación al incrementarse los porcentajes de agua residual textil (Figura 17) (Tabla 7 Materiales y métodos).

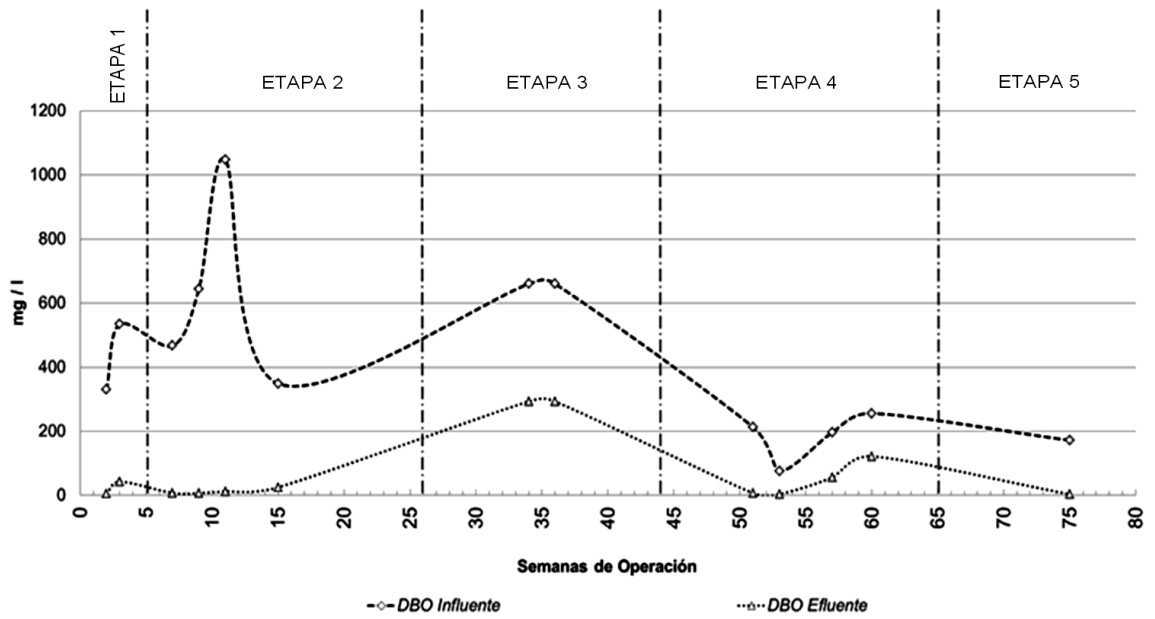


Figura 16. Variación de la contaminación del agua residual textil medida en Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día (DBO₅), del influente y efluente del biorreactor.

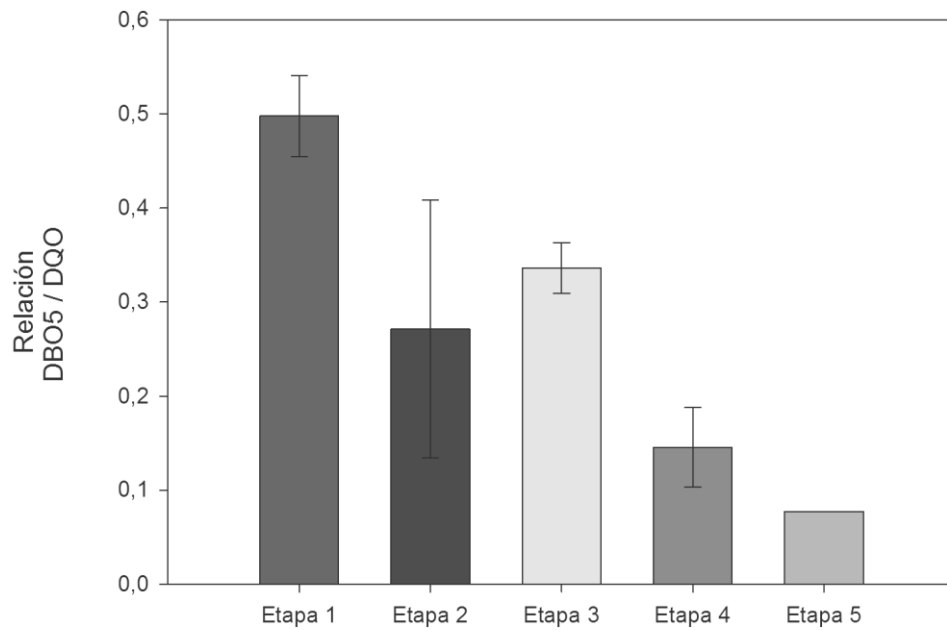


Figura 17. Relación DBO₅/DQO en influente cada una de las 5 etapas de la experimentación

15.2. Capacidad de remoción de la contaminación

Tanto por la variación de concentración de materia orgánica del influente, así como a la disminución de la biodegradabilidad del mismo, al incrementar la proporción de agua residual textil, se tuvieron a lo largo de las etapas remociones de DQO y DBO₅ variables. La figura 25 muestra el comportamiento de la DQO tanto en influente como en efluente del proceso para toda la experimentación, constatando que el bioproceso mantuvo diversas eficiencias de remoción según el estado del mismo y el tipo de agua que se le suministró, y que a pesar de las fluctuaciones del agua residual, siempre se obtuvieron remociones positivas de dicha variable.

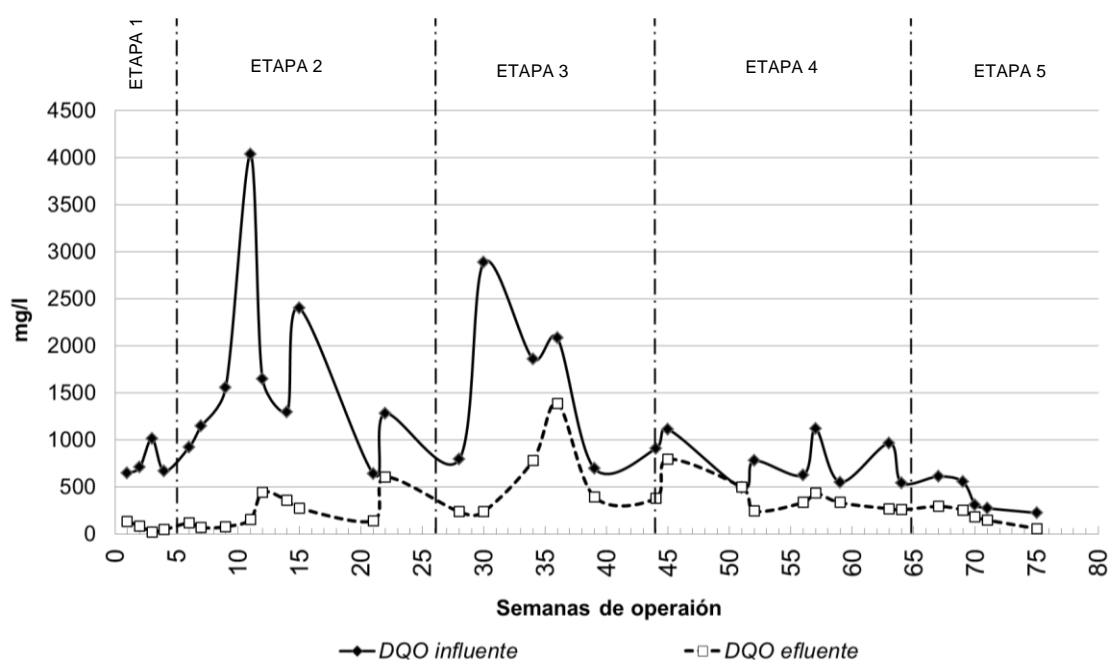


Figura 18. Seguimiento puntual de la contaminación del agua residual textil medida en demanda química de oxígeno (DQO), del influente y efluente del biorreactor.

La remoción promedio de DQO durante toda la experimentación, en general registró paulatinos descensos. Para la etapa 1 fue del $89.8\% \pm 7.7\%$, para la etapa 2 de $82\% \pm 14.2\%$, en ambas etapas se llegaron a alcanzar remociones máximas al 97% para la primera y del 96% para la segunda. en cambio, a partir de la etapa 3, el promedio de remoción disminuyó a alrededor del 60% (Figura 19), de tal modo que se observa cómo a partir de la etapa 3 y hasta la etapa 5 se obtuvieron remociones promedio muy similares, esto es debido a que se reducía dramáticamente la biodegradabilidad del influente a medida que pasaba cada etapa, sin embargo, gracias a la aclimatación del proceso, en cada etapa fue posible obtener remociones significativas (Figura 28).

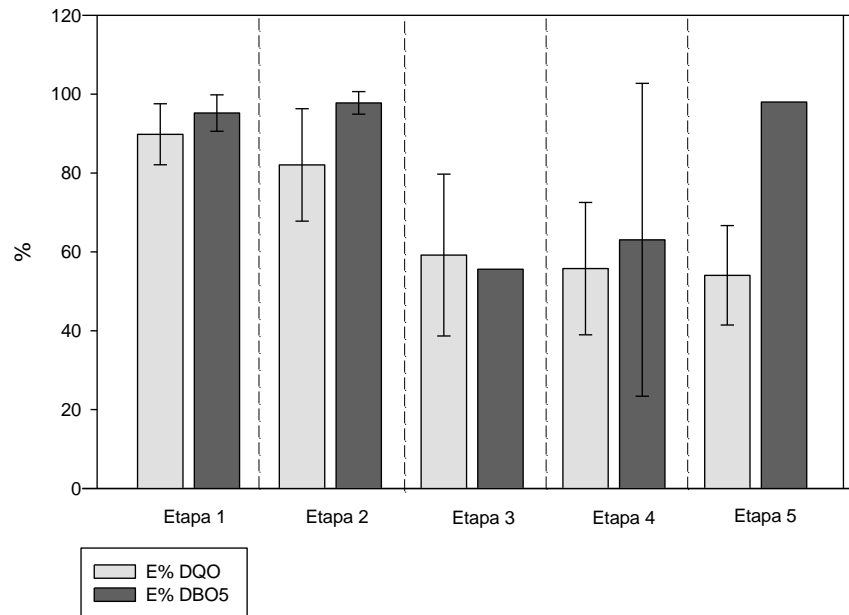


Figura 19. Remoción promedio por etapa de DQO y DBO₅, durante la experimentación.

La etapa 3 se caracterizó por el inicio del control por absorbancia de color, la cual se dio en un momento en que la alimentación estaba conformada por un 60% de agua residual textil (ARTx) y un 40% de doméstica (ARD), posteriormente hacia el final de la etapa se aumentó a 70% la proporción de ARTx.

La figura 20 muestra cómo aumentó la eficiencia de remoción promedio medida por DQO, cuando para una misma proporción de ARTx el sistema tenía ya más semanas de operación y se controlaba la cantidad de fracción de teñido en función de la absorbancia. Apreciándose que al aumentar la porción del agua textil al 70% en la semana 36, la eficiencia del sistema bajó hasta casi 30% en el tratamiento con una absorbancia en influente de 0.131, para posteriormente recuperarse con una eficiencia (E%) promedio de 50%, donde las primeras mediciones fueron de un 43.3% de eficiencia y llegando hasta un 58.1% al final de la etapa. Esto mostró que, si bien el proceso sufría reducciones en su eficiencia debidas en parte al aumento de la proporción de agua residual textil, era capaz de incrementar dicha eficiencia conforme aumentaba el tiempo de exposición a una misma agua residual, lo que indicó que el sistema se adaptó a estas nuevas condiciones cada vez, y su capacidad máxima de remoción al final de las etapas se seguía manteniendo alrededor del 60%.

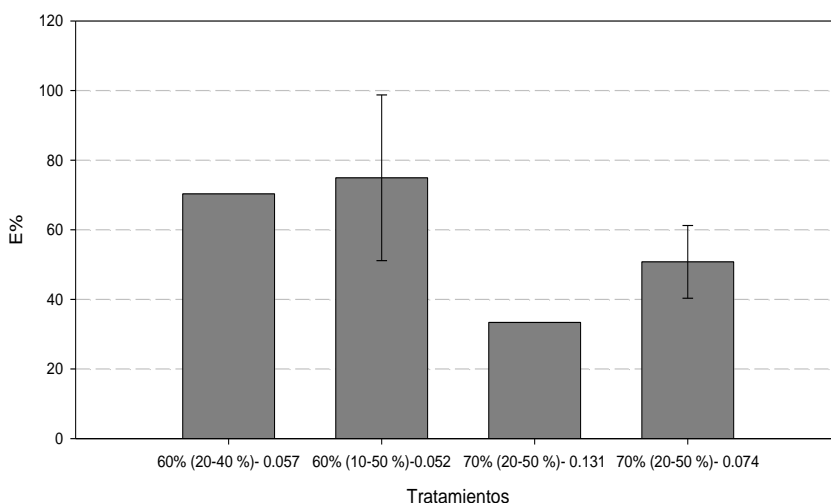


Figura 20. Remoción de contaminación (E%) medida vía DQO, entre los tratamientos de la etapa 3 de experimentación Abscisas: (% de Agua Residual Textil (%Teñido-%Acabado) - Valor de Absorbancia a 586 nm.)

Desde el punto de vista de la DBO_5 , el porcentaje de remoción promedio para las etapas 1, 2, y 5, fue de entre el 95%, llegando casi al 100%, con ligeras variaciones ya que capacidad de la biomasa de remoción de contaminación varía en un ambiente y tiempo determinados (Carvalho *et al*, 2002 (Figura 19). En la etapa 3 la remoción promedio de DBO_5 fue del 55%, la peor de toda la experimentación (Figura 16 y 19). Esto debido al incremento de la cantidad de agua residual textil y a las posibles deficiencias del sistema de difusión de oxígeno, ya que en este periodo las fracciones de agua textil suministradas llegaban con cantidades importantes de fibra textiles, que al filtrarse en el reactor, provocaban un aumentaban en el tamaño y densidad de las partículas del lodos, evitando su suspensión, y ocasionando el bloqueo de los difusores (Figura 20), por lo que al establecerse la rutina de mantenimiento en la etapa 4, al final de esta etapa se alcanzaron nuevamente valores de remoción de DBO_5 nuevamente cercanos al 100%, lo que continuo también en la etapa 5, lo cual habla de la recuperación del proceso para remover la contaminación más fácilmente biodegradable.

A partir de la etapa 4, además de llevar a cabo un seguimiento más estricto del sistema de oxigenación, entre otras actividades, también se incrementó la frecuencia de limpieza de la bomba de llenado, así como del difusor de aire dentro del biorreactor, de manera que también se evaluó recurrentemente su potencial de difusión de oxígeno, y se hicieron mediciones del oxígeno disuelto del reactor constantemente. Las pruebas comparativas entre la capacidad de oxigenación de un difusor nuevo y uno después de 40 días de uso se encuentran en el Apéndice VII, el seguimiento del oxígeno disuelto a lo largo de las etapas 4 y 5 se presenta en el Apéndice VIII.

En la etapa 5, cuando se tuvo mayor control sobre la oxigenación y se llevó a cabo el mantenimiento del reactor, se llegaron a obtener remociones del 100% de DBO y hasta del 75% de DQO, pero el promedio de la etapa para la DQO permaneció igual que las anteriores ($\approx 60\%$). Por otra parte, en la figura 21 se muestra la muestra relación DBO₅/DQO promedio, tanto para el influente como para el efluente para cada etapa, por un lado, se ve claramente que en la etapa 1 para el efluente, dicha relación era de 1.0 ± 1.3 y a partir de que se agregó agua residual textil en la etapa 2, la relación pasó a valores significativamente menores (0.14 ± 0.9). lo que implica que, desde esta etapa, la capacidad de degradación del biorreactor se mantuvo aproximadamente constante a pesar de la reducción dramática de la biodegradabilidad. Incluso en la etapa 5 donde la relación DBO₅/DQO fueron las menores detectadas para el influente como para el efluente, y su remoción neta promedio permaneció alrededor del 60%, lo cual habla de la adaptación del lodo biológico al tipo de agua suministrada (Buitrón y Moreno-Andrade, 2004), pues el proceso pudo adaptarse a relaciones DBO₅/DQO cada vez menores. Por otro lado, el hecho de que en general el proceso tuviera un porcentaje de remoción de DQO promedio, cercano al 60%, establece que el proceso encuentra en este el límite de su capacidad de degradación.

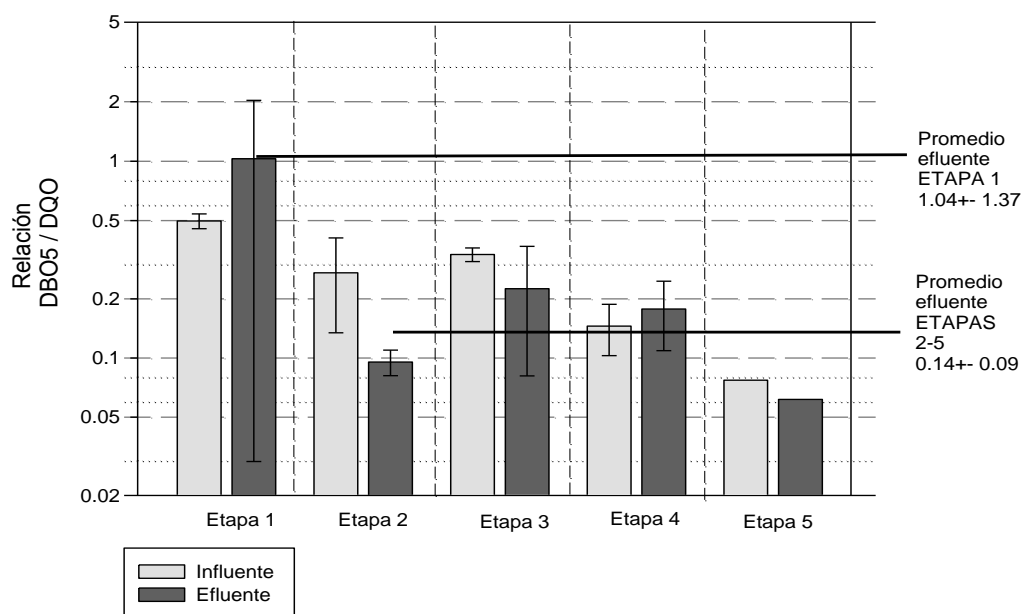


Figura 21. Relación DBO₅/DQO promedio como indicador de biodegradabilidad tanto del influente como del efluente en cada una de las 5 etapas de la experimentación.

Por otra parte, si se considera el comportamiento de la remoción del Carbono Orgánico Total (COT), existen sutiles diferencias con lo ocurrido para DBO₅ y DQO, pues en la etapa 1 se obtuvieron remociones máximas cercanas al 95%, en la etapa 2 cercanas al 72%, y en la etapa 3, 4 y 5, fueron en promedio de $52\% \pm 14\%$. Para la última etapa, los valores máximos de remoción obtenidos fueron

del 72% (Figura 22) con un promedio de $52 \pm 17\%$. Esto sugiere que existe una fracción del carbono orgánico aportada principalmente por el agua residual textil que el proceso no puede eliminar, a pesar de manejar tiempos de ciclo de 24 horas en la etapa 5, por lo que una fracción del carbono orgánico se mantiene como persistente del proceso, lo que está en consonancia con los porcentajes máximos de DQO obtenidos también para esta etapa, por lo que se puede considerar que el proceso ha llegado hasta su capacidad límite de tratamiento, a pesar de tener un ciclo de 24 horas, esto debido a la persistencia de las moléculas orgánicas evidenciadas por la cantidad de COT en el efluente y la baja biodegradabilidad de esta corriente.

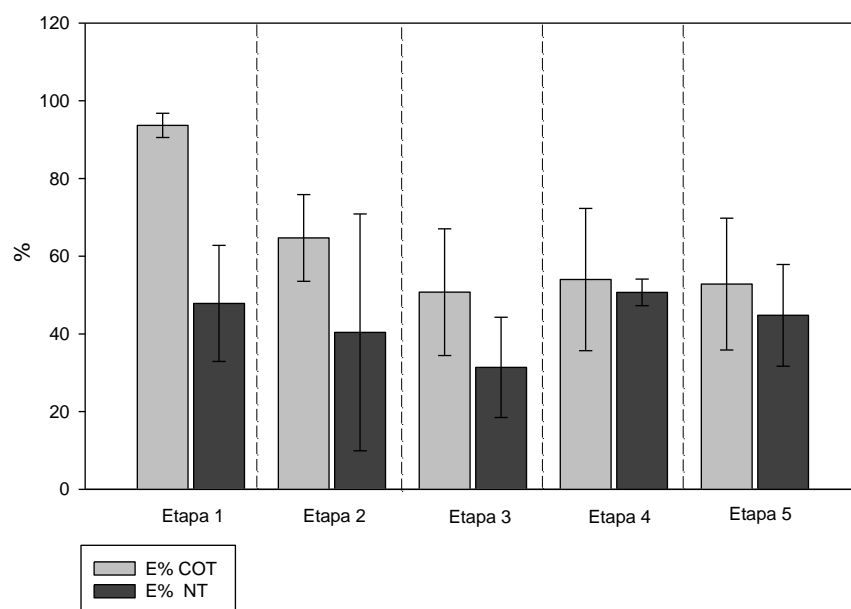


Figura 22. Remoción promedio de Carbono Orgánico Total (COT) y Nitrógeno Total (NT), durante las etapas de experimentación

En cuanto a los porcentajes de remoción del Nitrógeno Total (NT), en la etapa 1, el promedio de remoción fue de $47\% \pm 14.9\%$, llegándose a alcanzar valores por arriba del 60% (Figura 22). En la etapa 2 se alcanzaron en promedio valores del $40\% \pm 15\%$, esta gran variación es explicada debido a la introducción de los porcentajes iniciales de agua residual textil. En la etapa 3 se presentan las peores condiciones de todo el período experimental, debido a la necesidad de un mejor sistema de aireación tal como se ha comentado, y donde el promedio de remoción de nitrógeno fue del 30%, llegando a alcanzarse el 40% como máximo. En las etapas 4 y 5 cuando hubo un control más estricto de las variables operativas y un aumento del tiempo de ciclo a 24 horas, existió una recuperación del proceso, alcanzándose valores mínimos de 31% y máximos del 58% de remoción de NT muy similares a los obtenidos en la etapa 1 (Figura 22), mostrando una recuperación de su capacidad de remoción de nitrógeno orgánico y amoniacal hacia la etapa final.

Al final de la etapa 5, en uno de los últimos ciclos, se dio seguimiento a algunos parámetros fisicoquímicos adicionales que ayudan a caracterizar el funcionamiento del sistema: Fosforo total, Sulfatos, y Dureza (Tabla 11), ya que son de importancia al momento de verter efluentes tratados; tal es el caso del sulfato, que es comúnmente utilizado en la industria textil como mordente de colorante y estabilizador de pH, así como también el fosforo que puede presentarse en algunos detergentes, siendo además que la presencia de éste elemento es de vital importancia como nutriente para todas las formas de microorganismos presentes en el reactor.

TABLA 11. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS ADICIONALES TOMADOS EN UN CICLO DE LA ETAPA 5

	influyente (mg/l)	Efluente (mg/l)	E %
Sulfatos	103	111	-7.76
Fosforo Total	0.429	0.24	44.05
Dureza total	111	113	-1.80
Conductividad	1078± 75µS/cm		
Nitritos y nitratos	Concentraciones muy altas (No determinadas)		

En el caso de los sulfatos, en el influente se presentó una concentración alta alrededor de 100 mg/l, incrementándose a 110 mg/l en el efluente. Esto puede explicarse debido a la liberación de Sulfatos cuando se provocó la metabolización de algunas partículas de materia orgánica como aditivos, las cuales no eran capaces de interaccionar con el agua antes del proceso de tratamiento. En el caso del Fosforo total, en el influente se presentó en concentraciones muy bajas alrededor de 0.43 mg/l, y terminando en casi 0.25 mg/l en el efluente, obteniéndose un porcentaje de remoción del 44%. A pesar de que estos valores son muy buenos y puede verse a algún medio acuático, también nos revela la vulnerabilidad que pudiera presentar el sistema, si en algún momento el influente no contara con este nutriente disponible ya que limitaría el crecimiento de los microorganismos en general, y comprometería al sistema por obtener deficiencias de la depuración, lo que hace recomendable, monitorear este nutriente, y tener aparte una solución stock con la cual poder suplementar dicho elemento si fuese necesario. Por otro lado, la dureza total tanto en el influente como en el efluente, durante este muestreo, fue muy alta, siendo alrededor de 112 mg/l, lo que indica una presencia moderada de cationes de Ca^{2+} y Mg^{2+} , sin que dichos niveles sean de preocupación. La conductividad presentada durante esta etapa, fue alrededor de 1000 µS/cm², lo que no tiene un impacto significativo sobre la eficiencia del proceso. Los nitritos y nitratos no pudieron ser determinados debido a que las concentraciones eran muy altas a pesar de haber diluido mucho, lo que demuestra la importancia que tuvo la nitrificación en la remoción del nitrógeno para esta etapa final.

15.3. Comportamiento y estabilidad del lodo biológico

El lodo biológico dentro del reactor, representado por los sólidos suspendidos, tuvo notables variaciones a lo largo del proceso, llegando a tener valores máximos por arriba 12500 mg/l de Sólidos Suspendido Totales en el Licor Mezclado (SSTLM) y mínimos de 546 mg/l. Como se observa en la figura 31, la tendencia del proceso fue a mantener concentraciones cada vez más bajas de SSTLM debido al incremento del agua residual textil y a su disminución gradual de su biodegradabilidad,

La tendencia de los SSTLM en la etapa 1 fue a aumentar de alrededor de 3566 mg/l hasta los 6426 mg/l pues fue una etapa exitosa de estabilización del proceso, donde únicamente se alimentó el reactor con agua residual doméstica. En la etapa 2, cuando se inició la alimentación con Agua Residual Textil (ARTx), se tuvieron fluctuaciones importantes llegando a tener un máximo de 5706 mg/l y un mínimo de 546 mg/l de SSTLM, la cual fue la concentración más pequeña registrada en todo el experimento. En la etapa 3 cuando se controló la cantidad de colorante por absorbancia, los SSTLM tuvieron variabilidad, pero hubo una recuperación teniéndose en promedio 4170 ± 1274 mg/l. A partir de la etapa 4 en la que se tuvo un control más estricto de la aireación (Apéndice VI), se tuvieron dos subetapas, la de 70% de ARTx en la que se obtuvo un valor máximo alrededor de 7090 mg/l y la de 80% de ARTx en la que la cantidad de lodo disminuyó obteniéndose mínimos de 943 mg/l de SSTLM, siendo en promedio de 2392 ± 1288 mg/l de SSTLM. En la etapa 5, se tuvo un valor estable muy similar a la etapa 4 pero menos fluctuante con un promedio de 2296 ± 603 mg/l de SSTLM (Figura 23).

Puede apreciarse que a partir de que se alcanzó el 80% de ARTx en la semana 57, los SSTLM se mantuvieron en condiciones controladas, pero a concentraciones más bajas que en las etapas anteriores. Este comportamiento se atribuye a la disminución en la tasa de alimentación de la biomasa, debido a que durante este periodo la concentración de materia orgánica disminuyó significativamente (ver Figuras de DBO y DQO 16 y 18), sin embargo, también había disminuido su biodegradabilidad, lo que llevó a que las poblaciones de microorganismos a redujeran su tamaño (Méndez *et. al.*, 2004; Metcalf y Eddy, 2013). Este efecto también se observa en la producción de biomasa (productividad de SSVLM) en el reactor (Figura 24), la cual disminuyó en gran medida al momento de agregar agua residual textil, de modo que cuando el reactor solo era alimentado con agua residual doméstica, la producción de lodos era cercana a 800 mg/l de Sólidos Suspendidos Volátiles en el Licor Mezclado (SSVLM) por día; en cambio cuando se añadió ARTx, pasó a tener en las etapas 2 y 3, una productividad promedio menor, entre 320 y 436 mg/l de SSVLM por día, respectivamente. En la etapa 4 tocó el mínimo de productividad con un promedio negativo de -41 mg/l de SSVLM por día y en la etapa 5, el promedio fue de 120mg/l de SSVLM por día.

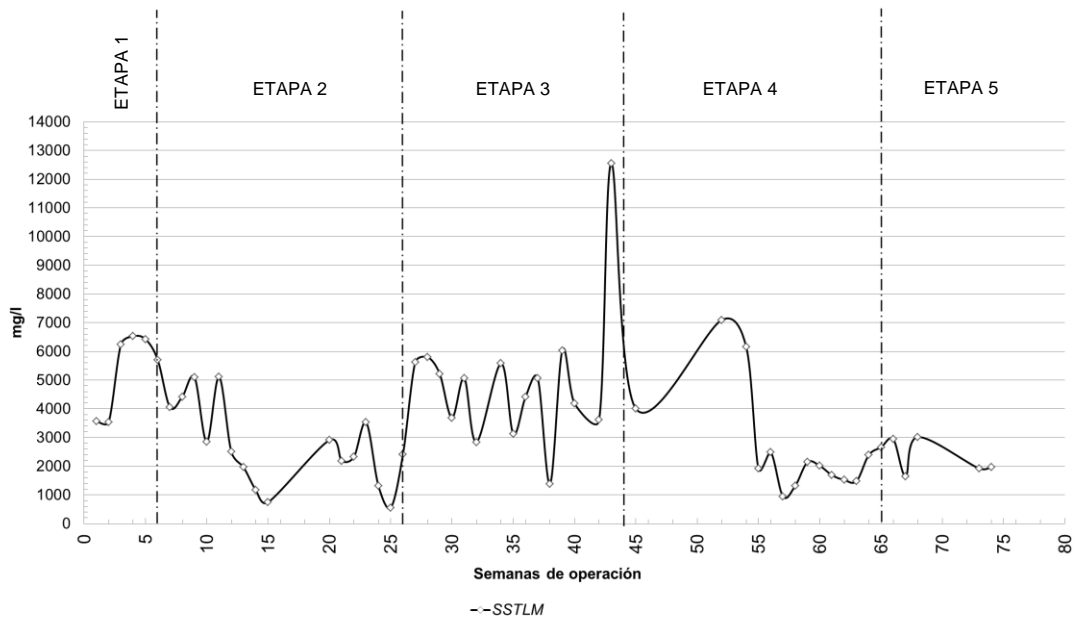


Figura 23. Variación de los Solidos Suspending Totales del Licor Mezclado a lo largo de la experimentación

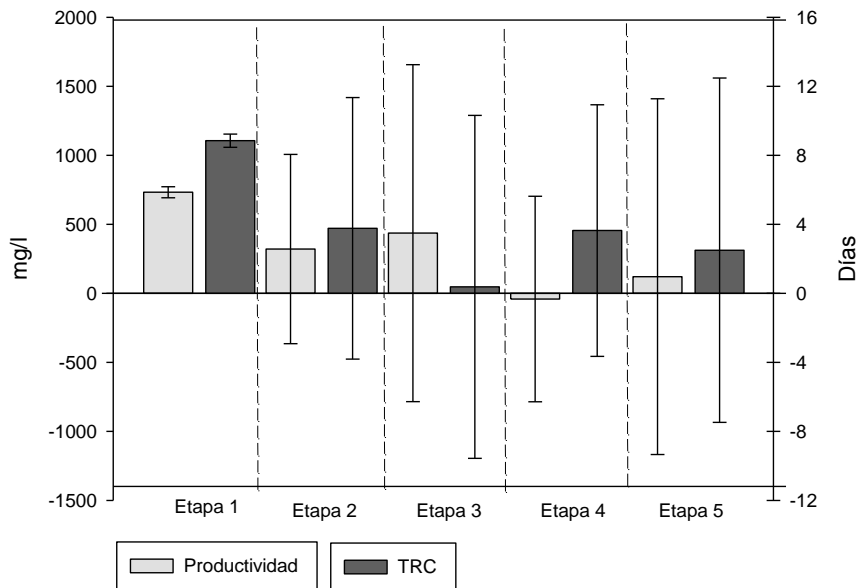


Figura 24. Productividad (mgSSVLM/l día) y Tiempo de Retención Celular (TRC), durante las etapas de experimentación.

El tiempo de retención celular (TRC), que se calcula como el tiempo que tarda la biomasa en renovarse debido a la producción y desaparición de la misma, también se vio afectado, pues de tenerse en promedio un lodo maduro con alrededor de 9 días al inicio de la experimentación, pasó a mantenerse como lodo joven alrededor de 2 y 4 días cuando se añadió agua residual textil (Figura

24) (Fernández-Alba, 2006). Lo anterior se debe a la constante pérdida de lodos en las etapas de experimentación con agua residual textil (valores negativos de productividad), ya que en ciertos momentos (semanas 15 y 25 en etapa 2, y semana 57 en etapa 4 cuando se llegó a 80% de ARTx) se llegaban a tener concentraciones muy bajas de SSVLM dentro del reactor (Figura 25a); lo cual aumentaba la frecuencia de recambio del lodo, e incluso provocó que se registraran tiempos negativos de TRC, los cuales se refirieron al tiempo en el que el reactor podía ser vaciado completamente si se mantenía la condición de baja productividad y poca concentración de biomasa en el mismo, condición que fue más evidente en la etapa 3 teniéndose en promedio TRC de 0.37 días. En las etapas 4 y 5 el TRC a pesar de que la baja productividad se hizo evidente, se fue recuperando, indicio de que la biomasa del reactor reaccionó positivamente a las medidas de control de color por absorbancia y de suministro de oxígeno a pesar de que la biodegradabilidad de la alimentación decrecía paulatinamente, puesto que la productividad empezó a incrementar y el TRC se elevó nuevamente. En las etapas 4 y 5, los promedios de remoción de NT fueron entre el 45 y 50%, llegándose a alcanzar valores máximos de remoción del 60%, esto puede explicarse debido a que además de mantener un mayor control sobre las condiciones operativas y la oxigenación, se aumentó también el tiempo de ciclo (TRH) a 24 horas, mejorando el TRC permitiendo el establecimiento de bacterias de lento crecimiento como las nitrificantes u otros grupos bacterianos (Bitton, 2011), así mismo se favorece una estructura comunitaria de protozoos y metazoos referentes a este estado, teniendo implicaciones en la degradación y funcionamiento del sistema, cuyo análisis se desarrollara más adelante.

Como puede apreciarse en la figura 31 tanto la productividad como el TRC, a partir de la etapa 2 cuando se inició la alimentación con agua residual textil, empezó a existir una gran variación en cuanto a la producción de biomasa, presentándose picos de hasta 1700 mg/l de SSVLM producidos por día, y hasta pérdidas de 1300 mg/l de SSVLM por día. Esta variación es en parte, consecuencia de la variación de la cantidad de materia orgánica disponible que podía ser transformada en biomasa, lo cual permitía aumentar, disminuir o mantener la productividad. A luyendo a que también en el influente se presentaban variaciones importantes en las concentración de los colorantes, tenemos que las tasas negativas o pérdidas de biomasa coinciden con los periodos de tiempo donde la concentración de la fracción de teñido fue mayor, siendo esto más evidente en la etapa 2 donde no hubo control del influente vía absorbancia, entre las semanas 8 a 10, y 22 a 24, donde la concentración de colorante en el agua de teñido fue de 0.628 y 0.293 respectivamente y el teñido era añadido 1:1 con la fracción de acabado (Figuras 25a y b), por lo que se aprecia una clara etapa de inhibición y eliminación de lodos biológicos del proceso, debido a los efectos de la variabilidad de colorante y el aumento en la cantidad de agua textil total que se suministra al biorreactor. Por consiguiente y recordando que, entre la materia orgánica más complicada de degradar en el influente textil se encuentran los colorantes, los cuales además de presentarse en grandes cantidades aumentando la carga orgánica del influente, pueden ejercer un efecto tóxico sobre los

microorganismos, se podría establecer una conexión entre la cantidad de colorante presente y las afectaciones al proceso por efectos de toxicidad (Villegas-Navarro *et al.*, 2001).

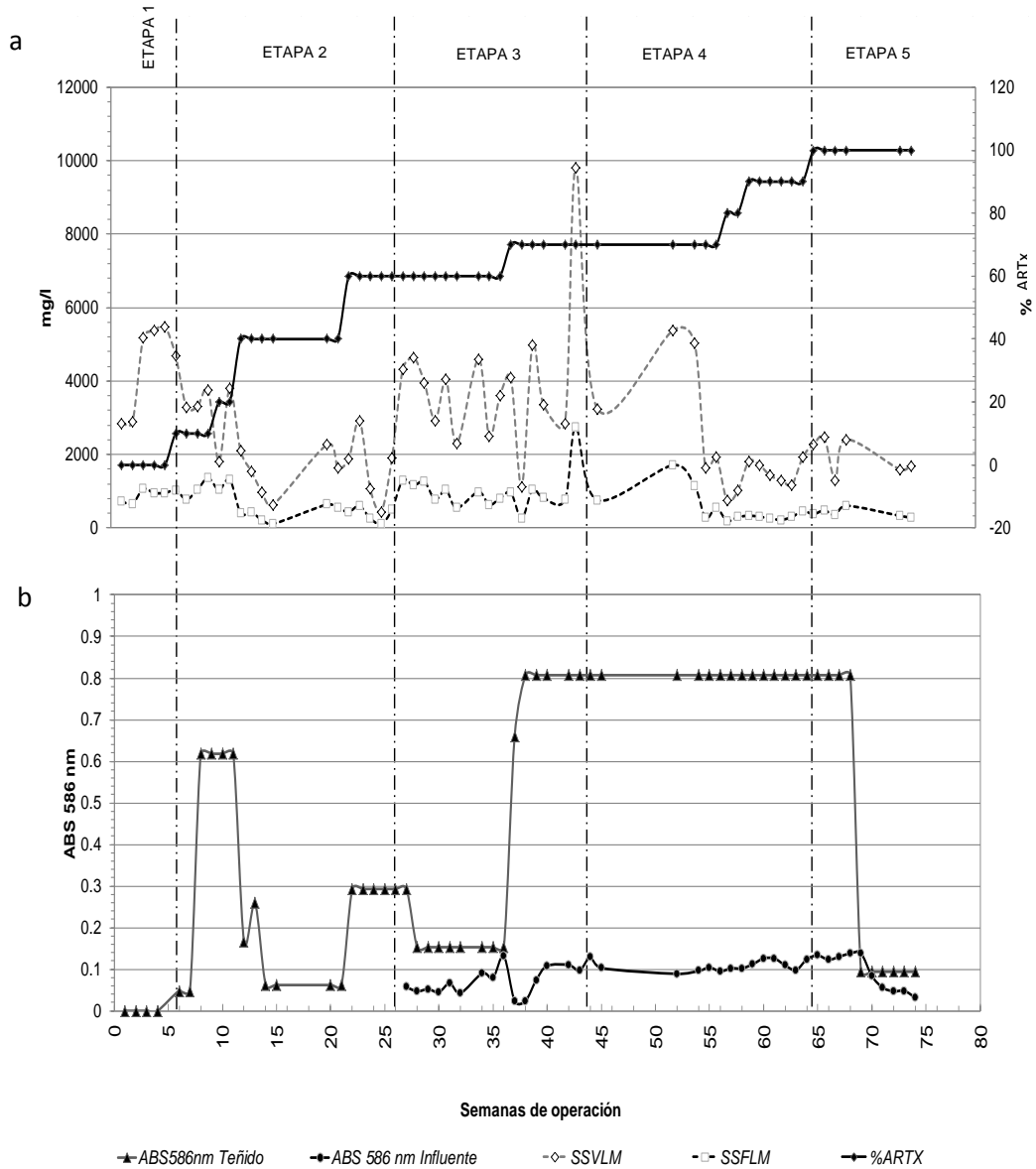


Figura 25. a. Variación de los Sólidos Suspendidos Volátiles y Fijos del licor mezclado (SSVLM y SSFLM), a través del proceso de incremento del porcentaje de agua residual textil (%ARTx). b. Absorbancia por color de la fracción de teñido suministrada por la textilera y absorbancia resultante debido al control de absorbancia a 586 nm en el influente del reactor.

Lo anterior se comprobó al considerar que cuando se presentó la mayor concentración de color, la relación de sólidos suspendidos volátiles y fijos del licor mezclado cambiaba, presentándose una disminución en el porcentajes de solidos suspendidos volátiles del licor mezclado con respecto al de solidos fijos, lo cual fue siendo más evidente en los tratamientos de 10% y 20 % de ARTx con un

teñido con 0.628 unidades ABS a 586 nm de la etapa 2, donde el porcentaje de sólidos suspendidos volátiles del licor mezclado (%SSVLM) fue cercano al 70%, no siendo así en los tratamientos donde la absorbancia era menor, siendo cercano e incluso por arriba del 80% de SSVLM (Figura 26). Esto demuestra que la presencia de mayor concentración de colorante aunado al incremento de la porción de agua residual textil, ocasionaba una mineralización de la biomasa, aumentando la cantidad de SSFLM con respecto a los SSVLM (Moreno-Andrade y Buitrón, 2004).

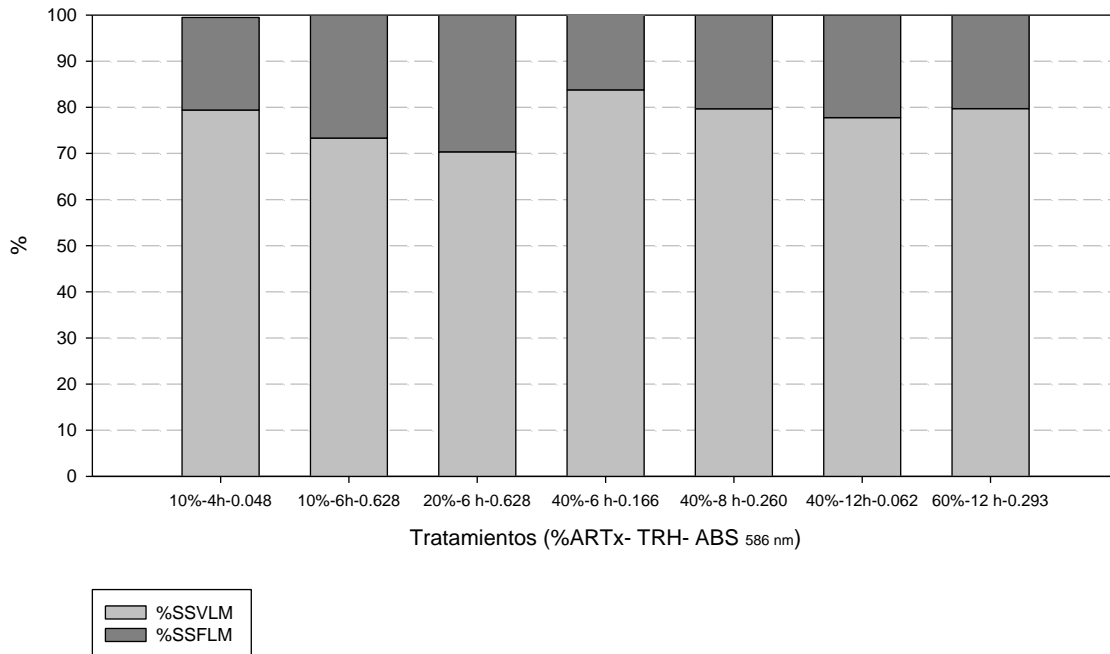


Figura 26. Porcentaje de Sólidos Suspendidos Volátiles y Fijos del Licor Mezclado, (%SSVLM, %SSFLM), en cada uno de los tratamientos, de la etapa 2. Abscisas: porcentaje de agua residual textil (%ARTx)- tiempo de ciclo - Absorbancia por color en la fracción de Teñido (ABS 586nm).

A partir de la etapa 3, desde el punto de vista del estado de la biomasa se tuvieron fluctuaciones mucho menores que en la etapa 2, pues el porcentaje de sólidos suspendidos volátiles del licor mezclado (%SSVLM) y de sólidos fijos (%SSFLM) se mantuvo constante, alrededor de un 80% y 20% respectivamente, sin importar si el ARTx estuvo en un 60% o en un 100% de proporción, esto indica que no se presentó salvo en algunos puntos, efectos de mineralización de los lodos, lo cual corrobora que el control sobre la cantidad de color en el influente favoreció una mayor estabilidad del lodo biológico.

La figura 25a muestra el historial completo de los Sólidos Suspendidos en el biorreactor donde se incluyen las cinco etapas de la experimentación y se puede observar la recuperación y estabilidad de los SSVLM a partir de la etapa 3 respecto de las pérdidas y fluctuaciones ocurridas en el biorreactor durante la etapa 2 donde no hubo control estricto de la cantidad de colorante.

Desde el punto de vista de la absorbancia por color, la Figura 25b muestra la absorbancia por color de la fracción de teñido pura suministrada para el tratamiento, la cual tiene diversas fluctuaciones y presenta valores en algunos casos muy altos, como la fracción suministrada entre las semanas 37 a 68, sin embargo, también se aprecia que a partir de la etapa 3 se manejó el control por la absorbancia, teniéndose para el influente, picos máximos de absorbancia de 0.138 y mínimos de entre 0.024.

El efecto de la variación en la concentración de biomasa dentro del reactor, al igual que la variación de la carga de contaminación se vio reflejado en el comportamiento de la relación Alimentación/Microorganismos (F/M) a lo largo de la experimentación (Figura 27). Calculada a partir de la cantidad de materia orgánica disponible respecto de la cantidad de biomasa presente (Sólidos Suspendidos Volátiles), según. Fernández-Alba y colaboradores (2006), para mantener un buen funcionamiento del proceso de lodos activados la relación F/M se debe mantener en un rango entre 0.3 y 0.6 para condiciones convencionales de funcionamiento, ya que, si es mayor, se estaría hablando de una concentración de materia orgánica muy alta, pudiendo alterar al rendimiento del proceso.

En la etapa 1 de estabilidad con agua residual doméstica, se tienen relaciones F/M pequeñas (0.12 a 0.30), pues al ser agua muy biodegradable y mantener un proceso estable y controlado, se tienen cantidades de alimento bajas pues siempre se mantiene una biomasa capaz de consumir el alimento disponible. Los picos más altos de la relación F/M, se ubican en las semanas 10 y 15 en la etapa 2, donde los valores fueron de 2.5 y 3.7 respectivamente (Figura 27), coincidiendo con los momentos donde la concentración de SSVLM fue menor por efectos de tener contacto directo con la corriente tóxica del influente debido a la alta concentración de color e incremento de ARTx, de modo que el lodo biológico al ser mineralizado disminuyó significativamente por lo que en esos momentos existía mucha materia orgánica disponible pero sin suficiente biomasa para su consumirla. Finalmente, en las etapas posteriores, cuando se controló la absorbancia del colorante en la fracción de teñido, la relación F/M se mantuvo en valores menores a 1, incluso cuando se llegó al 100% de ARTx en la etapa 5, corroborando que al final de la experimentación se obtuvo un buen control de la carga orgánica, además de ser indicador de estabilidad del proceso.

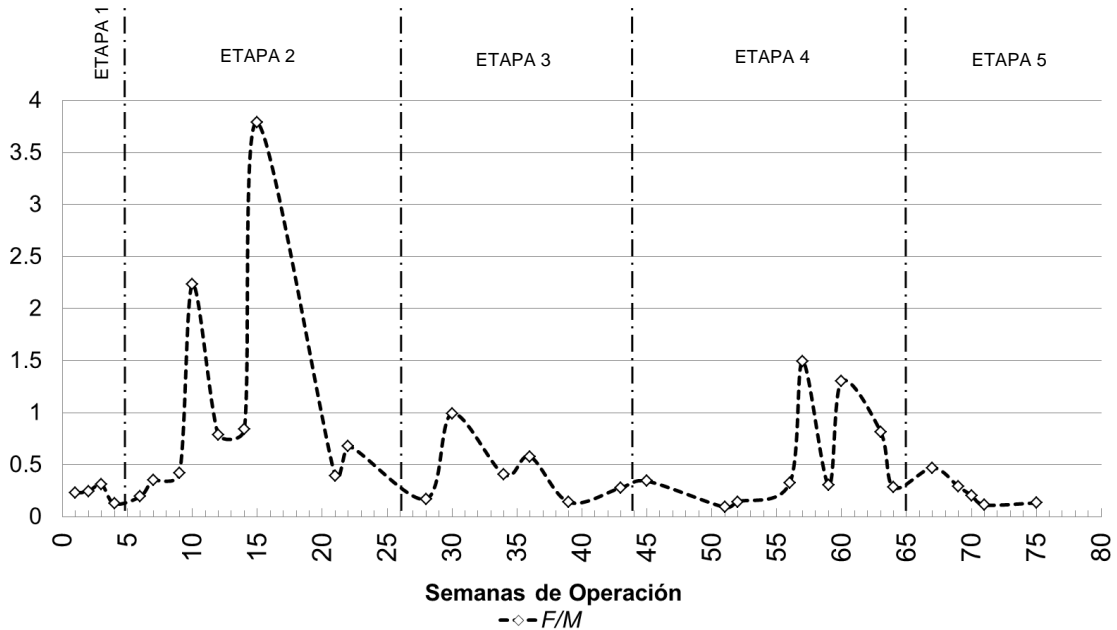


Figura 27. Variación de la relación Alimentación/Microorganismos (F/M), durante las etapas de experimentación.

15.4. Coeficientes de afinidad del lodo (K_L)

El tener una cantidad de sustrato finita para una cantidad de microorganismos dada, que consumen este sustrato y donde además se espera que su número vaya en aumento, puede llegar a provocar dentro de dicho sistema periodos de ayuno, por efectos de competencia, durante el cual la velocidad de consumo de dicho sustrato se ve comprometida tendiendo a disminuir a medida que pasa el tiempo, además de que los microorganismos son obligados a buscar nuevas alternativas alimenticias para poder mantener su capacidad de mantenimiento y de reproducción (Buitrón y Moreno-Andrade, 2004). Las cinéticas de remoción de materia permiten visualizar dicho comportamiento, ayudando a establecer tiempos de ciclo adecuados para poder obtener mayores tiempos de exposición del contaminante a la biomasa, y presumiblemente lograr mayores porcentajes de remoción entre diferentes sustratos.

Al comparar los diferentes coeficientes de aceleración del lodo (K_L) (Figura 28) obtenidos de las cinéticas de COT y NT realizadas entre las etapas de experimentación (Apéndice IX, X y XI), se puede apreciar que en la etapa 1 cuando se empleó un 100% de agua residual doméstica el tratamiento de 6 horas mostró mayor afinidad al COT que el de 4 horas, siendo -0.9309 y -0.5207 respectivamente. Del mismo modo en cuanto a la degradación de Nitrógeno Total en esta etapa, puede apreciarse que el tratamiento con 6 horas de ciclo mostró mayor afinidad al Nitrógeno (-1.3696), que el tratamiento de 4 horas (-0.5433). Lo anterior puede explicarse debido a como ya se

mencionó antes, la relación F/M para el tratamiento con 4 horas de ciclo, que se ubicó en las semanas finales de la etapa 1, fue muy pequeña debido a las concentraciones muy elevadas de biomasa, por lo que el lodo se encontraba en un estado de constante consumo y competencia, pero con un tiempo de ciclo más corto lo que no favorece a las bacterias nitrificantes ni a muchas que son de lento crecimiento, por lo que también se atribuye a este fenómeno a la pérdida de grupos bacterianos incrementando la concentración de COT en el reactor, haciendo menos evidente la velocidad de su degradación en el ciclo de 4 horas (Figura 28).

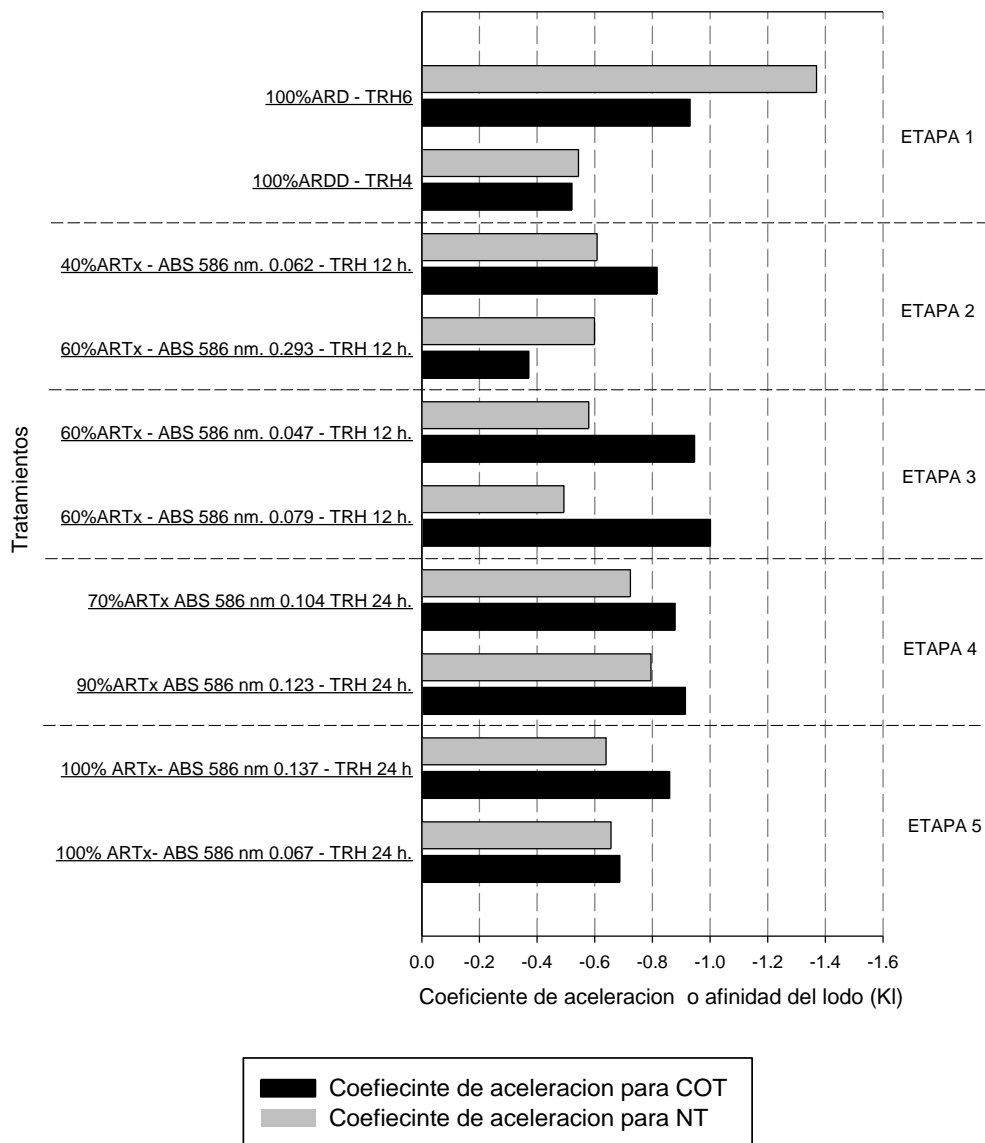


Figura 28. Coeficientes de aceleración o afinidad del lodo (K_L) para COT y NT de los principales tratamientos empleados en las etapas experimentales.

Al comparar los coeficientes de aceleración (KL), de los tratamientos donde se emplearon combinaciones de agua residual doméstica con agua residual textil, se observa que los tratamientos que mostraron menor afinidad para el COT, fueron los tratamientos de la Etapa 2 (-0.8166 y -0.3716), nuevamente debido a la alta fluctuación de biodegradabilidad de sus influentes. Los coeficientes de remoción del nitrógeno fueron: -0.6088 y -0.5991, siendo ligeramente más altos que los de la etapa 3 (-0.5793 y -0.4930), como se esperaba ya que esta etapa presentó en promedio los tiempos de retención celular más bajos.

Los tratamientos de la etapa 3, presentaron los coeficientes más altos de remoción de COT (-0.9462 y -1.0012); cabe mencionar que todas las cinéticas se realizaron cuando el reactor presentaba una buena cantidad de SSVLM en el reactor, y la oxigenación funcionaba adecuadamente (Figura 28), por lo que esto se atribuye al control de color que redujo la toxicidad sobre la biomasa en esta etapa.

De los tratamientos que combinaban agua residual doméstica y agua residual textil, los tratamientos de la etapa 4, obtuvieron los coeficientes de aceleración (KL) más altos para la remoción de nitrógeno (-0.7238 y -0.7960), nuevamente por el aumento en el tiempo de ciclo y la recuperación del TRC, siendo este promedio de 4 días, pero llegando a ser hasta de 10 en algunos momentos. Los coeficientes de aceleración para COT, fueron de -0.8721 para 70% de ARTx (ABS 586 nm 0.104) y de -0.9146 para el 90% de ARTx (ABS 586 nm 0.123), lo que muestra una mejora en la remoción de COT incluso en el aumento de la proporción de ARTx para la etapa 4.

Para los tratamientos que tuvieron un 100% de agua residual textil (etapa 5), los coeficientes de aceleración para la reducción de nitrógeno fueron muy similares (-0.6393 y -0.6564), sin embargo, para COT, el tratamiento con 100% ARTx con una Absorbancia por color de 0.137 obtuvo un valor de KL de -0.8602, en cambio para el tratamiento de 100% ARTx con una absorbancia de 0.067 fue menor, siendo este -0.6869. La diferencia de absorbancia se da hacia el final de la etapa 5 donde se tiene un cambio de fracción de tñido mucho más diluida, lo que llevó a una inhibición temporal del proceso que será tratada en el siguiente apartado. El tratamiento con 60% de ARTx con una absorbancia de 0.079, fue el que redujo la mayor cantidad de COT en toda la experimentación, sin embargo, debido a que la concentración del agua residual doméstica aún era muy alta, no puede ser concluyente en cuanto a que se haya reducido la mayor cantidad de COT del agua residual de origen textil. Por otro lado, el tratamiento del 90% de ARTx con una absorbancia de 0.123, tuvo el segundo coeficiente más alto de COT, con -0.9146, además de que también presentó la mayor afinidad hacia el nitrógeno con un coeficiente de -0.795, de manera que este tratamiento fue el que mejor se resultados arrojó en cuanto a capacidad para reducir el COT y el NT de un influente real de la industria textil.

15.5. Remoción de color

A partir de que se realizó el seguimiento de la absorbancia por colorantes tanto del influente como del efluente del reactor, a partir de la etapa 3 de experimentación, pudo determinarse que la concentración de colorante en el efluente, dependía de la concentración de colorante en el influente y por lo tanto de la concentración de colorante en la fracción de teñido que era utilizada (Figura 29).

Esto se corroboró mediante un análisis de correlación obteniéndose, una asociación positiva significativa de 0.723 entre la absorbancia del influente y del efluente (Tabla 12). Sin embargo como puede apreciarse en la Figura 29, la variación de las absorbancias tanto del influente como del efluente se comportaron de manera irregular, siendo en este caso que en algunos momentos se alcanzaban valores muy distantes entre el influente y el efluente, como en la semana 36 de la Etapa 3, donde el influente tenía una ABS a 586 nm de 0.130 y el efluente tan solo 0.40, y por el contrario, cuando las concentraciones de ambas corrientes eran significativamente similares, un por ejemplo en la semana 52 de la etapa 4, donde los valores tanto para el influente como para el efluente fueron ambos cercanos a 0.90. Este comportamiento se encontró recurrentemente entre las etapas donde se experimentó con agua residual textil, presentándose en las semanas 32, 37, 38, 52, 70 y 72 y 74 (Figura 29).

Un seguimiento más preciso de la concentración de colorante en la Etapa 5 (Figura 30), mostró que al principio tanto la concentración de colorante del influente como del efluente tuvieron un comportamiento esperado, siendo este reducir la concentración de color. Por otro lado, cuando la concentración de colorante del influente disminuyó por un cambio de lote de teñido mucho más diluido en la semana 70, no lo hacía así en la corriente del efluente, incluso llegando a ser la concentración de color en el efluente mayor que la del influente.

Lo anterior puede deberse a que el lodo adsorbía una gran parte del colorante, y al momento de cambiar la concentración externa (en el agua) por una menor, provocaba que el colorante que se encontraba adsorbido en el lodo se liberara por un proceso de desorción a favor del gradiente de concentración, lo cual en los casos mencionados terminó generando un proceso de lavado en los lodos e incrementando en algunos casos la concentración del colorante en el efluente. Esto ocurrió hasta que se alcanzó nuevamente el equilibrio, entre ambos medios, restableciéndose nuevamente la adsorción por parte del lodo.

TABLA 12. CORRELACIÓN ENTRE CONCENTRACIONES DE COLOR DE LAS CORRIENTES DEL BIORREACTOR

	ABS a 586 nm influente	ABS a 586 nm efluente
ABS586nm Teñido	0.529**	0.384*
ABS a 586 nm influente		0.723**

: **= P<0.001 y * = P<0.01

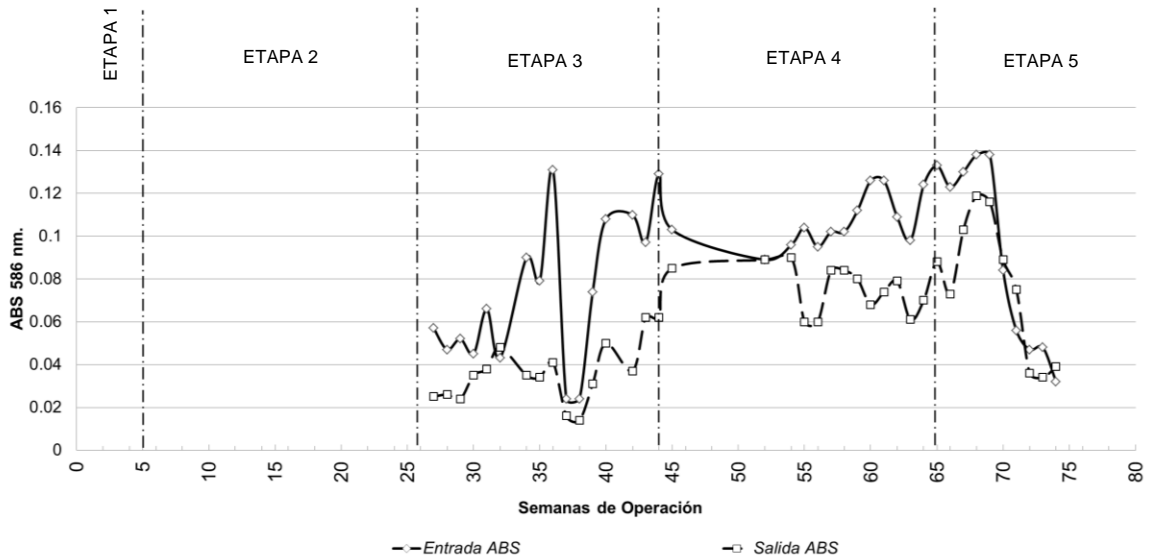


Figura 29. Absorbancias por color a 586 nm del influente y del efluente del biorreactor.

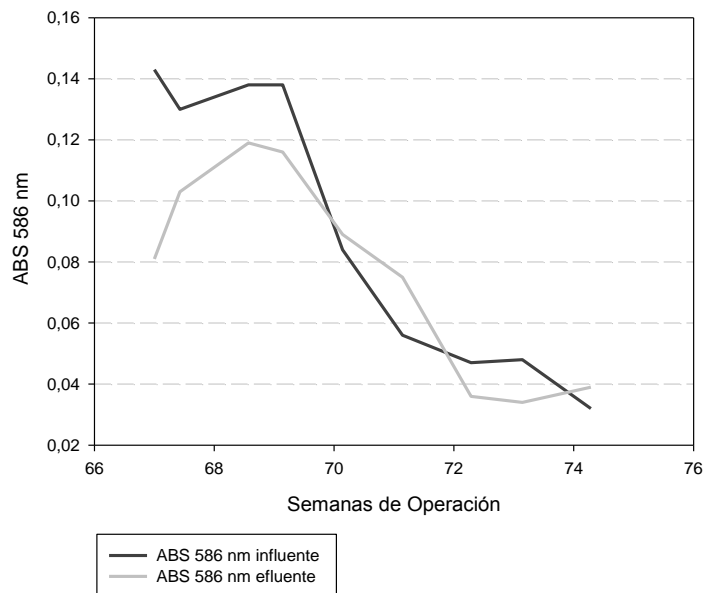


Figura 30. Detalle de seguimiento de la absorbancia por color del influente y efluente en la etapa 5.

El efecto anterior contribuyó a distorsionar el porcentaje de colorante removido, siendo que en un principio el sistema podía remover arriba del 60% de color (etapa 3), mientras que en la etapa 4 cuando el proceso se estabilizó en la semana 55 arriba del 80% de agua residual textil y perdía cantidades significativas de lodo, solo fue capaz de remover alrededor del 40% de la absorbancia (Figura 31 y 32). Finalmente, en la etapa 5 en el momento de la semana 70 cuando se reduce la concentración de color en el influente, ocurre una desorción cercana al 33% de color. Posteriormente cuando se llega nuevamente al equilibrio y se da la recuperación posterior de reducción de color esta no sobrepasa el 25% en la etapa 5. Lo anterior lleva a sugerir que el porcentaje de reducción de color es mayor a medida que la concentración de colorante en el influente también se incrementa, y teniéndose un efecto opuesto cuando la concentración en el influente de colorante es más baja, lo cual a su vez podría involucrar dos fenómenos: la adsorción del colorante en los lodos biológicos, lo cual llevaría en momentos de baja concentración del agua residual, a que se presentara una desorción del mismo, y por otra parte el hecho de que una menor concentración implica una menor disponibilidad para su misma eliminación.

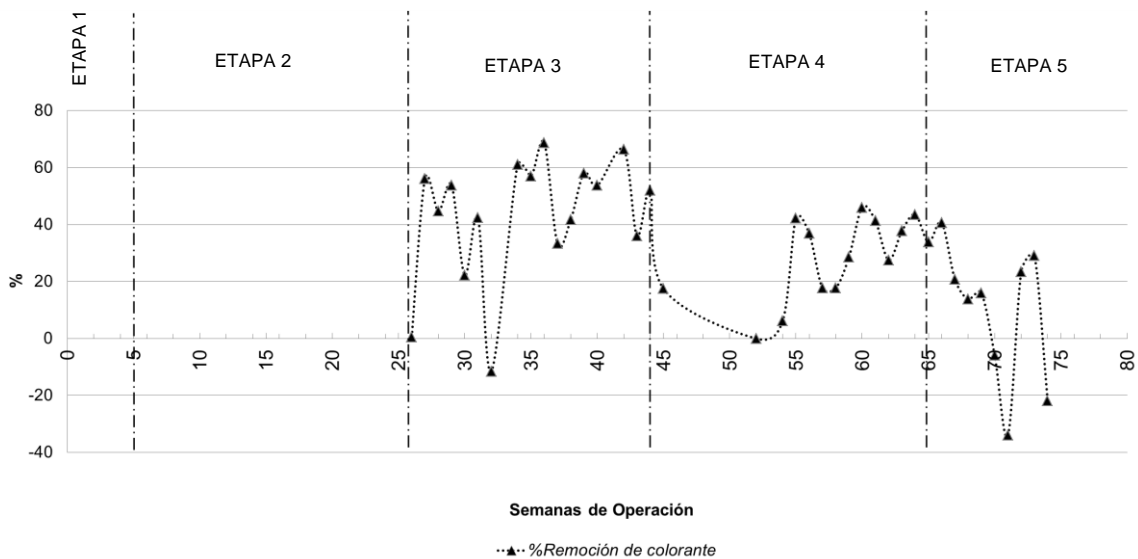


Figura 31. Remoción de color a partir de la implementación del control de su concentración a 586nm.

De acuerdo a lo observado se sugiere que, si es preciso cambiar de colorante o llevarlo a una menor concentración, se debe iniciar un proceso de dilución paulatina hasta alcanzar la dilución propuesta, ya que esto disminuiría el efecto de desorción o lavado de lodos, de modo que se evite expulsar cantidades importantes de colorante. También se sugiere llevar a cabo experimentos directamente con el lodo para determinar el porcentaje de color removido por adsorción y generar recomendaciones para el manejo del lodo y alternativas para reducir el color de manera más efectiva.

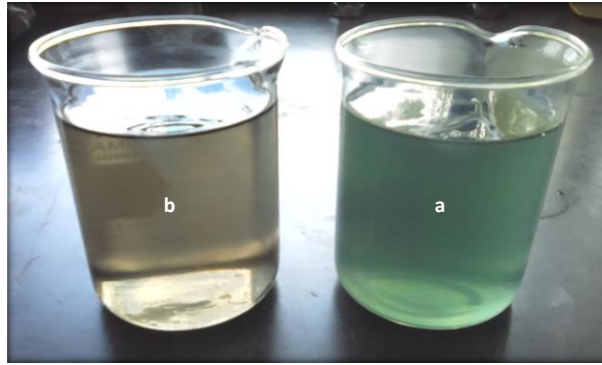


Figura 32. Remoción del 40% de color en el tratamiento 90% ARTx-10% ARD de la etapa 4 de la experimentación. a. influente b. efluente

15.6. Cinéticas de remoción de Color, NT y COT etapas 4 y 5

Se realizó el seguimiento cinético de la concentración de color a 586 nm, de los últimos 3 tratamientos o cambios de agua residual, para conocer el efecto que tenía la concentración del colorante en el proceso de depuración. Los tratamientos fueron: en la etapa 4, con el 90% de ARTx (ABS a 586 nm de 0.123), en la etapa 5, con el 100% de ARTx (ABS a 586 nm de 0.137) y con el 100% de ARTx (ABS a 586 nm de 0.067), es de notarse que, para estos últimos tratamientos, uno se encontraba muy concentrado y otro muy diluido (Figura 33).

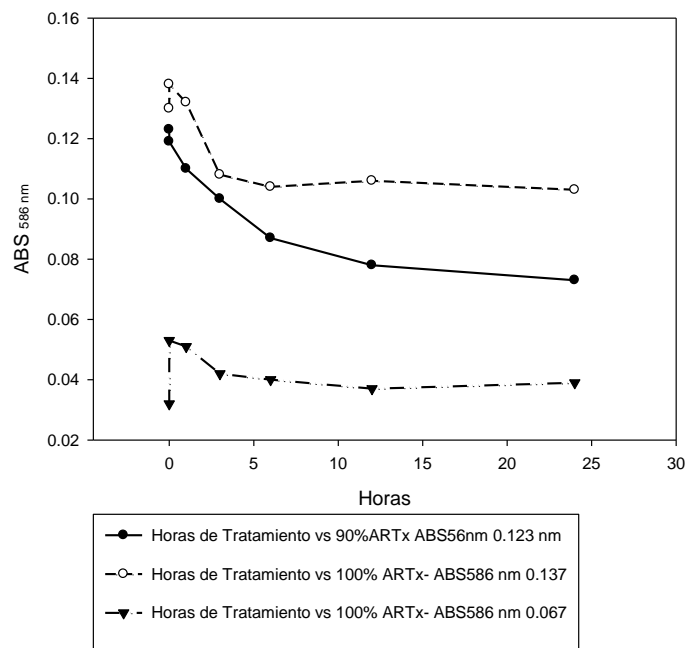


Figura 33. Cinéticas de degradación de Colorante medido a una ABS 586 nm. Durante los últimos tres tratamientos de la experimentación.

La cinética de degradación del tratamiento con 90% de ARTx (Figura 33), mostró un decaimiento paulatino de la concentración de color, en cambio los tratamientos del 100% mostraron que al ingresar al reactor la concentración de color tendió a aumentar ligeramente, siendo más evidente en el tratamiento con ABS a 586 nm de 0.067, dicho comportamiento corresponde al efecto de agitación provocado por la alimentación, lo cual tendía a liberar el colorante retenido por los flóculos o alguna otra partícula. Posteriormente para ambos tratamientos la concentración del color cayó rápidamente alcanzando sus niveles más bajos alrededor de la hora 3. Esto puede explicarse por el efecto de adsorción del colorante a los flóculos, que se dio de manera más rápida hasta la hora 3 de reacción, ya que, como se observa en la cinética de COT para estos dos tratamientos (Figura 41a), el COT disminuyó rápidamente debido al consumo de este por la biomasa, lo que además aumentaba su reproducción, aumentando la concentración de biomasa en el reactor y por consiguiente aumentó progresivamente la adsorción del colorante a los flóculos. Los tratamientos con 0.137 y 0.067 de ABS a 586 nm, mostraron que después de la hora 3 de reacción, la concentración tanto del COT como del colorante se mantuvieron casi constantes (Figuras 33 y 34a.). Para el caso del tratamiento con 0.137 de ABS, puede apreciarse en el seguimiento del pH de este tratamiento, el cual se fue aumentando de manera paulatina, de alrededor de 7.6 hasta llegar a más de 8 (Figura 34c). Siendo esto efecto debió a la acumulación de carbonatos, por el efecto de la liberación de CO₂ por parte de la biomasa (Campbell, 1987). La remoción del nitrógeno para los tratamientos de 100% de ARTx y 0.137 y 0.067 de ABS a 586 nm fue muy similar (Figura 41b), siendo que al principio debido al proceso de dilución inmediata se tuvo una caída abrupta del nitrógeno total (NT), tal como sucedió con el COT (Figura 34a). Después de este efecto el nitrógeno empezó a descender paulatinamente, hasta llegar a sus valores más bajos alrededor de la hora 24 de reacción, lo que además demuestra que el proceso de remoción de NT para estos tratamientos se mantuvo alto, pero aún sin lograr eliminar todo el nitrógeno. El desarrollo del COT en el tratamiento de 0.067 de ABS a 586 nm empezó disminuyendo desde el inicio de la reacción, pasando de 97 mg/l a 58 mg/l alrededor de la hora 3 de reacción, sin embargo, a partir de esta hora, el COT empezó a incrementarse hasta la hora 6, pasando de 58 mg/l hasta 68 mg/l, pasando finalmente a disminuir al final del proceso a 28 mg/l en 24 horas de reacción (Figura 34a). Este fenómeno ha sido explicado en otros trabajos, pero para ser caracterizado con confiabilidad se necesitarían más experimentos. Por trabajos en la literatura, se sugiere que esto se debe al cambio del sustrato para el lodo, siendo que en un principio el sustrato era fácilmente biodegradable, por lo que su eliminación fue rápida, sin embargo a partir de la hora 3, se incrementó el COT en el medio, indicando que en este momento estaba ocurriendo un proceso de metabolismo sincronizado entre los distintos grupos microbianos presentes en el lodo, quienes por una parte desintegraban la materia orgánica de más difícil degradación, incluyendo a compuestos complejos, y por otra parte la misma biomasa celular tendía a autoconsumirse por efectos de inanición (Trujillo 2012).

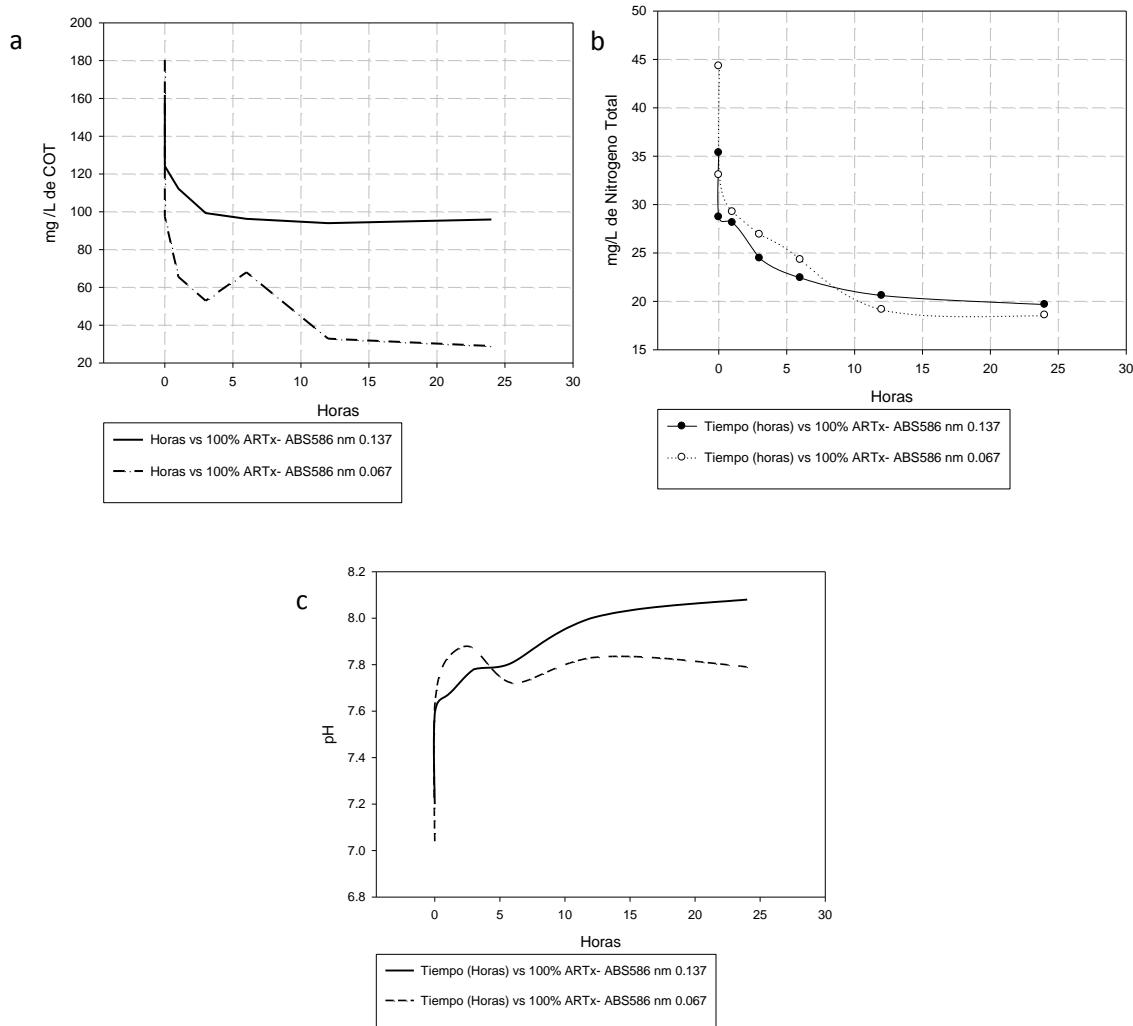


Figura 34. a. Cinética de COT, b. Cinética de NT. c. Cinética de pH durante los últimos tratamientos experimentales en la etapa 5.

Por lo anterior la concentración de COT pudo aumentar dentro del reactor, lo que también aumentaba el metabolismo presente y la cantidad de CO_2 liberado al medio. Siendo que este, en conjunto con los ácidos orgánicos de la materia orgánica liberada, pudieron acidificar ligeramente el medio, llevando a que el pH disminuyera a partir de la hora 3 y hasta la hora 6 de 7.89 a 7.72 (Figura 34c) (Trujillo 2012). El pH después de la hora 6 tendió a incrementarse nuevamente cuando el efecto ácido empezó a disminuir pasando de 7.72 a 7.79 al final de la reacción (Figura 34c). Esto fue debido como lo es comúnmente en un proceso aerobio por la continua oxigenación, la cual a partir de la liberación de CO_2 , tiende a aumentar la concentración de carbonatos en el medio, nivelando nuevamente el pH, y haciéndolo ligeramente alcalino, cercano a pH 8 (Campbell, 1987). Cuando dentro del reactor hay un ambiente aerobio por una buena oxigenación, generalmente, ocurre un proceso de nitrificación bacteriana, este fenómeno consiste en la metabolización del ion amonio

(NH_4^+), principalmente por las bacterias *Nitrosomonas sp.* y *Nitrobacter sp.*, que transforman el nitrógeno amoniacal a nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) respectivamente, lo cual ocurrió dentro del proceso de acuerdo a la gran concentración de estos compuestos en el efluente del reactor (Tabla 11); sin embargo, el rango óptimo de pH para estas bacterias es de 5.5 a 7.5, pH superiores afectan a este grupo de bacterias, siendo de esta manera que de pH de 7.5 a 8 afectan la oxidación de nitrito a nitrato, en cambio pH por arriba de 8 afectan a la oxidación de amonio a nitrito (Claros, 2012). En cierta medida, los pH reportados para estas cinéticas fueron, en un rango de 7.6 a 8, por lo que la oxidación de nitrito a nitrato se vio afectada, no siendo en gran medida para la oxidación de amonio a nitrito.

Durante la experimentación y siendo más evidente en la etapa 5, algunos flóculos se volvían muy grandes y con una estructura muy densa (Figura 35b), lo cual pudo haber favorecido la creación de ambientes anaerobios y anóxicos dentro de algunos flóculos, promoviendo que se desarrollaran bacterias pertenecientes a grupos que no usen el oxígeno como único aceptor de electrones (Bitton 2011), de manera tal, que por el efecto de los microambientes generados por los flóculos, se pudieron haber desarrollado bioprocesos alternativos para la remoción de algunos compuestos de baja biodegradabilidad; sin embargo para corroborar dichas afirmaciones, es necesario hacer un estudio más profundo del tratamiento de agua residual textil por lodos activados, de modo que se pueda demostrar de manera patente, si existen vías de remoción alternas de la contaminación, principalmente aquellas que consideren a los colorantes empleados por la industria textil, de forma que se encontraran subproductos de degradación de colorantes en los efluentes que demostraran degradaciones de los mismos, para lo cual es preciso hacer estudios más específicos de seguimiento de estos compuestos, por ejemplo, por cromatografía para corroborarlo.

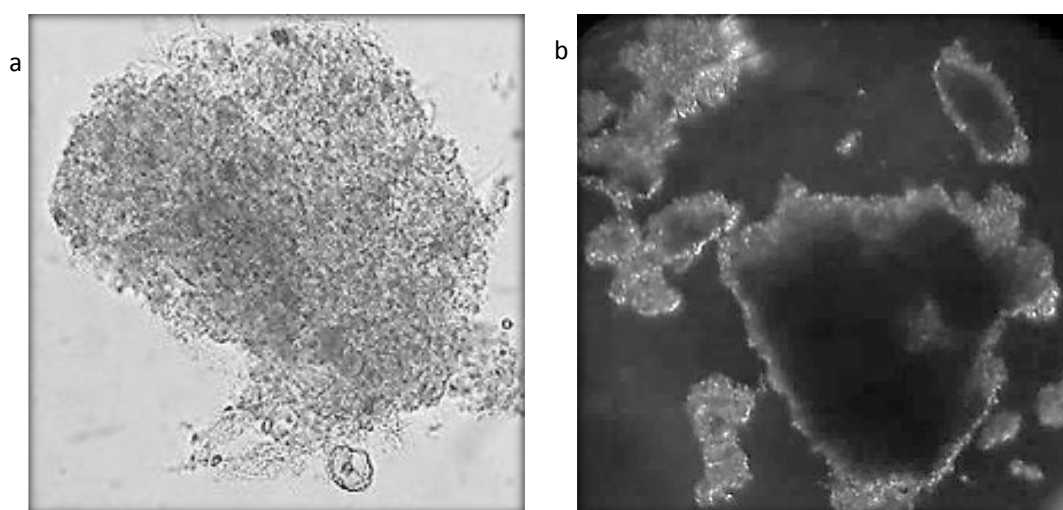


Figura 35. a. Floculo de la etapa 2(40x), b. Floculo de la etapa 5(10x)

15.7. Cinéticas de respiración de lodos (Comprobación de la aclimatación metabólica del lodo)

Aparte de la evolución en las remociones de contaminación, y como prueba de que el lodo estaba aclimatado al tratamiento del agua residual textil, se realizaron diversos ensayos de respiración en los últimos tratamientos de la experimentación durante las etapas 4 y 5, las cuales fueron a partir del 80% y hasta 100% de sustitución de agua residual domestica por agua residual textil (figura 36).

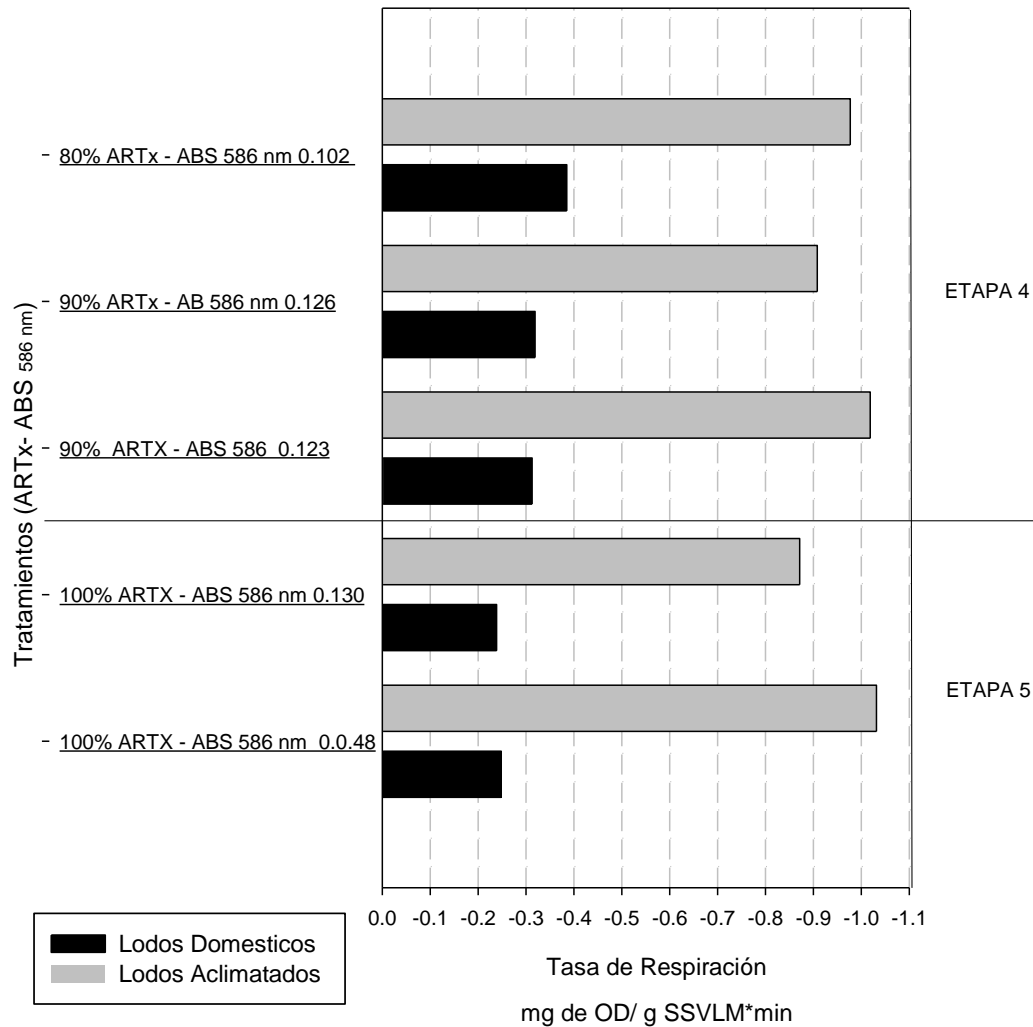


Figura 36. Tasas de consumo de oxígeno en las pruebas de respiración de lodos domésticos contra los lodos aclimatados de la presente investigación. Experimentos realizados para las etapas 4 y 5 del Biorreactor.

Como era de esperarse se reflejaron dos grupos diferenciados en cuanto a la cantidad de oxígeno disuelto consumido (OD), siendo que los lodos del reactor lo consumían a una mayor velocidad, en

promedio $-0.9611 \text{ mg de OD/gSSVLM} \cdot \text{min.}$, en comparación con los lodos que tratan agua residual doméstica, cuyo consumo de oxígeno promedio fue de $-0.3007 \text{ mg de OD/gSSVLM} \cdot \text{min}$ (Figura 38). A medida que fue incrementando la cantidad de ARTx en los influentes del reactor las tasas de consumo de oxígeno también fueron cambiando, siendo que a medida que se aumentaba, la concentración de ARTx la tasa de consumo de oxígeno de los lodos que solo trataban agua residual doméstica, fue disminuyendo, teniendo valores al inicio de -0.385 hasta un final de $-0.2483 \text{ mg de OD/gSSVLM} \cdot \text{min}$. Cabe resaltar que la contracción del colorante influyó, siendo que en el tratamiento de 100% de ARTx con ABS a 586 nm de 0.130, se presentó la menor tasa reportada siendo de -0.2386 , lo que sugiere que concentraciones mayores de colorante, así como una menor biodegradabilidad suministrada puede generar una inhibición o efecto tóxico de la biomasa.

Por otro lado, las pruebas con lodos aclimatados, en general tuvieron tasas más altas, entre -0.87 y $-1.03 \text{ mg de OD/gSSVLM} \cdot \text{min}$, es evidente que cuando se realizaba el cambio de concentración de ARTx, la tasa de respiración disminuía, sin embargo, al final de cada tratamiento se mostraba un aumento, siendo estos los valores más altos que pasaron de $-1 \text{ mg de OD/gSSVLM} \cdot \text{min.}$, indicando que el lodo se había recuperado y que se había aclimatado al agua residual textil. Las diferencias entre las tasas de consumo de oxígeno del lodo doméstico respecto al del lodo aclimatado mostraron claramente, la afinidad de este último hacia los sustratos del agua residual textil. Así también se demuestra la presencia tóxica de contaminantes dentro del agua, los cuales afectaron de manera directa al metabolismo de la microbiota del lodo doméstico disminuyendo su tasa de respiración.

Alternamente se llevaron a cabo pruebas de toxicidad aguda realizadas paralelamente por el pasante de Biología Juan Pablo Ortiz Zúñiga (Figura 37), utilizando como modelo *Daphnia pulex* sobre las corrientes de agua residual del reactor, se demostró que el proceso de lodos activados también presentó la capacidad para disminuir significativamente la toxicidad aguda de los efluentes textiles.

Al comparar la Concentración Letal 50 (LC50) al agregar porcentajes de agua residual de varias corrientes (%AR), se presentó que, para el agua residual del proceso de teñido, bastaría agregar alrededor del 5 % de ARTx en una mezcla, para terminar con el 50% de la población de *Daphnia pulex*, y para el agua residual de acabado (ARA) el 27%. En cambio, cuando el agua residual de los tratamientos fue tratada por el proceso de lodo aclimatado, por ejemplo, en el tratamiento de 70% ARTx y 30% ARD, prácticamente elimino la toxicidad, ya que la LC50 fue de alrededor del 180%, sin embargo, para los tratamientos con 80% y 90% de ARTx, la concentración letal 50 disminuyo, siendo de 100% para el tratamiento con 80% de ARTx, y 77% para el tratamiento con 90% de ARTx. Con esto se comprueba que, al aumentar la concentración de agua residual textil, la LC50 empezó a ser menor, sin embargo, los resultados siguen siendo muy relevantes, ya que el proceso de lodos aclimatados, pudo reducir la toxicidad aguda de una manera importante, en comparación con otros

procesos de tratamiento, como los anaerobios, que, al tratar corrientes textiles, no reducen o aumentan su toxicidad.

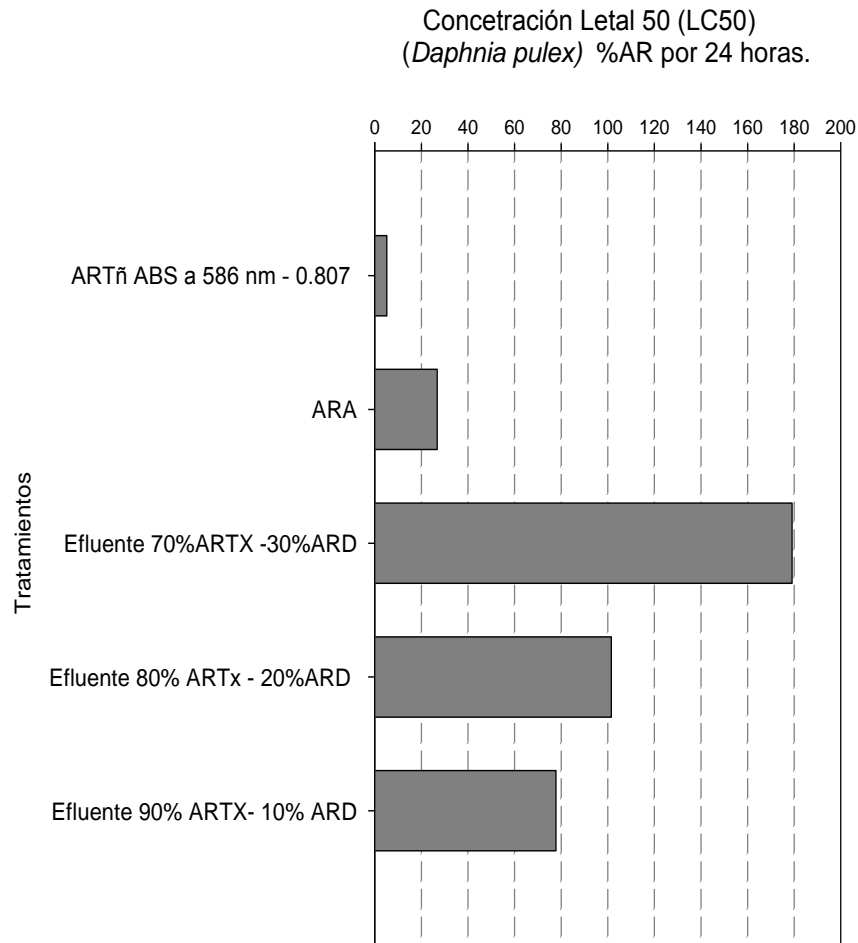


Figura 37. Concentración Letal 50 (LC50) del agua residual cruda de la fracción de teñido (ARTñ) y acabado (ARA) y el efluente de algunos de los tratamientos experimentales.

A partir de los resultados obtenidos tanto en las respiraciones como en las afinidades del lodo hacia el COT y NT, se logró demostrar que los lodos obtenidos en esta investigación han sido efectivamente aclimatados a efluentes reales de una industria textil, pues además de disminuir la materia orgánica y la cantidad de colorante en el agua, también se logró reducir claramente la toxicidad de la misma, haciendo mucho más atractivo al proceso de lodos activados para el tratamiento de estos efluentes de poca biodegradabilidad.

16. VARIACIÓN DE LAS ESPECIES DE PROTOZOOS Y METAZOOS DURANTE EL PROCESO DE ACLIMATACIÓN.

A lo largo de la experimentación se logró identificar un total de 8 Metazoos y 55 Protozoos, así como algunas algas (Figura 39). Como era de esperarse la riqueza de especies, teniendo en cuenta a los grupos de protozoos y metazoos, fue variando a medida que se probaban los distintos tratamientos, sin embargo, su tendencia general fue disminuir a medida que se incrementaba la cantidad de agua residual textil, iniciando con alrededor de 20 especies y terminando con alrededor de 10 (Figura 38).

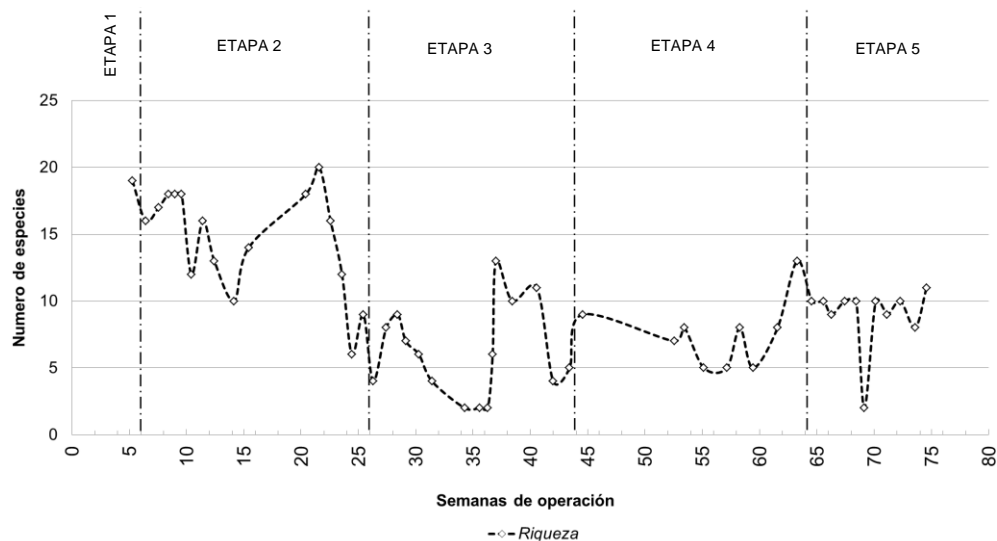


Figura 38. Riqueza de especies de los protozoos y metazoos, durante las 5 etapas de la experimentación.

Las especies más frecuentes durante la experimentación fueron: el ciliado nadador *Uronema nigricans* y el flagelado *Polytoma sp.*, ambos con el 77% de frecuencia; la ameba *Arcella sp.* tuvo el 75% y el ciliado pedunculado *Opercularia sp.* tuvo el 52%. En cuanto a los metazoos, el rotífero *Rotaria sp.* tuvo una frecuencia del 63% y los Nematodos tuvieron el 57%. La presencia de microalgas estuvo dominada por las diatomeas penales *Navicula sp.*, *Nitzschia sp.* y *Campylodiscus sp.*, siendo que en conjunto se presentaron en alrededor del 47% de las muestras. Por otro lado, las bacterias filamentosas se presentaron en casi el 87% de las observaciones (Figura 41). Debido a que las condiciones ambientales entre cada etapa fueron muy distintas, se presentaron múltiples sucesiones de especies, las cuales se reportan exhaustivamente en el Apéndice XI.

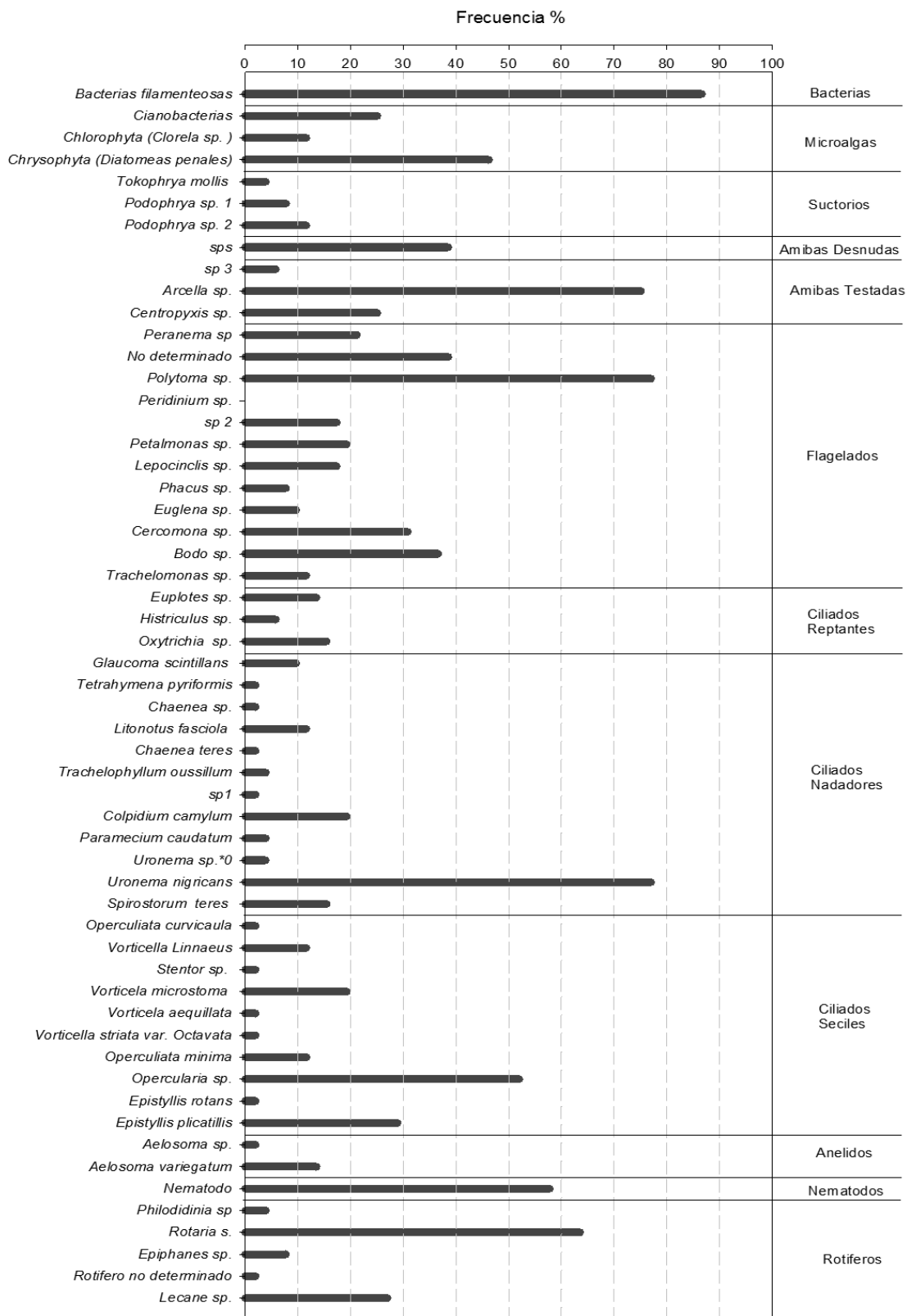


Figura 39. Frecuencia de aparición de especies durante todo el experimento.

El estudio de Araujo y colaboradores en 2014, coincide con el presente trabajo, en el hallazgo de *Rotaria sp.*, *Uronema nigricans*, *Opercularia sp.*, *Arcella sp.*, y *Nematodos sp.*, como los organismos más frecuentes en los sistemas de lodos activados que tratan efluentes textiles, lo que indica la capacidad de estos organismos para soportar las condiciones de estas corrientes de baja biodegradabilidad. Por otra parte el estudio de Araujo, solo reportó a organismos que habitaban una planta de tratamiento, que era alimentada con el 70% de agua residual textil y el 30% de agua residual doméstica, en cambio en el presente trabajo se alcanzó una alimentación con agua residual textil del 100%, haciendo relevante nombrar a los siguientes organismos como microorganismos frecuentes para estas condiciones: *Rotaria sp.* y *Nematodos* del grupo de metazoos, por otro lado el ciliado de nado libre *Uronema nigricans*, los ciliados pedunculados *Opercularia sp.* y *Operculiata minima*, el ciliado reptante *Oxytrichia sp.*, las amibas testadas *Arcella sp.*, y *Centropyxis sp.*, los flagelados *Polytoma sp.*, *Bodo sp.* *Lepocinclis sp.* *Petalomonas sp.*; además se reportan algunas diatomeas, clórelas cianobacterias y amibas desnudas.

16.1. Relación de las especies con variables operativas y ambientales

La frecuencia de aparición y las abundancias de las especies reportadas, estuvo determinada tanto por las condiciones operativas como ambientales. A lo largo de las etapas de experimentación, tal y como ocurrió en los trabajos previos de González y col. (1996), Buitrón (2004) y Papadimitriou y col. (2013), al estudiar el proceso de aclimatación, se reconocieron diferentes sucesiones de especies en los diferentes grupos de protozoos y metazoos las cuales fueron reconocidas en parte por la frecuencia de aparición de las especies (Apéndice XII) y al aumento o disminución de su abundancia (Figuras 40 -.47).

Tal como lo propuso Nicolau (2014), el encontrar la relación entre la abundancia de algunos organismos contra las variables ambientales, puede ser de ayuda para explicar el comportamiento de una especie ante una condición ambiental u operativa, además de que la abundancia de ciertas especies puede ser utilizada como parámetro de control sobre alguna variable de tratamiento. Realizando el análisis de correlación entre las variables fisicoquímicas y operativas, y las abundancias de las especies (Tabla 13), se encontraron algunas asociaciones importantes que pueden servir para dicho propósito. Sin embargo, y debido a que el análisis de correlación se realizó utilizando los datos generados durante toda la experimentación, es preciso tener en cuenta que las especies nombradas obedecen al orden de sucesión provocado por el gradiente del agua residual textil (Apéndice XII), de modo que “las correlaciones existentes, solo deben de considerarse para los momentos donde la especie relacionada estuvo presente en el sistema, de acuerdo al periodo experimental donde se presentó.

De esta manera se tiene que el aumento de remoción de DQO, tuvo correlaciones positivas con el aumento de la abundancia de las especies *Aelosoma variegatum* (0.450), *Vorticella Linnaeus*

(0.451), *Podophrya sp.* (0.425), *Spirostorum teres* (0.506) y *Peranema sp.* (0.608). Estas especies se presentaron solo en las 2 primeras etapas de la experimentación ya que presentaron sensibilidad al incremento de agua residual textil (-0.562, -0.565, -0.516, -0.48 y -0.546) (Tabla 13) (Figuras 40, 41, 42, 46 y 47) (Apéndice XII).

La especie que indicó concentraciones altas de DQO en el influente fue *Peranema sp.* (0.608). Los indicadores para concentraciones altas de DBO₅ en el influente fueron: *Epiphanes sp.* (0.697), *Vorticella striata* (0.697) y *Peranema sp.* (0.712). Del mismo modo las abundancias más altas de estas especies solo se presentaron al principio de la experimentación (Figuras 41, 42 y 47), por presentar sensibilidad al aumento de agua residual textil (-0.399, -0.225 y -0.546) (Tabla 12).

La especie que se relacionó con valores altos de DBO₅ en las últimas etapas de experimentación fue *Uronema nigricans* (0.697), sin embargo, sus mayores abundancias se presentaron en la etapa 2 y 3 de experimentación (Figura 40) (Apéndice XII). El incremento de DBO₅ en el efluente, tuvo una correlación positiva con *Arcella sp.* (0.857), misma que tuvo correlación negativa con el porcentaje de remoción de DBO₅ (-0.81) y con el aumento de agua residual textil (-0.387), indicando que esta especie toleraba ambientes ricos en materia orgánica biodegradable. Las abundancias de *Arcella sp.* y *Centropixys, sp.* tuvieron correlaciones positivas con alta cantidad de nitrógeno en el influente (0.816 y 0.929), presentándose sus mayores abundancias las etapas 1, 2, 3 y 4, sin embargo, a medida que transcurría la experimentación, sus abundancias fueron decreciendo, hasta obtenerse menos de 100 org/ml en la etapa 5 (Tabla 13) (Figura 43) Apéndice XII).

Para la remoción de COT se tuvieron correlaciones positivas con los Rotíferos *Epiphanes sp.* (0.657) y *Rotaria sp.* (0.747) y con el ciliado pedunculado *Opercularia sp.* (0.760), siendo estas especies por lo tanto, representantes de una buena eficiencia de remoción y depuración, Cabe mencionar que estos dos últimos presentan tolerancia a las corrientes textiles por lo que sus abundancias fueron muy representativas en las etapas donde se experimentó con agua residual textil, de la etapa 3 en adelante (Tabla 13)(Figuras 42 y 47) (Apéndice XII).

Polytoma sp. tuvo correlaciones positivas con el aumento de SSVLM (0.60) y SSFLM (0.58), además sus abundancias fueron importantes cuando se manejaron porcentajes altos de agua residual textil (Apéndice XII, Figura 41 y 25a), lo que indica que su presencia estaba relacionada al desacoplamiento de los flóculos y la mineralización de los mismos por efectos de incrementar la proporción de agua residual textil, lo que aumentaba la materia orgánica disuelta disponible (Smith, 1950). Los flagelados: *Phacus sp.*, *Lepocinclis sp.*, *Petalmonas sp.*, y *Polytoma sp.*, presentaron correlaciones negativas con el incremento de la absorbancia a 586 nm (-0.39, -0.40, -0.45, y -0.39), por lo que la concentración de los colorantes afectó directamente a las abundancias de estos organismos (Figuras 42 y 29).

TABLA 13. CORRELACIÓN DE VARIABLES AMBIENTALES Y ESPECIES

	% ARTx	DQO Influyente	E% DQO	DBO Influyente	DBO Efluente	E% DBO	E% COT	SSVLM	SSFLM	SSVLM %	SSFLM%	F/M	ABS 586nm ARTñ	Entrada ABS	Salida ABS	% Colorante removido	Oxígeno Disuelto
Numero de muestras	50	23	23	9	9	9	8	44	44	44	44	23	49	32	32	32	14
<i>Epiphanes sp.</i>	-0.606*	-0.004	0.249	0.697*	-0.207	0.271	0.695*	0.278	0.104	0.183	-0.188	-0.133	-0.121	--	--	--	--
<i>Rotaria sp</i>	0.0296	-0.165	0.0301	-0.605	-0.33	0.209	0.747*	-0.131	-0.1	-0.072	0.073	-0.095	-0.013	0.101	0.204	-0.212*	0.321
<i>Nematodo</i>	-0.251	-0.097	0.125	-0.266	-0.387	0.162	0.689	0.173	0.041	0.202	-0.203	0.217	0.027	-0.27	-0.267	0.111*	-0.274
<i>Aelosoma variegatum</i>	-0.327*	0.045	0.450*	0.263	-0.315	0.382	--	0.195	0.267	-0.272	0.25	-0.139	-0.036	--	--	--	--
<i>Epistyllis plicatillis</i>	-0.527*	--	0.056	0.084	-0.32	0.408	0.697	0.325*	0.182	0.109	-0.11	-0.158	-0.268	-0.186	-0.218	0.164	--
<i>Opercularia sp.</i>	-0.333*	0.284	-0.307	-0.5	-0.261	0.215	0.760*	0.171	0.165	-0.088	0.093	0.005	-0.182	-0.295	-0.244	0.004	0.068
<i>Vorticella striata</i>	-	0.295	-0.137	0.697*	-0.207	0.271	--	0.094	0.188	-0.22	0.224	--	0.080	--	--	--	--
<i>Vorticela microstoma</i>	-0.431*	0.066	0.313	0.14	-0.224	0.333	--	0.068	0.194	-0.350*	0.311*	-0.035	0.096	0.036	0.177	-0.185	--
<i>Vorticella Linnaeus</i>	-0.565	0.003	0.451*	0.131	-0.337	0.403	0.695	0.163	0.209	-0.204	0.172	-0.154	-0.054	--	--	--	--
<i>Podophrya sp.</i>	-0.516*	-0.017	0.425*	0.077	-0.313	0.373	--	0.127	0.164	-0.172	0.157	-0.117	-0.129	--	--	--	--
<i>Spirostorum teres</i>	-0.250*	0.27	0.506*	0.531	-0.362	0.447	0.695	0.291	0.158	0.0824	-0.088	-0.078	0.022	--	--	--	--
<i>Uronema sp.</i>	-0.077	0.246	0.008	0.697*	-0.207	0.271	--	0.094	0.146	-0.124	0.128	-0.006	-0.074	-0.161	-0.212	0.182	--
<i>Colpidium camylum</i>	-0.093	0.183	0.26	-0.161	-0.173	0.157	0.277	-0.277	-0.259	0.128	-0.127	0.670**	-0.014	-0.313	-0.279	0.082	--
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	-.0.123	0.273	0.225	-0.16	-0.168	0.152	0.277	-0.188	-0.183	0.194	-0.194	0.800**	-0.171	--	--	--	--
<i>Oxytrichia sp.</i>	0.054	-0.118	0.044	-0.495	-0.234	0.191	0.114	0.19	0.225	-0.052	0.055	-0.147	0.282*	0.050	0.111	-0.097	0.474
<i>Phacus sp.</i>	0.038	-0.175	-0.103	--	--	--	--	0.086	0.045	0.047	-0.046	-0.111	0.136	-0.39*	-0.323	0.022	0.028
<i>Lepocinclis sp.</i>	0.045	-0.301	-0.218	--	--	--	-0.324	0.079	0.037	0.052	-0.050	-0.174	0.141	-0.40*	-0.334	0.025	0.064
<i>Petalmonas sp.</i>	0.083	-0.19	-0.020	--	--	--	0.268	-0.071	-0.094	0.076	-0.074	-0.042	0.219	-0.45*	-0.36*	0.0359	0.0271
<i>No determinado</i>	0.007	-0.072	0.103	-0.16	-0.168	0.152	0.094	0.129	0.0803	0.0512	-0.049	0.004	0.035	-0.378*	-0.319	0.0337	0.164
<i>Polytoma sp.</i>	0.033	0.138	-0.155	0.113	0.201	-0.635	0.044	0.60**	0.58**	-0.091	0.097	-0.170	0.030	-0.39*	-0.40*	0.203	-0.57*
<i>Peranema sp.</i>	-0.526*	0.608*	0.516*	0.712*	-0.372	0.458	0.426	0.107	0.262	-0.39*	0.376*	0.157	0.0215	--	--	--	--
<i>Centropixys sp.</i>	-0.157	-0.082	-0.011	-0.282	-0.223	0.421	-0.105	-0.148	-0.12	-0.088	0.091	-0.055	-0.241	0.174	0.412*	-0.304	-0.113
<i>Arcella sp.</i>	-0.239	0.056	0.076	0.062	0.857*	-0.81*	0.441	0.194	0.137	0.017	-0.020	-0.122	-0.177	-0.115	-0.18	0.144	-0.116

NOTA: Las cifras en asterisco muestran una correlación significativa, siendo esta positiva o negativa (**= P<0.001 y * = P<0.01)

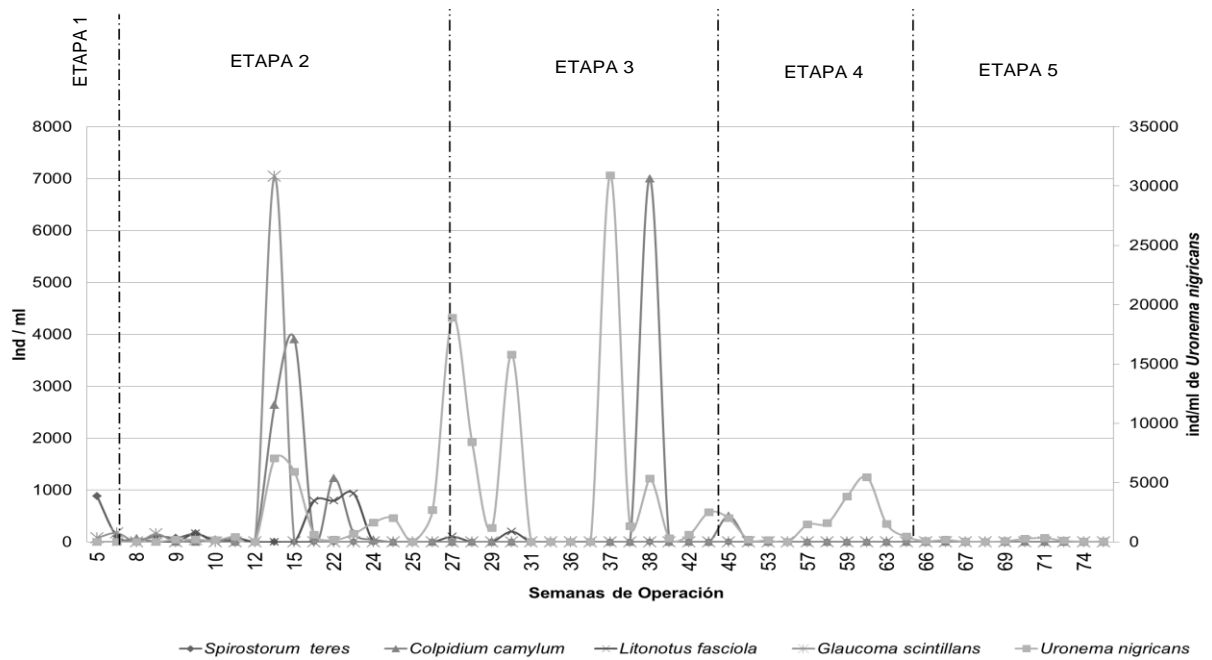


Figura 40. Abundancia de las principales especies de Ciliados de nado libre presentadas a lo largo de las etapas experimentales.

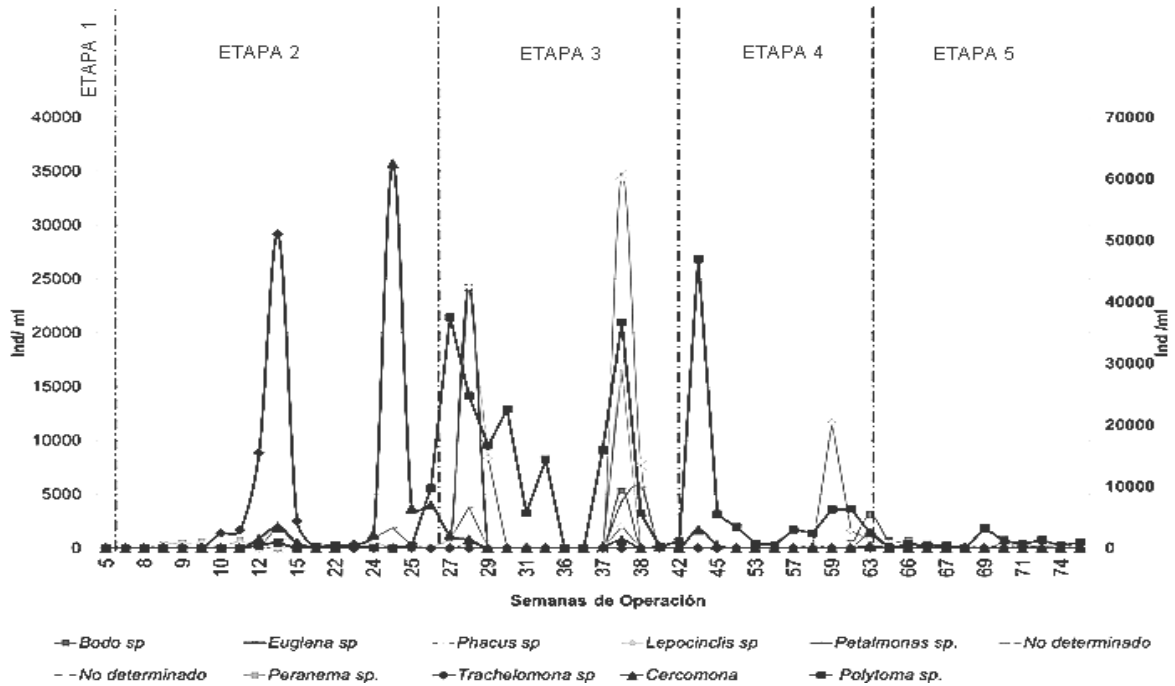


Figura 41. Abundancia de las principales especies de Flagelados presentadas a lo largo de las etapas experimentales.

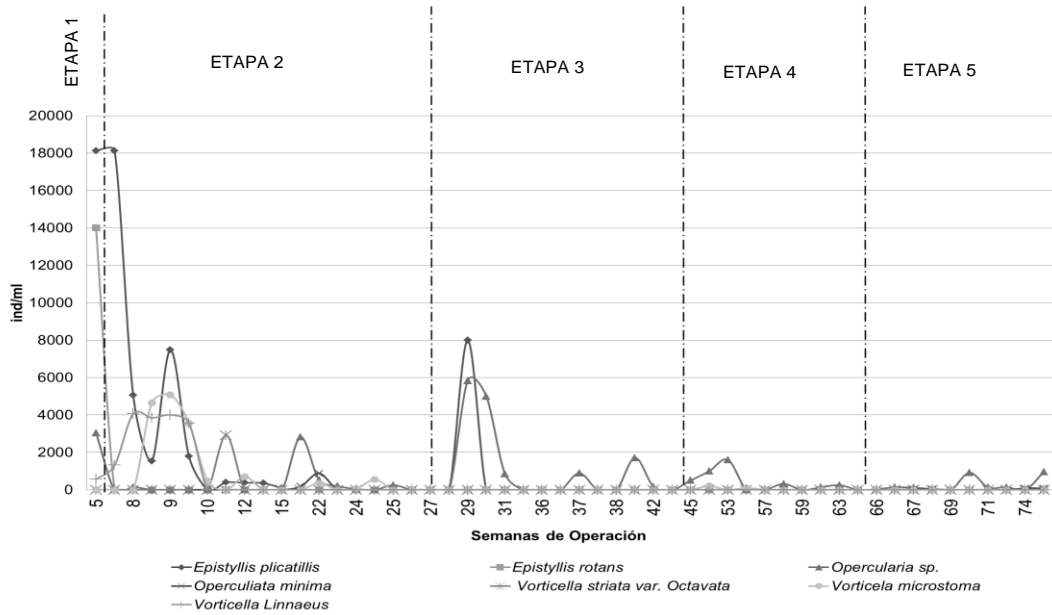


Figura 42. Abundancia de las principales especies de Ciliados sésiles presentadas a lo largo de las etapas experimentales.

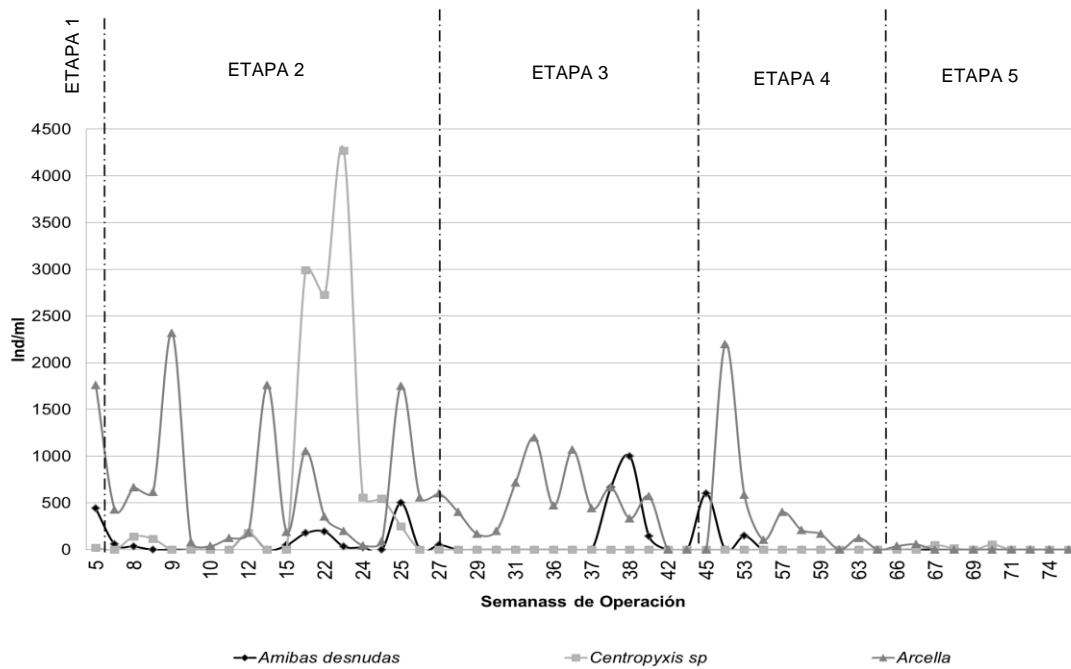


Figura 43. Abundancia de las principales especies de Amibas presentadas a lo largo de las etapas experimentales.

Epistyllis plicatillis también tiene correlación, aunque débil, con el aumento de SSVLM (0.325), sin embargo, esto se debe a que el aumento de SSVLM implica que existía una mayor reproducción de bacterias creadoras de flóculos, lo que aumenta la superficie que puede ser colonizada por este ciliado (Arregui, *et al.*, 2010). De este modo la abundancia de esta especie indicaría una correcta formación de flóculos y por consiguiente también una buena eficiencia en la depuración (Gerardi y Lytle 2008), este organismo no se mantuvo a lo largo de todo el experimento debido a su sensibilidad a corrientes textiles (-0.527) (Apéndice XII), por lo que sus mayores abundancias estuvieron limitadas a las etapas 1 y 2 de la experimentación (Figura 42). *Vorticela microstoma*, tuvo una correlación negativa con la disminución del % de SSVLM (-0.350) y una correlación positiva con el porcentaje de SSFLM (0.311), esto puede ser explicado debido a que este organismo tiene la capacidad de tolerar corrientes altas de materia orgánica y consumir bacterias dispersas si se mantiene una buena cantidad de oxígeno (Madoni, 1993), por lo que esta especie se asocia a los momentos donde el proceso de lodos tendía a perder estabilidad por el cambio de sustrato, ocurriendo una mineralización de la biomasa y aumentando el número de bacterias dispersas disponibles, sin embargo por presentar sensibilidad al aumento del agua residual textil (-0.431), sus picos más notorios de abundancias fueron condicionadas a las etapas 2 y 4 (Figura 42) (Apéndice XII). Las especies *Colpidium campylum* y *Tetrahymena pyriformis*, se relacionaron con el aumento de la relación F/M (0.670 y 0.800). lo cual puede explicarse debido a que su aparición en el sistema se dio cuando existía una elevada concentración de materia orgánica para una cantidad de lodos pequeña (Figura 40 y 27), lo que implica que las mayores abundancias de estos organismos se dieron cuando las concentraciones de DQO fueron altas (Figura 40 y 18), debido a que estos organismos consumen principalmente bacterias dispersas (Gerardi y Lytle, 2008), las abundancias mayores de estos organismos se presentaron en los periodos donde se aumentaba el porcentaje de agua residual textil, lo que afectaba también a la floculación del lodo disminuyendo la concentración de sólidos (Figura 23 y 40), sin embargo estos periodos de la etapa 2, la concentración de colorantes era baja, por lo que no se presentaba un efecto de mineralización pero sí una mala floculación, por lo que esto los ciliados bacteriófagos se manifestaron como buenos depuradores. *Colpidium campylum* y *Tetrahymena pyriformis*, presentaron sensibilidad a las corrientes textiles debido a que su presencia se limita a la etapa 2 (Apéndice XII). Para el caso de *Phacus sp.* y *Polytoma sp.*, por ser organismos fotosintéticos, las concentraciones altas de colorantes pueden interrumpir el paso de la luz y afectar su proceso de fotosíntesis, sin embargo para *Polytoma sp.*, este efecto no debe de ser tan fuerte debido a que este flagelado se caracteriza por tener la capacidad de ser heterótrofo y autótrofo dependiendo de la condiciones (Schoefs, *et al* 2013) obteniendo su alimento de forma heterótrofa consumiendo materia orgánica por osmotrofia (Smith, 1950). *Oxytrichia sp.* fue el único organismo que presentó correlación positiva y estadísticamente significativa con el aumento de la absorbancia en la fracción de teñido por su aparición intermitente a lo largo de la experimentación, sin embargo sus mayores abundancias se limitaron casi al final de cada etapa experimental (Figura 41), de este modo su presencia indicó que el proceso era eficiente y se obtenían las mayores remociones de

DQO (Figura 18) y color, y por lo tanto el lodo se encortaba en estado aclimatado, disminuyendo el efecto toxico hacia este organismo rápidamente. Los nematodos eran ligeramente afectados cuando la remoción de colorante era baja (0.111), siendo lo contrario para *Rotaria sp.* (-0.212), ya que su presencia se mantenía a pesar de que existiera una concentración de colorante en el reactor, sin embargo, sus mayores abundancias se presentaron cuando existía una adecuada oxigenación (Figura 47). Finalmente, *Polytoma sp.* presentó una correlación negativa con la cantidad de oxígeno disuelto (-0.57), por lo que el aumento en su abundancia puede indicar la deficiencia de este elemento dentro del reactor, siendo de esta manera que sus mayores abundancias se desarrollaron en la etapa 2 y 3 de la experimentación cuando el seguimiento sobre la oxigenación no era tan estricto (Figura 41). Algunos organismos adsorbían los colorantes, quedando teñidos del color del mismo, lo cual puede estar asociado a la mortalidad de estos.



Figura 44. Ciliado pedunculado teñido por el colorante presente en el agua residual.

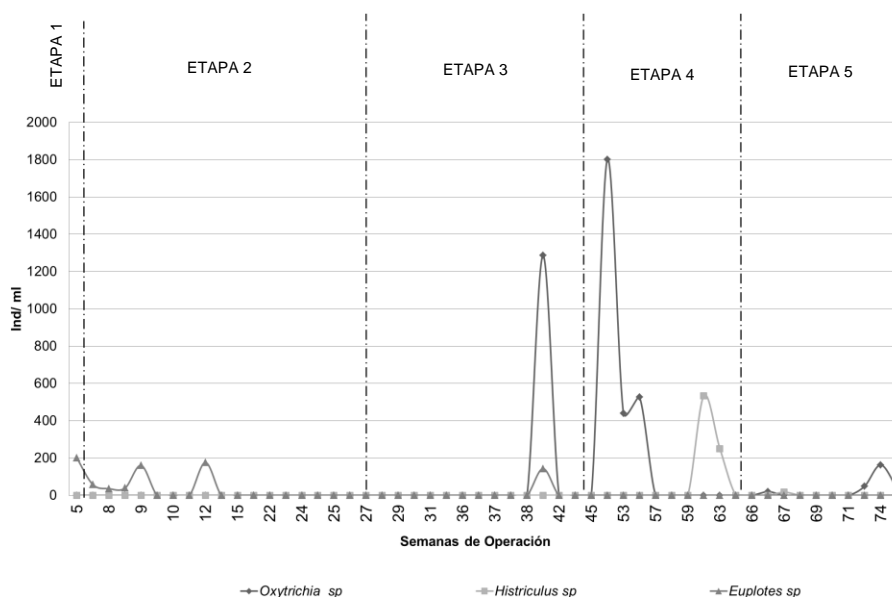


Figura 45. Abundancia de las principales especies de Ciliados reptantes, presentadas a lo largo de las etapas experimentales.

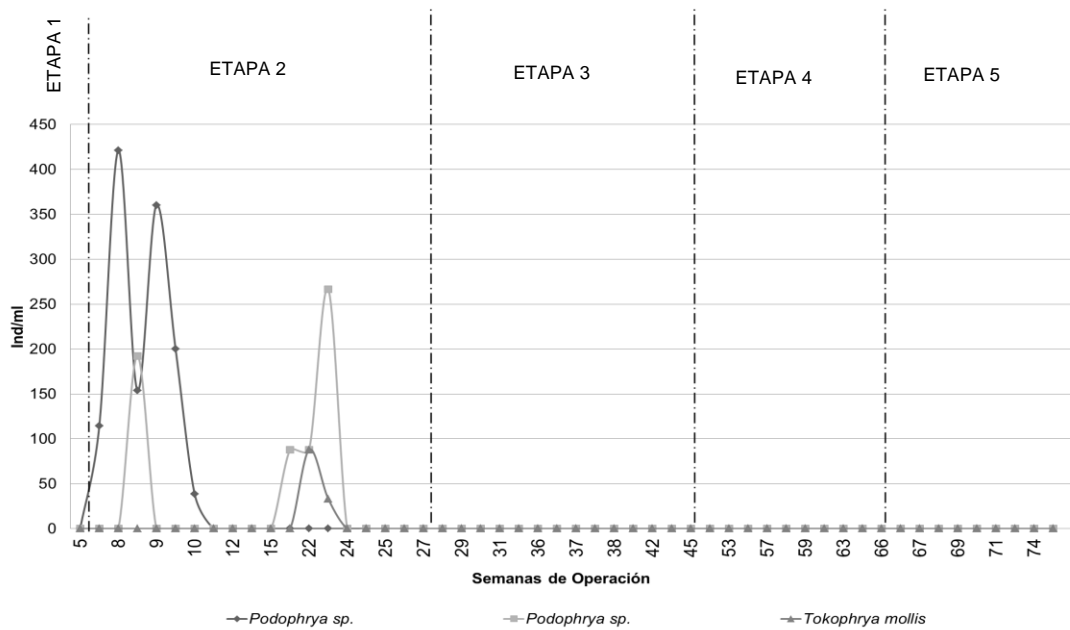


Figura 46. Abundancia de las principales especies de Suctorios presentadas a lo largo de las etapas experimentales.

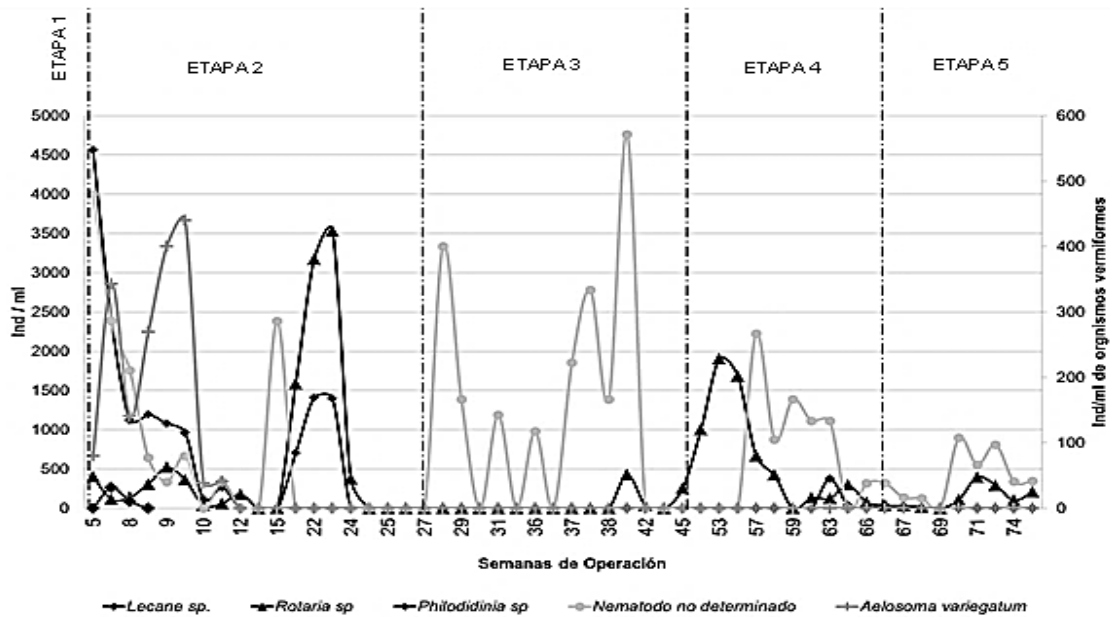


Figura 47. Abundancia de las principales especies de Metazoos presentadas a lo largo de las etapas experimentales.

17. ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD Y EVALUACION DE LA FUNCIONALIDAD DEL PROCESO MEDIANTE EL ISZM

Durante la experimentación las mayores abundancias registradas para Metazoos se dieron en los momentos donde la cantidad de protozoos era menor y viceversa (Figura 48). Los análisis de correlación sobre la diversidad del sistema y las abundancias totales de protozoos y metazoos mostraron que hay una relación positiva de la abundancia de metazoos con el aumento de la diversidad y la riqueza de especies en el sistema (0.294 y 0.641), siendo lo contrario para la diversidad cuando la abundancia de protozoos era mayor (-0.184) (Tabla 14).

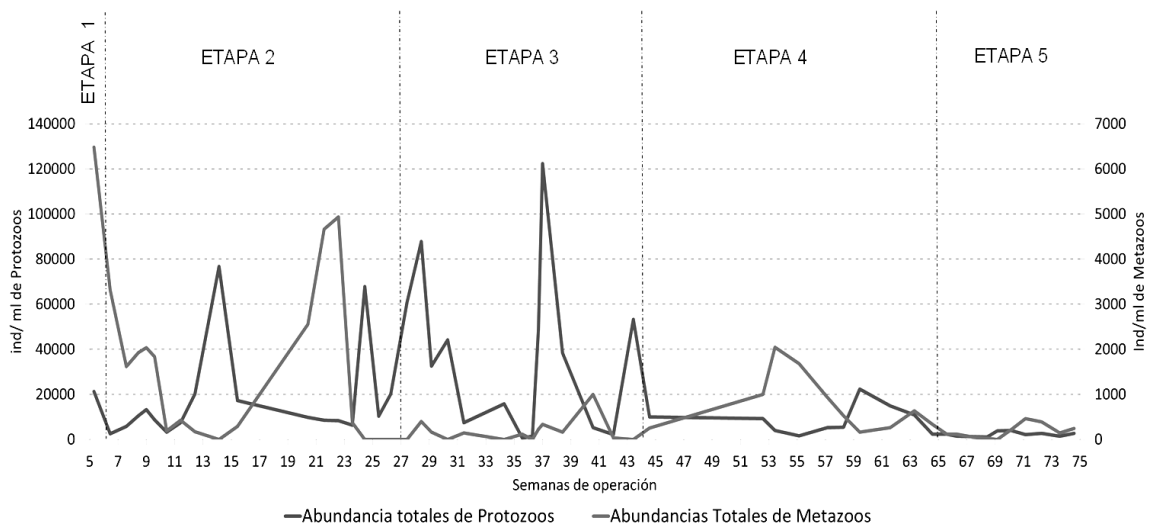


Figura 48. Abundancias totales de protozoos y metazoos durante la experimentación

TABLA. 14 CORRELACIÓN DE ABUNDANCIAS TOTALES CONTRA ÍNDICES DE DIVERSIDAD Y RIQUEZA

	Riqueza de especies	Dominancia de Simpson	Diversidad de Simpson	Diversidad Máxima de Simpson	Equitatividad de Simpson
Numero de muestras	49	49	49	49	49
Abundancia total Metazoos	0.641**	-0.294*	0.294*	0.332*	0.216
Abundancia total Protozoos	-0.040	0.186	-0.186*	0.008	-0.226

Las cifras en asterisco muestran una correlación significativa, siendo esta positiva o negativa (**= P<0.001 y * = P<0.01)

El perfil de la densidad relativa de las diferentes formas de vida de protozoos y metazoos, muestra el cambio de la estructura de la comunidad del lodo a lo largo de las etapas de experimentación

(Figura 49), lo cual está asociado en su conjunto. tanto a los factores ambientales como a la diversidad biológica presente (Begon *et al.*, 2006).

La correlación entre las abundancias relativas de las formas de vida de protozoos y metazoos, contra los índices de Simpson y riqueza (Tabla 15), mostraron que el aumento de la diversidad y la riqueza se relacionaba al incremento de rotíferos (0.320 y 0.514) y de ciliados sésiles (0.295 y 0.560), caso contrario para el grupo de flagelados (-0.321 y -0.499), pues este grupo en particular fue dominante cuando ocurrieron perturbaciones dentro del sistema, provocando que otras formas de vida fueran sustituidas en el sistema (Figura 49). Los rotíferos y ciliados sésiles indican una buena formación de flóculos y también el establecimiento en ellos de otras formas de vida como otros ciliados, amibas anélidos y nematodos, por lo que estos dos grupos representaron bien al aumento de la diversidad y la riqueza, sucesos que ocurría cuando el proceso era más eficiente (Figura 49 y 18).

Los anélidos, y suctorios se relacionaron también al aumento de la riqueza (0.437 y 0.536), ya que estos fueron parte importante de la microbiota en las etapas 1 y 2 de la experimentación cuando la alimentación del reactor era mayoritariamente de origen doméstico, y por consiguiente la riqueza no era tan afectada por el aumento de agua residual textil (Figura 49) (Tabla 7, Materiales y métodos).

TABLA 15. CORRELACIÓN FORMAS DE VIDA DE PROTOZOOS Y METAZOOS CONTRA ÍNDICES DE DIVERSIDAD Y RIQUEZA

	Riqueza de especies	Dominancia de Simpson	Diversidad de Simpson	Diversidad Máxima de Simpson	Equitatividad de Simpson
Numero de muestras	49	49	49	49	49
Rotíferos	0.514**	-0.320*	0.320*	0.356*	0.253
Nematodos	-0.041	-0.012	0.012	-0.063	0.061
Anélidos	0.437*	0.016	-0.016	0.22	-0.088
Ciliados sésiles	0.560**	-0.295*	0.295*	0.352*	0.218
Sutorios	0.536**	-0.148	0.148	0.274	0.070
Ciliados de nado libre	-0.085	-0.005	0.005	-0.068	0.002
Ciliados Reptantes	0.000	-0.236	0.236	0.093	0.252
Flagelados	-0.499**	0.321*	-0.321*	-0.216	-0.305*
Amibas testadas	0.021	0.032	-0.032	-0.246	0.078
Amibas desnudas	0.094	-0.144	0.144	0.195	0.108

Nota: Las cifras en asterisco muestran una correlación significativa, siendo esta positiva o negativa (**= P<0.001 y * = P<0.01)

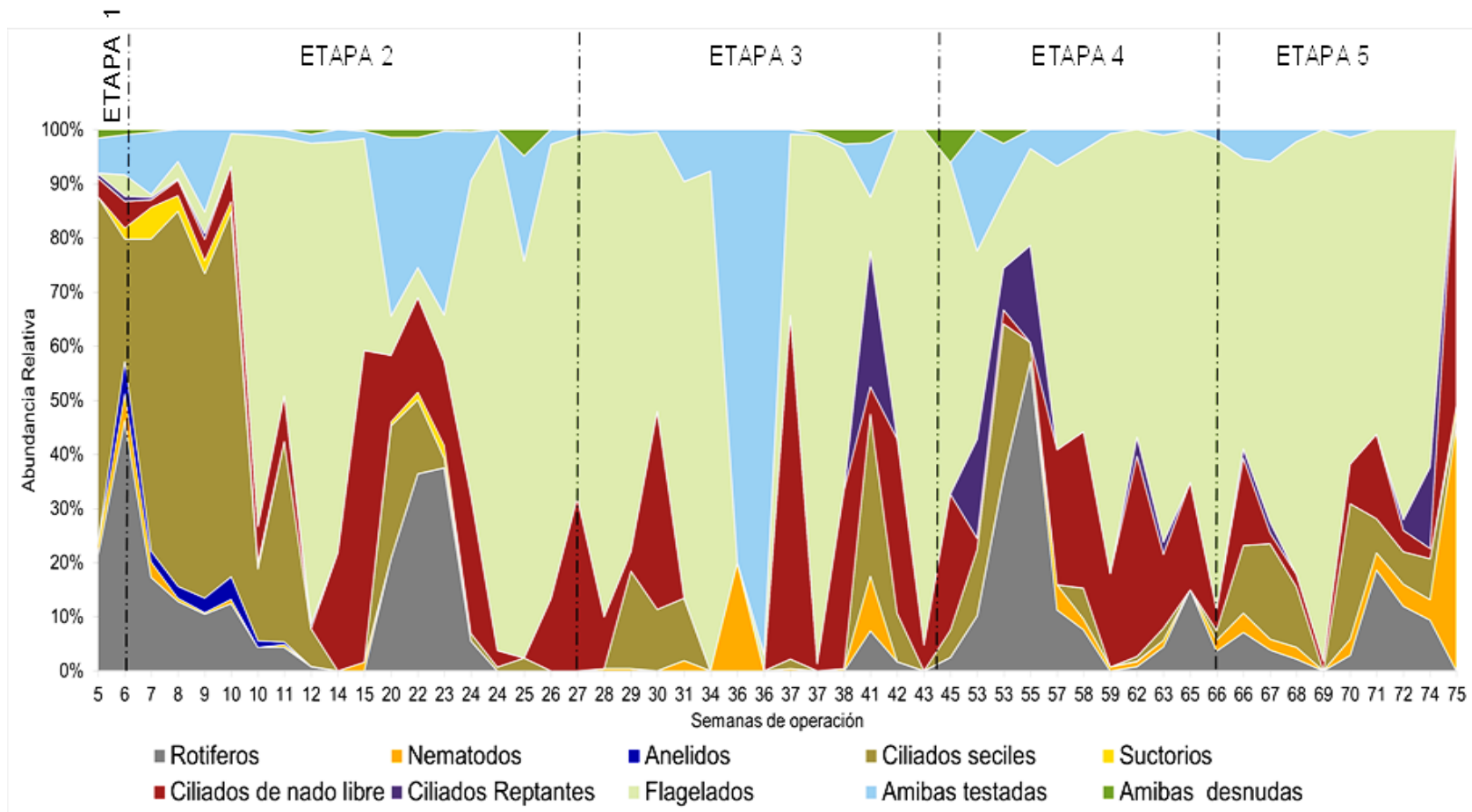


Figura 49. Abundancia relativa de las formas de vida a lo largo de las etapas experimentales.

17.1. Correlación de los valores del ISZM contra las formas de vida

El ambiente acuático de un agua residual es meramente polisaprobio, con altas concentraciones de materia orgánica y muy bajos niveles de oxígeno; como puede apreciarse en la Figura 50, donde el ISZM, indico que esta condición se reportó en la mayor parte de la experimentación, con excepción de las semanas 10,11, 15-24 de la etapa 1, donde la condición fue α -mesosaprobia, esto debido a que se alcanzaban degradaciones mayores de contaminación, ya que los aportes de agua residual doméstica eran mayor que los textiles, de modo que el sustrato era más biodegradable que en las etapas posteriores, permitiendo el establecimiento de organismos indicadores de esta condición. Lo mismo se puede decir para los puntos donde se volvió a alcanzar la condición mesosaprobia en la etapa 3 (Semanas 36, 37, 39 y 43) y etapa 4 (semana 45).

Teniendo en cuenta que al iniciar el proceso de lodos activados debido al constante aporte de oxígeno por la aireación, la condición polisaprobia va cambiando a medida que avanza el proceso de depuración, ofreciendo hábitats diferentes a las especies que se encuentran en el lodo activo, las cuales, en su mayoría a pesar de obedecer a una condición polisaprobia, presentan también diferentes grados de tolerancia a los ambientes más o menos variables del proceso de depuración, como los esperados en un proceso de depuración natural, los cuales pueden ser: la cantidad de alimento disponible, de oxígeno, sustrato donde fijarse, presencia de depredadores, etc.

Para mantener evaluado a través de organismos indicadores un ambiente en continuo cambio, como lo es el proceso de lodos activados, es preciso tener un método que permita evaluar la variabilidad del ambiente, por ejemplo, entre distintas clases de saprobiedad (Gracia e Igual, 1987). El índice saprobio de Zelinka y Marvan es un método, donde reportan valores del índice de saprobiedad, en las 4 clases de saprobiedad (Tabla 5), de modo que este índice tiene la peculiaridad de además de demostrar la condición saprobia más evidente en el sistema, indicado por el valor de índice más elevado, también refleja la tolerancia de las diferentes especies distribuidas entre las otras clases de saprobiedad, pues este método también arroja valores de estas clases, dando indicios de los cambios ambientales principalmente de la contracción de materia orgánica y oxígeno disuelto, donde ciertas especies pueden habitar, enriqueciendo así el análisis ambiental de un ambiente altamente cambiante como lo es el proceso de lodos activados en esta experimentación (Gracia e Igual, 1987).

Teniendo en cuenta lo anterior, al visualizar los valores del ISZM expuestos en la Figura 50, se puede dar un mayor sentido al análisis inicial, siendo de este modo que si tomamos el valor de la β -mesosaprobiedad, puede indicar una buena formación de flóculos y de depuración de bacterias en el efluente, ya que cuando esta aumentaba también lo hacían los Rotíferos y Ciliados Sésiles (0.472 y 0.465) (Tabla 16) (Figuras 49 y 51).

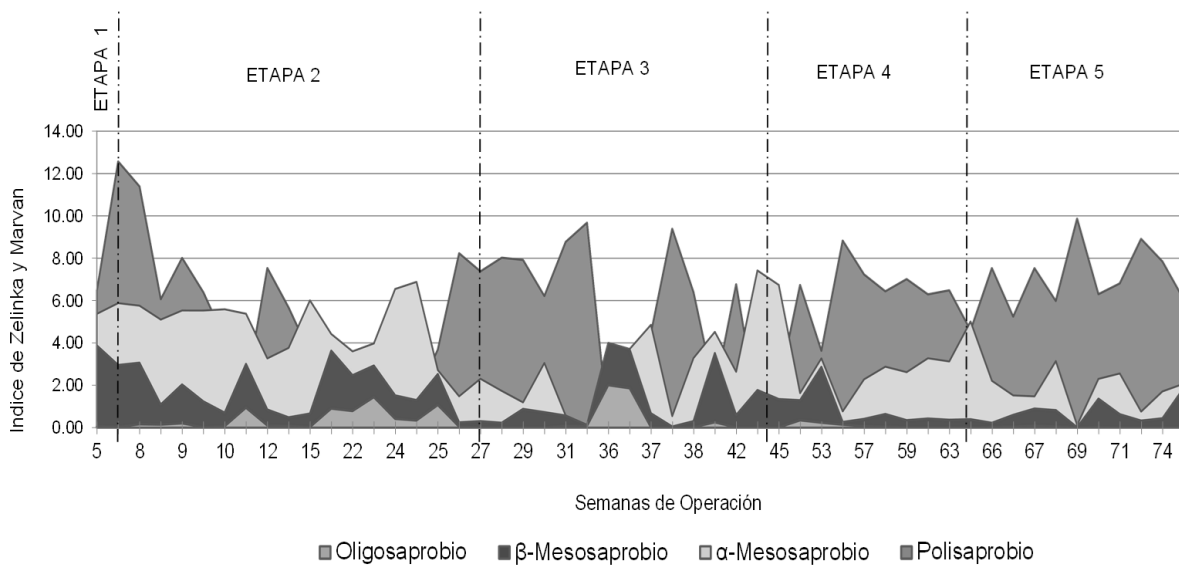


Figura 50. Valores de las Clases de Saprobiidad dados por el calculado del ISZM presentadas a lo largo de las etapas de la experimentación.

TABLA 16. CORRELACIÓN FORMAS DE VIDA CONTRA CLASES DE SAPROBIIDAD				
	Oligosaprobio	β-Mesosaprobio	α-Mesosaprobio	Polisaprobio
Numero de muestras	49	49	49	49
Rotíferos	0.159	0.472**	0.215	0.051
Nematodos	0.096	0.222	-0.101	-0.041
Anélidos	-0.072	0.257	0.358*	0.383*
Ciliados sésiles	-0.028	0.465**	0.302*	0.151
Suctorios	0.080	0.346	0.304	0.236
Ciliados de nado libre	0.076	-0.072	0.089	-0.226
Ciliados Reptantes	-0.046	0.163	-0.099	-0.057
Flagelados	-0.405*	-0.745**	-0.309*	0.174
Amibas testadas	0.731**	0.565**	0.048	-0.379*
Amibas desnudas	0.110	0.326	0.256	-0.274

Las cifras en asterisco muestran una correlación significativa, siendo esta positiva o negativa (**= $P < 0.001$ y * = $P < 0.01$)

En conjunto los ciliados sésiles y los anélidos, también se manifestaron con el aumento de los valores de estos valores de α -mesosaprobiedad (0.302 y 0.308), por lo tanto, estos valores también pueden representar una depuración de las bacterias dispersas, pero no necesariamente debido a la formación de flóculos.

La correlación de la abundancia relativa del grupo de flagelados contra los valores del ISZM de las clases saprobias (Tabla 16), indicó evidentemente que la disminución de los valores del ISZM de las

clases oligo, y β - α mesosaprobias era representada por los flagelados (-0.405, -0.745 y -0.309), por lo tanto, fueron indicadores de la mala capacidad depurativa y de los bajos niveles de oxígeno.

El grupo de las Amibas testadas tuvo una correlación positiva con los valores de las clases oligo y β mesosaprobias (0.731 y 0.565), siendo todo lo contrario con la clase polisaprobia (-0.379), por lo que este grupo representó los momentos donde la depuración biológica fue muy eficiente y existía poca carga orgánica y niveles altos de oxígeno (Tabla 16).

Este grupo en general se presentó con mucha frecuencia durante todo el periodo experimental, incluso cuando se tuvo el 100% de agua residual textil, lo que se puede deber a que su concha o testa suele protegerlas por momentos donde el agua textil es más agresiva, por ejemplo, cuando el colorante aun no es adsorbido o removido por los flóculos.

Los anélidos en particular se correlacionaron con el incremento de los valores de la clase polisaprobia y α -mesosaprobia (0.383 y 0.358), sin embargo, por presentarse exclusivamente al inicio de la experimentación (Figura 49), la estabilidad que representaron es de acuerdo a la clase α -mesosaprobia, debido a que el análisis se realizó teniendo en cuenta al género de anélido, más frecuente en el proceso de lodos activos *Aelosoma variegatum*, la cual suele encontrarse en un ambiente donde coincide con muchas especies de protozoos que habitan la condición polisaprobia, sin embargo, como este grupo en particular demanda grandes cantidades de oxígeno para su supervivencia y además tiene poca tolerancia a corrientes tóxicas y recalitrantes, fue un indicador de buena funcionabilidad del proceso pero solo cuando este era mayormente doméstico hasta a mediados de la etapa 2 de experimentación (Figura 49 y 50).

17.2. Correlación de valores del ISZM contra las variables ambientales e índices de Simpson

Al correlacionar los valores de las clases saprobias contra las variables experimentales, se encontró que en general el proceso empezó a presentar valores más pequeños de α y β mesosaprobiedad a medida que transcurría el tiempo de experimentación (-0.531 y -0.424) y se aumentaba el tiempo de ciclo del proceso (TRH) (-0.553 y -0.448), ya que en general los valores del índice que representan estas clases de saprobiedad tendían a disminuir al momento de aumentar la cantidad de agua residual textil (-0.531 y -0.486) y la fracción de acabado (-0.520 y -0.464) (Apéndice XIII).

En cuanto a la fracción del agua residual de teñido, su incremento indicó una disminución en los valores del ISZM que representan la clase polisaprobia (-0.347), siendo lo contrario con la clase oligosaprobia (0.326), ya que el aumento de esta fracción de agua, por ser de características poco biodegradables e incluso tóxicas, representó una disminución en la diversidad de organismos, lo cual generalmente se encuentra en condiciones de agua muy contaminada o en condiciones donde hay poca cantidad de alimento, como ocurre en una clase oligosaprobia.

Para poder explicar la efectividad del índice saprobio y otros índices, fue necesario explorar la relación de las condiciones saprobias con la estructura y la estabilidad de la comunidad microbiana presente. De manera que se realizó un análisis de correlación sobre las unidades del índice saprobio en las clases poli, meso y oligo - saprobio contra la riqueza, las unidades de los índices de Simpson (Apéndice XIV). Los valores del ISZM que representaron mejor el aumento de la riqueza para este estudio, fueron referentes a las condiciones β y α -mesosaprobia (0.413 y 0.327), siendo además que la clase α - mesosaprobia, también se relacionaba con la diversidad máxima (0.370). Como una clase de saprobiedad puede explicar una condición ambiental de acuerdo a la concentración de la materia orgánica y la cantidad de oxígeno, y teniendo en cuenta que la clase mesosaprobia para esta investigación representó mejor a la diversidad, la cual se relaciona con la estabilidad del sistema al representar mayores correlaciones con grupos indicadores de la formación de flóculos y de depuración de bacterias dispersas (Rotíferos y ciliados Sésiles) como se observó en la Tabla 18 (Figura 51a y b), se decidió tomar los valores del ISZM de la clase mesosaprobia como los mejores indicadores de la concentración de oxígeno y materia orgánica disponible representando mejor, el funcionamiento del proceso de lodos activados entre las etapas (Figura 52).

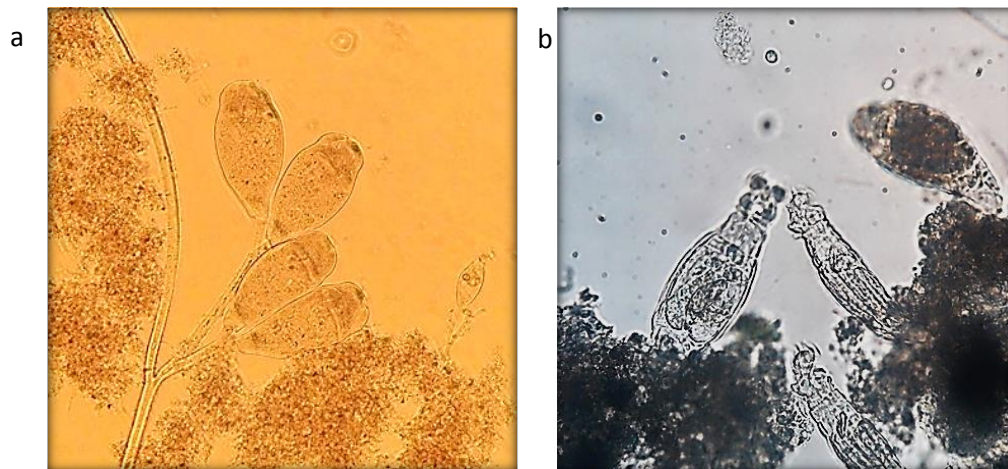


Figura 51. Momentos donde el proceso presentó los valores más altos de β -mesosaprobiedad. a. Etapa 1 (*Epiztylis sp.*) (10X). b. Etapa 4 (*Rotaria sp.*) (20X).

De esta manera, se pudo reafirmar que para las etapas 1 y 2, se obtuvieron los valores más altos de mesosaprobiedad debido a que la cantidad de oxígeno era suficiente para mantener la mineralización de la materia orgánica. Y por el contrario, durante la etapa 3 se tuvo un descenso generalizado de la mesosaprobiedad, debido a la carencia de oxígeno durante esta etapa, siendo también que en las etapas 4 y 5 donde se controló mejor la oxigenación y se recuperaron niveles más estables de biomasa dentro del reactor, los valores de la condición mesosaprobia aumentaron, demostrando que la cantidad de oxígeno disuelto en el medio y en general el poder de mineralización de la materia orgánica se mantenían estables (Figura 52).

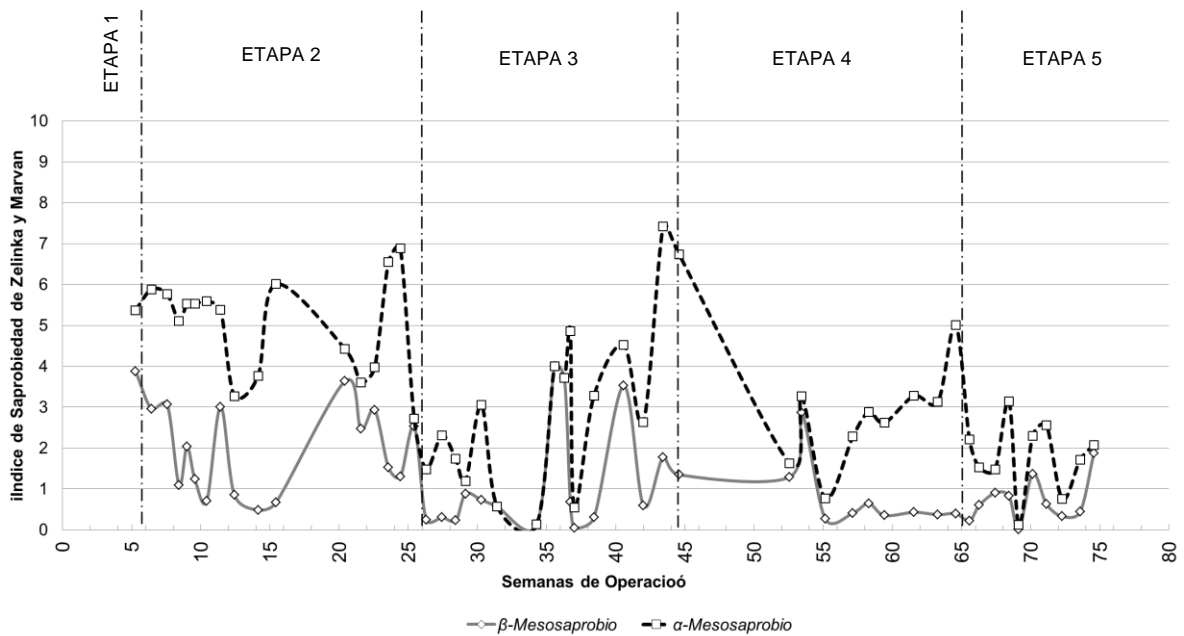


Figura 52. Comportamiento de las clases α y β – mesosaprobias a lo largo de las etapas de la experimentación.

A partir de los argumentos anteriores y al observar la variación de las clases de α y β mesosaprobiedad a lo largo de las etapas de experimentación, se pudo detectar que los momentos de la experimentación donde estas clases de saprobiedad alcanzaban sus valores más altos, indicaron los puntos en los cuales el proceso de lodos alcanzaba la mayor aclimatación (Figura 52), siendo estos momentos el final de cada etapa experimental, ya que en estos momentos se presentaba la mayor estabilidad y los mejores rendimientos del proceso, ya que se mantenía la capacidad de reducir los distintos contaminantes medidos en el agua residual textil (DQO, DBO, COT, NT, color) con sus generalizadas limitaciones, pero se mantenía una buena sedimentación de los lodos y pocas bacterias dispersas, indicado por la presencia de rotíferos y ciliados sésiles, lo que también indicaba la diversificación de los microambientes presentes en los flóculos bacterianos y se tendía a aumentar de la diversidad del sistema en general.

Manteniendo la limitación del presente análisis por analizar múltiples factores, dentro de los valores del ISZM de las clases α y β mesosaprobias, para este experimento, los valores de la clase β mesosaprobiedad, tuvieron más peso, ya que representa a las formas de vida que más se esperarían encontrar en un proceso eficiente, siendo estos los Rotíferos, ciliados sésiles y las amibas (Tabla 16), además tuvo la correlación más evidente con la riqueza de especies (Apéndice XIV). Sin embargo, para fines prácticos, los valores de la clase α -mesosaprobiedad, también son buenos dictadores de la presencia de ciliados sésiles, nematodos y de la riqueza y diversidad máxima del sistema (Tabla 16 y Apéndice XIV), ya que estos valores representan un ambiente donde se pueden encontrar organismos que habitan condiciones con menos cantidad de materia orgánica y mayor

cantidad de oxígeno, no obstante es necesario hacer análisis más específicos en este aspecto, para conocer si realmente se mantiene una función importante para el proceso de lodos activados. Algunas relaciones importantes entre los valores del ISZM de las clases de saprobiedad y algunas especies de protozoos y metazoos se muestran en el Apéndice XV.

18. RELACIÓN DEL ÍNDICE BIOLÓGICO DE LODOS DE MADONI (ISB) Y LA ESTRUCTURA COMUNITARIA DE PROTOZOOS Y METAZOOS.

El comportamiento del índice biológico de lodos de Madoni (ISB) (Figura 53), al aplicar correlaciones contra los principales parámetros e indicadores obtenidos en la presente investigación (Tabla 17), coinciden en que las observaciones antes mencionadas en cuanto a los niveles saprobios y las características de la comunidad microbiana en general, contra el funcionamiento del sistema, siendo de este modo que los grupos de metazoos tales como: Rotíferos, anélidos, nematodos y los grupos de protozoos, ciliados sésiles, suctorios y amibas testadas, son indicadores del buen funcionamiento del proceso (0.619, 0.335, 0.413, 0.562, 0.508 y 0.31) y por el caso contrario los flagelados indican una mala funcionalidad del mismo (-0,744). Esto es debido a que como se mencionó anteriormente su presencia indica un ambiente mayormente polisaprobio o carente de oxígeno y/o aportes muy grandes de materia orgánica. En general el Índice Biológico de lodos muestra que hay mejor funcionamiento del sistema de lodos a medida que aumenta la abundancia de metazoos que de protozoos (0,562 y -0.459), siendo estadísticamente un poco más relevantes los metazoos. También demuestra que el aumento de la riqueza y la diversidad mantienen en buenas condiciones el funcionamiento de lodos activados (0.512, 0.287), siendo la riqueza un indicador estadísticamente también más importante. Por otro lado, la correlación entre el índice de lodos y la dominancia es un reflejo de un mal funcionamiento del sistema (-0.311), sin embargo, esta observación no se cumple necesariamente, ya que la mayor dominancia de ciliados sésiles y rotíferos sobre otros grupos de microorganismos indican que el proceso de lodos activados es eficiente. Por otro lado, durante toda la experimentación la participación del grupo de flagelados se mantuvo muy dominante, por lo que esta correlación tiene como justificación que la dominancia de esta forma de vida ocurrió un mayor número de veces a comparación con la dominancia de alguna otra forma de vida como ciliados, rotíferos, etc., indicando que la estabilidad del proceso tendía a disminuir. También los valores de las condiciones oligosapro y principalmente β -mesosaprobias indicaron el buen funcionamiento del sistema (0.295 y 0.612), coincidiendo con el análisis de correlación antes mencionado entre los grupos de Rotíferos y ciliados sésiles contra las condiciones saprobias y de diversidad.

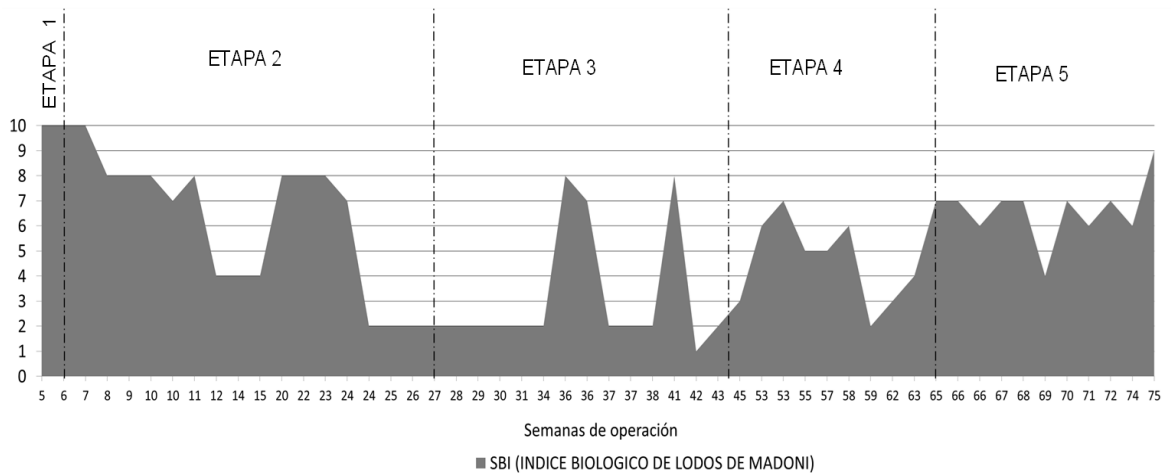


Figura 53. Comportamiento del índice biológico de lodos de Madoni (SBI), durante las etapas experimentales.

TABLA 17. CORRELACIÓN DE PARÁMETROS OPERATIVOS, AMBIENTALES, FORMAS DE VIDA, CONTRA ISB Y SUS CLASES DE FUNCIONAMIENTO

	SBI (INDICE BIOLOGICO DE LODOS)	CLASE DE FUNCIONAMIENTO SEGÚN SBI
Numero de muestras	49	49
Rotíferos	0.619**	-0.601**
Nematodos	0.335*	-0.334*
Anélidos	0.413*	-0.378*
Ciliados sésiles	0.562**	-0.557**
Suctorios	0.508**	-0.485**
Ciliados de nado libre	-0.12	0.146
Ciliados Reptantes	0.172	-0.212
Flagelados	-0.744**	0.752**
Amibas testadas	0.31*	-0.375*
Amibas desnudas	-0.051	0.099
Abundancia total Metazoos	0.562**	-0.551**
Abundancia total Protozoos	-0.459**	0.449*
Riqueza de especies	0.512**	-0.523**
Dominancia de Simpson	-0.311*	0.300*
Diversidad de Simpson	0.311*	-0.300*
Diversidad Máxima de Simpson	0.287*	-0.273
Equitatividad de Simpson	0.240	-0.232
Oligosaprobio	0.295*	-0.368*
β-Mesosaprobio	0.612**	-0.628**
α-Mesosaprobio	0.265	-0.278
Polisaprobio	-0.072	0.169

NOTA: Las cifras en asterisco muestran una correlación significativa, siendo esta positiva o negativa (**= P<0.001 y * = P<0.01)

19. ANÁLISIS DE LA PRESENCIA DE BACTERIAS FILAMENTOSAS Y MICROALGAS

La frecuencia de aparición de los grupos de microalgas y de bacterias filamentosas se dio de manera muy distinta, siendo que las bacterias estuvieron presentes prácticamente durante el 87 % de las muestras de experimentación a partir de añadir el agua residual textil (Figura 39), en cambio los diversos grupos de algas fueron menos frecuentes en el tiempo.

En cuanto a las bacterias filamentosas los análisis de correlación (Tabla 18) de acuerdo a su frecuencia de aparición (Apéndice XI) indicaban que su presencia, según las clases del índice de lodos, fue en gran medida indicadora de un mal funcionamiento del proceso (-0.484), por lo que también estuvo relacionada con una gran abundancia de flagelados (0.388), de modo que se relacionan con bajos niveles de oxígeno disuelto o una gran concentración de materia orgánica. De manera general las bacterias filamentosas indicaron la disminución de los valores del ISZM de la clase mesosaprobia (-0.281) y de la riqueza de especies dentro del sistema (-0.465), por lo tanto, su presencia estuvo relacionada con las etapas de mineralización de los lodos, por lo que fueron muy frecuentes cuando se incrementaba la concentración de color en el influente (0.355).

La presencia de los grupos de microalgas, no implicó un mejoramiento sobre el sistema de lodos activados según el ISB, sin embargo, la presencia de diatomeas y cianobacterias se relacionó un poco con los valores del ISZM indicaron un incremento de la clase α -mesosaprobia (0.121 y 0.299), por lo que su presencia se relacionó con no muy altas concentraciones de materia orgánica y oxígeno disuelto abundante, pudiendo encontrarse rotíferos y ciliados. Por otro lado, las chlorophytas (Chlorelas) se relacionaron a un aumento en los valores de la β -Mesosaprobiedad (0.363) así como oligosaprobio (0.370), por lo que la presencia de *Chlorella sp.* fue recurrente cuando existían grupos indicadores de buena funcionalidad del proceso como es el caso de Rotíferos y amibas testadas. Caso contrario sucedió para las diatomeas, que tuvieron correlación negativa para los ciliados reptantes (-0.287), sin embargo, la presencia de estas se relacionó con el incremento de la riqueza de especies (0.331) y por lo tanto la diversidad máxima (0.297). Las cianobacterias se correlacionaron con el aumento de la riqueza (0.287) y la presencia de anélidos (0.298), y también con la disminución de los SSVLM (-0.302), y con el aumento de SSFLM (0.312), por lo que puede relacionarse con periodos de mineralización de la biomasa. Por otra parte, las Chlorophytas estuvieron relacionadas con el aumento de nitrógeno total tanto en el influente como en el efluente (0.940 y 0.989), pero no se relacionaron con la remoción de este. Las diatomeas fueron frecuentes cuando existían absorbancias altas en el efluente (0.494), siendo que estas probablemente sean resistentes a los colorantes, probablemente por su frustula. En general las diatomeas, chlorohytas y cianobacterias, se relacionaban al incremento de la riqueza de especies (0.331, 0.416 y 0.287), debido a que su aparición indicó la producción primaria como un nuevo nivel trófico en el sistema, y por consiguiente para esta investigación también fueron indicadoras del buen funcionamiento del

proceso de lodos activados, sin embargo, es necesario seguir estudiando en general la resistencia de los organismos fotosintetizadores ante estos efluentes, para obtener relaciones más altas entre estos y las variables ambientales y operativas.

TABLA 18. CORRELACIÓN DE PARÁMETROS OPERATIVOS, AMBIENTALES FORMAS DE VIDA E ÍNDICES CONTRA APARICION DE MICROALGAS Y BACTERIAS FILAMENTOSAS				
	Diatomeas penales	Chlorophyta (Chlorella sp.)	Cianobacterias	Bacterias Filamentosas
Numero de muestras	50	50	50	50
Rotíferos	0.106	0.398*	0.176	-0.157
Nematodos	-0.175	-0.105	-0.163	-0.306*
Anélidos	0.161	0.257	0.298*	-0.676**
Ciliados sésiles	-0.020	-0.019	0.0461	-0.543**
Suctorios	0.010	0.263	0.187	-0.647**
Ciliados de nado libre	-0.096	-0.058	0.061	0.099
Ciliados Reptantes	-0.287*	-0.14	-0.213	-0.010
Flagelados	0.102	-0.253	-0.145	0.388*
Amibas testadas	-0.007	0.352*	0.162	0.109
Amibas desnudas	-0.058	0.265	0.099	0.127
Abundancia total Metazoos	0.047	0.433*	0.255	-0.125
Abundancia total Protozoos	-0.16	-0.156	0.023	0.185
Riqueza de especies	0.331*	0.416*	0.287*	-0.465**
Dominancia de Simpson	-0.034	-0.090	-0.019	0.092
Diversidad de Simpson	0.034	0.090	0.019	-0.092
Diversidad Máxima de Simpson	0.297*	0.253	0.208	-0.267
Equitatividad de Simpson	-0.082	0.017	-0.030	-0.021
Oligosaprobio	0.084	0.37*	0.207	0.053
β-Mesosaprobio	-0.012	0.363*	0.2	-0.206
α-Mesosaprobio	0.121*	0.27	0.299*	-0.281*
Polisaprobio	-0.072	-0.244	-0.174	-0.235
SBI (INDICE BIOLOGICO DE LODOS)	-0.307*	-0.279	-0.064	0.479**
Clase de funcionamiento según SBI	0.268	0.278	0.013	-0.484**
Nitrógeno total Influyente	0.183	0.94**	0.58	0.0844
Nitrógeno total efluente	0.28	0.989**	0.565	0.183
Remoción de nitrógeno	-0.178	-0.56	-0.0611	-0.387
SSVLM %	-0.147	-0.265	-0.302*	0.337*
SSFLM%	0.157	0.272	0.312*	-0.321*
Entrada ABS	0.267	~	-0.293	0.355*
Salida ABS	0.494*	~	-0.263	0.2

NOTA: Las cifras en asterisco muestran una correlación significativa, siendo esta positiva o negativa (**= P<0.001 y * = P<0.01)

VIII. CONCLUSIONES

- Fue posible llevar a cabo la aclimatación de un proceso de lodos activados domésticos a escala laboratorio para el tratamiento de agua residual proveniente de los procesos de acabado y teñido de una industria textil lanera.
- La estrategia de alimentación en secuencia y el control sobre la concentración de color en el influente del reactor a través de la absorbancia a 586 nm (< 0.150), logró reducir el impacto de la variabilidad del agua residual, en cuanto a concentraciones demasiado altas de materia orgánica poco biodegradables y tóxicas, lo cual promovía un efecto de mineralización de la biomasa.
- Mantener un estricto control sobre la concentración del oxígeno disuelto y el funcionamiento del sistema hidráulico del reactor, contribuyó a conservar las condiciones ambientales necesarias para lograr promover el proceso paulatino de aclimatación.
- Las respirometrías corroboraron que el proceso de aclimatación se había llevado a cabo pues el lodo que fue expuesto al tratamiento con aguas textiles, presentó tasas mayores de consumo de oxígeno frente a un lodo convencional, demostrando la tolerancia metabólica y fisiológica del lodo aclimatado frente estas condiciones.
- A pesar de que el proceso sufría reducciones en cuanto a su eficiencia debido al aumento de la proporción de agua residual textil, tal como se mostró en el seguimiento de DQO de influente y efluente, al obtener los coeficientes de afinidad para COT y NT entre distintos tratamientos, se demostró que la eficiencia del proceso aumentaba conforme se incrementaba el tiempo de exposición a una misma muestra de agua residual.
- El promedio de remoción de DQO general, fue cercano al 60% a partir de la adición del 60% de agua residual textil, tanto para 12 como 24 horas de tiempo de ciclo, lo que indicó un límite de la capacidad de tratamiento de este proceso aerobio. El proceso de nitrificación mostró una recuperación en las últimas etapas de la operación.
- La remoción de color fue promovida en parte por un proceso de adsorción en los lodos biológicos, lo que llevó a periodos de desorción del mismo colorante, en momentos donde la concentración de colorante era más baja en el agua residual que dentro del flóculo, provocando un efecto de lavado del mismo, sin embargo, se recomienda llevar a cabo un seguimiento más preciso de los colorantes al salir del proceso.

- La remoción positiva del nitrógeno total en el proceso, sugiere la posibilidad de que algunos colorantes tipo azo presenten algún grado de degradación, por lo que es preciso hacer estudios más específicos sobre subproductos de degradación.
- El proceso de tratamiento redujo significativamente el efecto tóxico del agua residual, independientemente de la baja biodegradabilidad obtenida en el efluente. Se reitera llevar a cabo un análisis de subproductos de degradación para correlacionar dicho efecto de tratamiento con el destino de los contaminantes.
- La comunidad de protistas y metazoos dentro del proceso de lodos activados fue capaz de adaptarse a las condiciones impuestas por el agua residual textil, y continuar funcionando como indicador del estado de los lodos biológicos. Ocurrieron múltiples sustituciones de especies a lo largo de la experimentación influenciado en parte por los niveles de oxígeno disuelto disponible, la alta variabilidad presentada en los influentes y el constante cambio de las variables operativas, siendo la causa más importante el incremento del agua residual textil y la concentración de colorante de la fracción de teñido, ya que muchas especies desaparecieron posiblemente por un efecto tóxico del influente.
- La estructura formada por ciliados y rotíferos está relacionada al aumento de la diversidad dentro del sistema, por lo que su presencia estuvo asociada a la mayor riqueza de especies y al incremento de niveles tróficos.
- Durante el periodo de tiempo donde existió una buena depuración, se tuvo presencia de amibas testadas, ciliados sésiles, algas y los metazoos presentaron su mayor abundancia, indicando que los periodos de mejor funcionamiento estaban asociados al incremento de la riqueza de especies, y por lo tanto a la diversidad y al incremento de niveles tróficos, siendo que la comunidad formada por ciliados sésiles y rotíferos, fueron los más relevantes, pues estos grupos indican la buena formación de floculos y depuración de bacterias, y por lo tanto una buena sedimentación de los lodos.
- El análisis a través de la estructura microbiana por formas de vida y especies durante el periodo de aclimatación a través del análisis de correlación contra los índices de diversidad, de saprobiedad y de lodos de Madoni, permitió relacionar el funcionamiento del proceso ante el cambio de las variables ambientales, operativas y experimentales.
- El Índice Saprobio de Zelinka y Marvan (ISZM) resultó relevante al detectar que los valores de expuestos por el mismo, en la condición mesosaprobia, fue la que mejor representó la

variabilidad y funcionalidad del proceso, ya que estos valores representaron los niveles de oxígeno disuelto y la carga de materia orgánica presente en el reactor, siendo más evidente cuando estos valores se incrementaban, justo antes del cambio de cada etapa, cuando la exposición a un agua residual había sido por un tiempo considerable y se obtenían los mejores porcentajes de reducción de la contaminación.

- Los valores del ISZM de la condición α -mesosaprobia representó estadísticamente mejor a las formas de vida de los ciliados sésiles y rotíferos, en cambio los valores de la β -mesosaprobia representaron tanto a ciliados sésiles como a nemátodos, en ambos casos teniendo organismos indicadores de la buena formación de flóculos y de pocas bacterias dispersas, condiciones que se buscan en un sistema de tratamiento con buena funcionalidad.
- A partir del seguimiento de las clases de saprobiedad se corroboró que tanto el proceso de lodos activados como la comunidad microbiana conformada por metazoos y protozoos son capaces de aclimatarse a las corrientes del agua residual textil si se mantienen las condiciones de operación y ambientales estables.
- Se recomienda realizar estudios posteriores de la capacidad de ciertas especies de protozoos y metazoos que expliquen el rango de tolerancia que tienen estas ante estos efluentes industriales, de forma que se mejoren los criterios bajo los que se puedan correlacionar con alguna variable operativa o ambiental en un momento específico del sistema.
- El proceso de aclimatación del lodo fue alcanzado manteniendo una estructura microbiana que le permitiera al sistema funcionar adecuadamente, sin embargo, es necesario realizar estudios que traten de explicar más a fondo los fenómenos de mineralización de contaminantes, así como sus otras formas de remoción, posiblemente a través del cambio del metabolismo o los cambios en las frecuencias genéticas presentadas entre los diferentes taxones del consorcio microbiano.

IX. BIBLIOGRAFÍA

- Ali N.F. y El-Mohamedy R.S.R., 2010. *Microbial decolourization of textile waste water. Journal of Saudi Chemical Society*. Vol.16, pp. 117-123.
- Anderson O.R. 1987. *Comparative Protozoology, Ecology, Physiology, Life History*. Springer-Verlag, New York. 470 p.
- Anjaneyulu Y., Sreedhara Chary N., Samuel Suman Raj D., 2005, *Decolourization of industrial effluents – available methods and emerging technologies: a review*, *Rev. Environ. Sci. BioTechnol*. Vol. 4. pp. 245–273.
- APHA, AWWA, WEF. 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22°. *Water Environment Federation*. Washington, D.C. 1496 p.
- Arregui L. Perez-Uz B. Salvado H y Serrano S. 2010. *Progresses on the knowledge about the ecological function and structure of the protists community in activated sludge wastewater treatment plants*. *Formatex*. pp. 972-979.
- Arroyo M., Ester M., Quesada J.M. 2008. *Aplicación de sistemas de biorremediación de suelos y aguas contaminadas por hidrocarburos*. *GEOCISA*. Div. Protección Ambiental de Suelos. 9 p.
- Awasthi, G. y Prakash J. 2014. *Biodegradation of textile waste by bacterial strains*. *Journal of Global Biosciences*. Vol. 3 No 1. pp. 379-384.
- Ayed L. y Bakhrouf A. 2011. *Pilot Plant Experiences Using Activated Sludge Treatment Steps for the Biodegradation of Textile Wastewater*. *Advances in Treating Textile Effluent*. Facultad de Pharmacia, Monasteries de Túnez. *InTech*. 145-154 pp.
- Barrera E. H., Meyran C. J. A., Ruiz P. P. y Chazaro O. S. 2007. *Manual de Microscopía óptica, Virtual y Fotografía digitalizada*. UNAM. FES Iztacala. México. 105 p.
- Beltrán, M.J.C., Castañeda, R.S.J., Vázquez, G.V. 2011. *Diversidad y uso potencial de la Comunidad de la Selva Baja Caducifolia en Jungapeo, Michoacán, México*. FES Iztacala. UNAM. México. 18 p.
- Berk S. G. y Gunderson J. H. 1996. *Wastewater organisms a color atlas*. CRC. USA. 25 p.
- Bertrand M., Heydarizadeh P., Poirier I., Loizeau D., Ulmann L. Mimouni V. y Schoefs B. 2013. *Plastids of Marine Phytoplankton Produce Bioactive Pigments and Lipids*. *Mar. Drugs* Vol. 11, pp 3425-3471.
- Birhanli A. y Oznen M. 2005. *Evaluation of the toxicity and teratogenicity of six commercial textile dyes using the frog embryo teratogenesis assay-Xenopus*. *Drug Chem Toxicol*. Vol 28 No.1, pp. 51-65.
- Bitton, G. 2011. *Wastewater Microbiology*. 4°. Wiley-Blacwell. Universidad de Florida. USA. 781 p
- Bonkowski M. 2004. *Protozoa and plant growth: the microbial loop in soil revisited*. *New. Phytologia*. Vol. 162. pp. 617-631.

- Buitrón G. y Moreno J. 2004. *Modeling of the acclimation/deacclimation processes of a mixed culture degrading 4-chlorophenol*. *WST*. Vol. 49 No. 1, pp. 79-86.
- Carvalho G., Novais J.M., Vanrolleghem P.A. y Pinheiro H.M. 2002. *Optimal operation for timely adaptation of activated sludge plants to changes in the surfactant composition of wastewater*. *WST*. Vol. 45 No. 4-5, pp. 345-353.
- Caicedo C., Cerda A. M., Orejarena A. O., Vázquez A. R. y Maturana H. 2015. *Obtención de nanofibras a base de Quitosano y PVA mediante la técnica de Electrospinning*. *I Simposio de Materiales Poliméricos*. Instituto de Investigaciones en Materiales. UNAM. pp. 43-45.
- Campbell R. 1987. *Ecología microbiana*. Limusa. México.
- Cervantes F. J. 2008. *Reducción de colorantes azo por distintos grupos microbianos en consorcios anaerobios*. *BioTecnología*. Vol. 12 No. 3. pp. 6-20.
- CONAGUA 2010. *Estadísticas del agua en México, Edición 2010*. SEMARNAT. México. 258 p.
- Cortazar-Martínez A., CA González-Ramírez C.A., Coronel-Olivares A., Escalante-Lozada J.A., Castro-Rosas J. y Villagómez-Ibarra J.R. 2012. *Biotechnology applied to the degradation of textile industry dyes*. *Universidad y ciencia*. Vol. 28. No. 2. pp 187-199.
- Cortez H.C. 2010. *Guía para el estudio de los protistas de vida libre: Protozoos*. *Tesina de licenciatura*. FES Iztacala UNAM. Mexico.71p
- Curds C.R. 1969. *An Illustrated Key to the British Freshwater Ciliated Protozoa Commonly Found in Activated Sludge*. *Water Pollution Research*. Vol 12. pp. 1-90.
- Curds C. R. 1982. *British and other freshwater ciliated protozoa*. part 1. Cambridge University. USA. 387 p.
- Degon, E., Yesilada, E., Ozata, L., Yologiu, S. 2005. *Genotoxic testing of four textile dyes in two crosses of Drosophila using wing somatic mutation and recombination test*. *Drug Chem. Toxicol*. Vol. 28 No. 3. pp. 289-301.
- Di-Marzio W. D. 2004. *Microbiología de lodos activados: una herramienta retrospectiva y predictiva de la depuración de efluentes*. *AL*. pp. 16-17.
- Dogan Dogan y Haluk Turkdemir. 2005 *Electrochemical oxidation of textile dye indigo*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. Vol.80, (8), pp. 916 – 923.
- Duran D.A., Cisneros C. A. E. y Vargas V. A. 2010. *Bioestadística*. UNAM. FES Iztacala. México. 260.
- Fernández-Alba A. R. Letón G. P., Rosal G. R., Dorado V. M., Villar F. S., Sanz G. J. M. 2006. *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. *IVT*. España. 137 p.
- Flores C. E. A. 2007. *Evaluación de la combinación de dos medios de soporte en reactores de lecho móvil para la remoción de nitrógeno*. Tesis de Maestría. Instituto de ingeniería. UNAM. 95 p.
- Flores M. S., Rivera A. V. M. y Chavez A.A.M. 2013. *Manual Teórico practico, Bacteriología Básica*. UNAM. FES Iztacala.Mexico114 p.
- Fu Y. y Viraraghavan Y. 2001. *Fungal decolorization of dye waste water, a review*. *Bioresour. Technol*. Vol. 79. pp. 251-262.

- Chair. J.T. N., Hoehn R. C., Randall C. W. 2001. *Biological Treatment of a Synthetic Dye Water and an Industrial Textile Wastewater Containing Azo Dye Compounds*. Tesis de maestría. . Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburg, 79 p.
- Gallegos-Neyra E. M., Lugo-Vázquez A., Calderón-Vega A., Sánchez-Rodríguez M. R. y Mayén-Estrada R. 2014. *Biodiversidad de protistas amébidos de vida libre en México*. *Revista Mexicana de Biodiversidad, Supl.* Vol. 85 S10-S25.
- Gama F. J. L., Pavón M. E. L., Ramirez P. T. y Angeles L. O. 2010. *Análisis de calidad del agua, relación entre factores bióticos y abióticos*. UNAM. FES Iztacala. México. 119 p.
- Garduño S.G., Oliva. M. M. G., Conforti V., Garcia G. M. A. Avedaño A. P. y Ortega G. M. M. 2009. *Euglenoideos*. UNAM. FES Iztacala. Mexico. 52 p.
- Gerardi M. H. y Lytle B. 2008. *Microscopic examination of the activated sludge process*. WILEY. USA. 245 p.
- Gong, R., Ding, Y., Mei, L., Yang, C., Liu, H., Sun, Y., 2005. *Utilization of powdered peanut hull as biosorbent for removal of anionic dyes from aqueous solution*. *Dyes Pigment*. Vol 64. pp 187–192.
- Gonzales A., Moreno G. y Buitron G. s.a. *Dinámica de poblaciones en un proceso de lodos activados durante la Aclimatación a compuestos fenólicos*. Coordinación de Bioprocesos Ambientales. Instituto de Ingeniería. UNAM. 8 p.
- Gracia, M P. e Igual, J. 1987. *Los ciliados como organismos saprobios de las aguas*. *Misc. Zool.* Vol. 11, pp 1-11.
- Grupo Bioindicación Sevilla (GBS). 2008. *Manual Práctico para el Estudio de Grupos Bioindicadores en Fangos Activos*. ed. Reed Business Information-Tecnología del Agua. 77p.
- Hedrick P. W. 2001. *Conservation genetics: where are we now?* *Trends. Ecol. Evol.* Vol.16: pp. 629-636.
- Hegeman G. 1985. *The mineralization of organic materials under aerobic conditions*. *Bacteria in nature*. Plenum. New York.
- Jahn T. L., Bovee E. C. y Jahn F. F. 1949. *How to know the protozoa, 2°*. The picture key nature series. USA. 279 p.
- Jojoa-Unigarro G.D., Rodriguez-Zambrano H.L., Cardona-Gallo S.A. 2015. *Tratamiento de aguas residuales textiles a partir de métodos biológicos*. *Revisión. Revista CINTEX*, Vol. 20 No. 1, pp. 11-34.
- Keharia, H. y Madamwar D. 2003. *Bioremediation concepts for treatment of dye containing wastewater: A review*. *Indian J Exp Biol*. Vol. 41. pp. 1068-1075.
- Keller L. y Surette M G. 2006. *Communication in bacteria: an ecological and evolutionary perspective*. *Microbiology*. Vol 4. pp.249-258.
- Khan, R., Bhawana, P., Fulekar, M.H., 2013. *Microbial decolorization and degradation of synthetic dyes: a review*. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. Vol 12 No. 1. pp 75-97.

- Kandelbauer A, Guebitz GM (2005) *Bioremediation for the decolorization of textile dyes - a review. Environmental Chemistry*. Springer. Berlin Heidelberg pp. 269 - 288.
- Kudo R.R.1966. *Protozoology*. 5°. Springfield. USA.
- Kuhad RC, Sood N, Tripathi KK, Singh A, Ward OP .2004. *Developments in microbial methods for the treatment of dye effluents. Adv. Appl. Microbiol.* Vol. 56. Pp. 185-213.
- Lee,J.J. y Soldo, A.T. 1992. *Evaluating wáter quality using protozoa and saprobity indexes. Wilhelm Foissner. Sociey of Protozoologists*. Salzburg, Austria.B-11.1-20 p.
- Luna-Pabello V. M. 2006. *Atlas de ciliados y otros microorganismos frecuentes en el sistema aerobio de aguas residuales. LME. FQ. UNAM*. 112 p.
- Madoni P. 1994. *A sludge biotic index (sbi) for the evaluation of the biological performance of activated Sludge plants based on the microfauna. Water Reserch*. Vol. 28, No.1, pp. 67-75.
- Mantis, I., Voutsas, D., Samara, C., 2005. *Assessment of the environmental hazard from municipal and industrial wastewater treatment sludge by employing chemical and biological methods. Ecotoxicol Environ Saf.* Vol. 62. pp. 397–407.
- Martín-Cereceda M. Pérez-Uz B. Serrano S. Guinea A. 2001. *Dynamics of protozoan and metazoan communities in a full scale wastewater treatment plant by rotating biological contactors. Microbiol. Res.* Vol 156, pp 225–238.
- Martínez P. J. A., Gutiérrez M. E. y Varona G. D. E. 2012. *Protozoología, Aspectos morfofuncionales*. UNAM. FES Iztacala. México.243 p.
- Martínez M. D. A. 2014. *Remoción de bacterias, nutrientes y materia orgánica en un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales de una industria textil*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM, 58 p.
- Mata- Alvarez J. Mace S. 2002. *Biomass as a source of energy. The Scientific World Journal*. Vol. 33. No. 48, pp. 33 – 48.
- McArtur J.V.2006.*Microbial Ecology, An Evolutionary Approach*. ELSERVIER. USA. 416 p.
- McMullan G., Meehan C., Conneely A., Kirby N., Robinson T., Nigam P., Banat I.M., Marchant R. y Smyth W.F. 2001. *Microbial decolourisation and degradation of textile dyes. Appl Microbiol Biotechnol.* Vol.56 (1-2). pp.81-7.
- Melgoza R.M., Cruz A. y Buitron G. 2004. *Anaerobic/aerobic treatment of colorants present in textile effluents. Water Sci Technol.* Vol. 50 No. 2. pp. 149-155.
- Metcalf y Eddy, INC. Tchobanoglous G., Birton F.L., Stensel H.D. 2013. *Ingeniería Sanitaria, Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*. 5°. McGraw Hill, New York. 1819 p.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). 2003. *Ecosystems and human well-being. Capitulo 3 Drivers of Ecosystems change, summary chapter*. Millennium Ecosystem Assesment. Island Press.
- Moreno-Andrade I. y Buitron M. 2008. *Biodegradación Óptima de Compuestos Fenólicos en un Reactor Discontinuo Secuencial. BioTec.* Vol. 12. No. 2, pp. 49-59.

- Muñoz V.G. y Muñoz V. M.A.M. 2013 *La trayectoria tecnológica de la industria textil mexicana, The technological Path of the Mexican Textile Industry. Frontera Norte*, Vol 25. Num 50, 155-186 pp.
- Nava-Urrego L. M., Casperín S.R. y Durán M. A. 2014. *Comparación de un reactor de biomasa suspendida y un reactor de biomasa adherida para la biodegradación de compuestos tóxicos presentes en aguas residuales de refinerías de petróleo. Rev. Int. Contam. Ambie.* Vol 30 No 1. pp. 101-112.
- Nicolau A. Araujo S. L. Ferreira V. y Oliva P. M. 2014. *Relationship between protozoan and metazoan communities and operation and performance parameters in a textile sewage activated sludge system. European Journal of Protistology.* Vol. 50 pp. 319–328.
- Nicolau A., Martins M. J., Mota M. y Lima N. 2005. *Effect of copper in the protistan community of activated sludge. Chemosphere.* Vol. 58 pp. 605–614.
- Odum, E.P. 1972 *Ecología*, Ed. Interamericana. México. 639 pp
- Olliva M. M. G., Garduño S. G., Vilacalra F. G., Ortega G. M., Garcia G. M. A. y Pliego A. A. 2010. *Diatomeas, Bacillariophyceae.* UNAM. FES. Iztacala. México. 110 p.
- Ortiz A. C.T. y Moeller C. G. E. 2010. *Biological treatment with suspended anaerobic/aerobic biomass of a real textile wastewater with azo dyes. Aidis.* Vol. 3, No. 1, pp. 1-10.
- Papadimitriou C.A., Palaska G., Lazaridou M., Samaras P. y Sakellariopoulos G.P. 2007. *The effects of toxic substances on the activated sludge microfauna. Desalination.* Vol. 211 pp. 177–191.
- Papadimitriou C.A., Petridis C. Zouboulis A.I. Samaras O, Yiangou M., Sakellariopoulos GP. 2013. *Protozoans as indicators of sequential batch processes for phenol treatment; an autoecological approach. Ecotoxicology and Environmental Safety* Vol. 98. pp. 210–218.
- Pesson P. 1979. *La contaminación de las aguas continentales, incidencias sobre las biocenosis acuáticas.* Mundi-prensa. España .334 p.
- Ramalho R.S. 1990. *Tratamiento de Aguas Residuales.* Ed. Reverte. Barcelona 720 p.
- Sánchez M. R. 1994. *Colonização de Sustratos artificiales por protozoos ciliados como un método de evaluación de la eficiencia de depuración de estanques de estabilización.* Tesis de Doctorado. Fac. Ciencias UNAM.126 p.
- Satyanarayana T., Narain B. y Prakash A. 2012. *Microorganisms in environmental Management, Microbes and Environment.* Springer. pp 787-813.
- Schoener T. W. 2011. *The Newest Synthesis: Understanding the Interplay of Evolutionary and Ecological Dynamics.* Science Vol. 331, 426-429 pp.
- SEMARNAT. 2012. *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental.* México. 361 p.
- Soares A., Guieysse B., Jefferson B., Cartmell E. y Lester N.J. 2010. *Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. Environment International.* Vol. 34, pp. 1033-1049.

- Solís, M., Solís, A., Pérez, H.I., Manjarrez, N., Flores, M., 2012. *Microbial decolouration of azo dyes: A review. Process Biochemistry*. Vol. 47 No.12, pp. 1723-1748.
- Stolz A., 2000. *Basic and applied aspects in the microbial degradation of azo dyes. Appl Microbiol Biotechnol*. Vol. 56. pp. 69–80.
- Trujillo. T.C.E. 2012. *Aclimatación e identificação de consórcios microbianos em um reactor por lotes para la degradação de aminos gastadas*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química UNAM. México. 179 p.
- Van der Zee F.P. .2002. *Anaerobic azo dye reduction. Tesis de Doctorado*. Wageningen University, The Netherlands, pp. 142.
- Ventura-Camargo B. C. y Marin-Morales M. A. 2013. *Azo Dyes: Characterization and Toxicity– A Review. Textiles and Light Industrial Science and Technology* Vol. 2 -2 pp 85-103.
- Vilaseca M. M. 2001. *Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica. B.I (U.P.C.)*. Vol. 19. pp. 67-72.
- Wehr J.D.y Sheath R.G. 2003. *Freshwater Algae of North America, Ecology and Classification*. Academic. Press.USA. 918 p.
- Wiggins B. A., Jones S. H. and Alexander M. 1987. *Explanation for the acclimation period preceding the mineralization of organic chemicals in aquatic environments. Appl. envir. Microbiol*. Vol. 53, pp. 791-795.
- Zollinger H .1987. *Color Chemistry: Syntheses, properties and applications of organic dyes pigments*. VCH, New York.

X. APÉNDICES

Apéndice I. Parámetros fisicoquímicos del tratamiento de agua residual

PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DEL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL (METCALF Y EDDY, 2013; IBARRA, 2014)

Parámetro	Abreviatura	Unidad de medida más usadas	Descripción
Temperatura	T°	° Celsius	Magnitud escalar que indica la energía interna (térmica) que presenta el agua residual
Potencial de hidrogeno	pH	unidades de pH	Cantidad de iones hidrogeno libres en un medio, indica el grado de acidez o basicidad de este
Oxígeno disuelto	OD	mg/L	Cantidad de moléculas de oxígeno disueltas en el agua las cuales se requieren para la respiración aerobia de muchos organismos La solubilidad del oxígeno, es directamente proporcional a la presión parcial de la fase gaseosa, la concentración de sales y la temperatura,
Dureza total	Dureza CaCO ₃	mg/L	Capacidad del agua para precipitar jabón, debido, principalmente a la presencia de iones de Ca ⁺⁺ y M ⁺⁺ y en menor medida a cationes como el aluminio, hierro, magnesio, estroncio, manganeso e incluso el hidrogeno.
Demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días	DBO ₅	mg/L	Sé refiere al oxígeno disuelto y requerido por los organismos para la descomposición aeróbica de la materia orgánica presente en el agua. Da la proporción en que desaparece el oxígeno de una muestra de agua y es utilizado como un indicador de la calidad de afluentes residuales, los datos utilizados para los propósitos de esta clasificación se miden a 20 grados Celsius y por un periodo de 5 días
Demanda química de oxígeno	DQO	mg/L	Se refiere a la concentración de masa de oxígeno consumido por la descomposición química de la materia orgánica e inorgánica, determinan el grado de contaminación en un flujo de agua. Indica presencia de sustancias provenientes de descargas no municipales, más bien industriales y poco degradables por los microorganismos.
Carbono orgánico Total	COT	mg/L	Es una medida de materia orgánica la cual es especialmente aplicable a pequeñas concentraciones de esta, los ensayos se llevan a cabo inyectando una cantidad conocida de la muestra en un horno a alta temperatura, el carbono orgánico se oxida a anhídrido carbónico en presencia de un catalizador, el cual es medido cuantificablemente con un analizador de infrarrojos, este método es muy rápido si se cuenta con el equipo adecuado sin embargo una peculiaridad es de que no todos los compuestos pueden oxidarse de esta manera por lo que los valores de COT son ligeramente inferiores a la cantidad real presente en la muestra.

Nitrógeno total	NT	mg/L	El nitrógeno en el agua está presente en diferentes formas, las cuales inician su ciclo a partir de materia orgánica nitrogenada como proteínas, urea, así como en su forma mineral y algunos compuestos sintéticos. El amoníaco es un elemento intermedio formado durante el proceso de degradación de la materia orgánica, por lo que su presencia indica una contaminación reciente. Los Nitratos y nitritos son compuestos iónicos que forman parte del ciclo del nitrógeno. El nitrato (NO ₃ -) es la forma estable de las estructuras oxidadas del nitrógeno, una alta concentración seguida de una baja concentración de amonio indica un proceso de depuración o que estuvo contaminado hace tiempo, por otro lado, los nitritos (NO ₂ -) son elementos intermedios que son oxidados con facilidad por procesos químicos o biológicos a nitrato, que por otro lado es reducido puede originar diversos compuestos generalmente tóxicos.
Nitrógeno amoniacal	NH	mg/L	
Nitritos	NO ₃	mg/L	
Nitratos	NO ₂	mg/L	
Ortofosfatos	P-PO ₄	mg/L	En el agua el fósforo se encuentra principalmente como fosfato en solución, es importante porque a concentraciones altas en un sistema, pueden contribuir a provocar procesos de eutrofización, al mismo tiempo que interfiere en los ciclos vitales y energéticos afectando la productividad del medio acuático, Los ortofosfatos o fosfatos reactivos es la forma analizable de este nutriente, estos se encuentran entrelazados con cationes monovalentes disueltos en el agua.
Sólidos suspendidos totales	SST	mg/L	Es la fracción de Sólidos suspendidos no desuertos deshidratados a una temperatura de 103-105°C por una hora.
Sólidos suspendidos Volátiles	SSV	mg/L	Se refieren al contenido orgánico de la muestra, la cual fue oxidada y volatilizada a 600° C.
Sólidos sedimentables		mg/L	Son una medida aproximada de la cantidad de fango que se eliminara mediante sedimentación, en un volumen determinado ya sea por 30 o 60 minutos
Sólidos suspendidos fijos	SSF	mg/L	Se refiere al contenido inorgánico o mineral que se encuentra en la muestra en forma de ceniza después de ser calcinada a 600° C
Azufre	S	mg/l	Es un compuesto químico no metal multivalente, con un olor característico, Los compuestos azufrados son muy comunes en los efluentes industriales. Bajo condiciones reductoras se pueden derivar en sulfuros que son compuestos tóxicos corrosivos, que generan mal olor, siendo el más común el sulfuro de hidrogeno (H ₂ S)
Iones metálicos	Fe, Cd, Cu, Pb, Hg, Cr, Al	mg/l	Entre ellos se incluyen elementos esenciales para la vida como el Fe, pero también otros que en cantidades suficientes pueden provocar gran toxicidad, capaz de interferir con los procesos de depuración por lo que hace necesaria su eliminación en los primeros tratamientos de agua, estos contaminantes se presentan con regularidad en los efluentes industriales

Apéndice II. Variables operativas del sistema de lodos activados

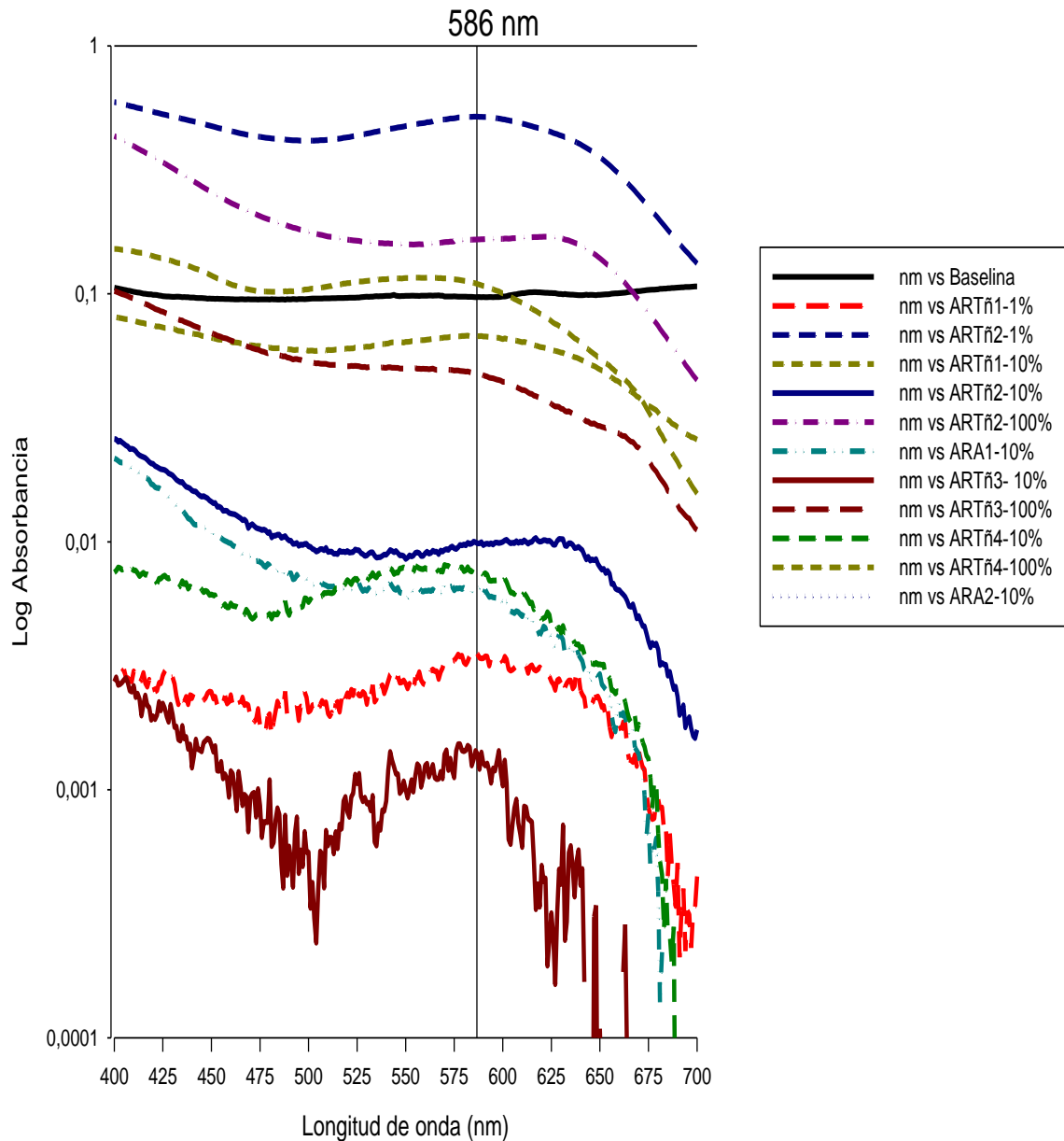
VARIABLES OPERATIVAS DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS (PESSON, ET AL., 1997; FERNÁNDEZ-ALBA, 2006; METCALF Y EDDY, 2013)			
Parámetro	Abreviatura	Unidad de medida	Descripción
Caudal	Q	unidad de volumen/s	Volumen de agua sobre unidad de tiempo que entra y sale del sistema de depuración
Volumen de trabajo	V	L o m ³	La capacidad de trabajo en volumen que puede contener el reactor biológico
Tiempo de residencia hidráulica	TRH	Horas	Se refiere al tiempo que tarda en recorrer el efluente líquido el tanque de aireación, Ta bien puede referirse al tiempo de reacción en un reactor discontinuo secuencial SBR
Intensidad de carga	A/M o F/M	(kgDBO ₅ o DQO) / kgSSV·día	Se refiere a la relación entre la carga orgánica alimentada y la cantidad de microorganismos disponibles en el sistema para el consumo de la misma
Sólidos Suspendidos Volátiles del Licor mezclado	SSVLM	mg/l	Es la fracción de sólidos suspendidos del reactor que es volatilizada a 600°C Es la unidad que mide la materia orgánica, la cual hace referencia a la biomasa dentro del reactor
Tiempo de residencia de sólidos o residencia celular	TRS o Edad de lodos	Horas	Se refiere al tiempo medio que permanecen los fangos (flóculos, microorganismos) en el interior del sistema
Eficiencia del proceso	E%	[DBO ₅ o DQO finales / DBO ₅ o DQO iniciales]100	Es la diferencia entre la carga contaminante de entrada y la de salida expresada en porcentaje, lo que hace referencia a la porción que fue eliminada durante el proceso del tratamiento, pueden usarse unidades de DBO ₅ , COT, DQO, NT entre otras.
Relación de DBO ₅ / DQO	Biodegradabilidad	DBO ₅ / DQO	Es la aptitud de una sustancia para ser descompuesta por microorganismos descomponedores. Representa la relación entre la materia fácilmente degradable por procesos de oxidación biológica medida como DBO ₅ y la materia que solo puede ser degradada por una oxidación química medida en forma de DQO. Esta relación establece valores desde 1 para una muy alta biodegradabilidad y valores cercanos a cero o menores de 1 para compuestos poco biodegradables. Es preciso mencionar que la biodegradabilidad de un compuesto puede variar si la micro biota que se utiliza para degradar ese compuesto está adaptada a ello.
Respirometría	OD consumido/ tiempo	mg/l/unidad de tiempo	Es una prueba donde se mide el consumo biológico de oxígeno, debido a la respiración aerobia, de una población microbiana bajo unas condiciones determinadas, permite valorar de forma práctica y rápida cómo se encuentra la salud actual del proceso, se detectan problemas de toxicidad, biodegradabilidad carga másica etc.

Apéndice III. Bioprocesos de grupos procariontes

CLASIFICACIÓN DE BIOPROCESOS DE ACUERDO A LOS DISTINTOS GRUPOS DE PROCARIONTES (SCHLEGEL, 1997 FLORES *ET AL.*, 2004, BITTON, 2006, MCARTUR *ET AL.*, 2006 METCALF Y EDDY, 2013)

Necesidad de Oxígeno	Tipo de metabolismo	Fuente de energía	Forma de nutrición	Fuente de carbono	Tipo de bioproceso	Donador de Electrones	Aceptor de Electrones	Productos	Algunos géneros y especies catalogados	Ciclo biogeoquímico
Aerobias	Autótrofo	Luz	Fotoautótrofos	CO ₂	Fotosíntesis	H ₂ O	Clorofila	Biomasa, CO ₂ y O ₂	<i>Cyanobacterias</i> ,	Carbono
		Compuestos inorgánicos	Quimiolitotróficos	CO ₂	Nitrificación	NH ₃	O ₂	NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻	<i>Nitrosomonas</i>	Nitrógeno
				CO ₃	Nitrificación	NH ₃	1.5 O ₂	NO ₂ ⁻ , H ⁺ , H ₂ O	<i>Nitrospira</i> , <i>Nitrosococcus</i> , <i>Nitrosovibrio</i>	
	CO ₄	Nitrato oxidación	NO ₂ ⁻	0.5 O ₂	NO ₃ ⁻	<i>Nitrospira</i> , <i>Nitrococcus</i> , <i>Nitrobacter</i>				
Heterótrofo	Compuestos Orgánicos	Organográficos	Compuestos orgánicos	Sulfuro oxidación	R-O-SO ₃ ⁻ S ²⁻	O ₂ O ₂	SO ₄ ²⁻ S ⁰	<i>Gran Variedad de bacterias</i> <i>Thiobacillus thioiparus</i>	Azufre	
Anoxica	Heterótrofo, Autótrofo	Compuestos orgánicos, inorgánicos y Luz	Organotróficos, Quimiolitotróficos, Fotoautótrofos	Compuestos orgánicos	Desnitrificación	NO ₃	O ₂	N ₂ , N ₂ O	<i>Pseudomonas</i> , <i>Bacillus</i> , <i>Spirillum</i> , <i>agrobacterium</i> , <i>Agrobacterium</i> , <i>Rizobium</i>	Nitrógeno
Anaerobias	Autótrofo	Compuestos inorgánicos	Quimiolitotrófos	Metano,	ANAMOX Desnitrificación	NH ₄ ⁺	NO ₂ NO ₃	N ₂ , H ₂ O	<i>Brocadia anamomoxidans</i>	Carbono
	Oxidación aerobia				Glucosa, NADH y FADH	O ₂	CO ₂ , H ₂ O	<i>Gran Variedad de bacterias</i>		
	Heterótrofo	Compuestos orgánicos	Organotróficos	CO ₂	Fermentación Ácida	Glucosa, aminoácidos.	Compuestos orgánicos	Ácidos Grasos Volátiles (AGV)	<i>Gran Variedad de bacterias Gram positivas</i>	
					Metanogénesis	H ⁺ y moléculas orgánicas simples, Acetato, Metanol	CO ₂	CH ₄	<i>Archeas</i>	
					Sulfato reducción	Moléculas orgánicas simples, Lactato, Metanol	SO ₄ ²⁻	H ₂ S, CO ₂ , H ₂ O	<i>Deulfovibrio</i> , <i>Desulfobacter</i> , <i>Clostridia</i> , <i>Vellionella</i>	
Autótrofo	Luz	Foto autótrofos	CO ₂	Sulfuro oxidación	H ₂ S	S	S ⁰	<i>Chromatiaceae</i> , <i>Chlorobiaceae</i> , <i>Thiothrix</i> , <i>Beggiatoa</i> ,	Azufre	
Compuestos inorgánicos	Quimiolitótrofos							<i>Thiobacillus denitrificans</i>		

Apéndice IV. Barrido del espectro de luz visible del agua residual textil



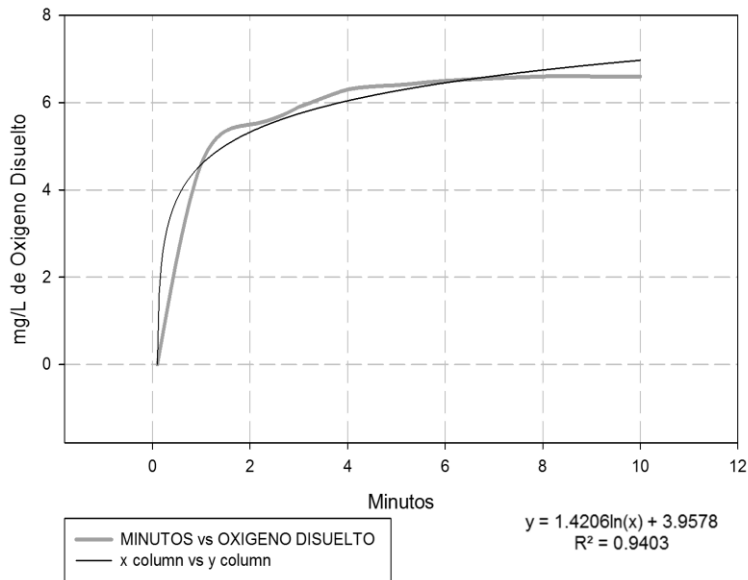
Barrido del espectro de luz visible de varias corrientes de agua residual de la industria textil lanera (ARTñ: Agua residual cruda del proceso de Teñido) (ARA: Agua residual cruda del proceso de Acabado). Nótese que el punto más alto obtenido en la mayoría de las muestras, se ubicó en el punto donde la longitud de onda marco 586 nm. Por tal motivo se propuso seguir la concentración de color midiendo la absorbancia en esta longitud de onda.

Apéndice V. Tabla dicotómica del índice Biológico de lodos de Madoni (ISB)

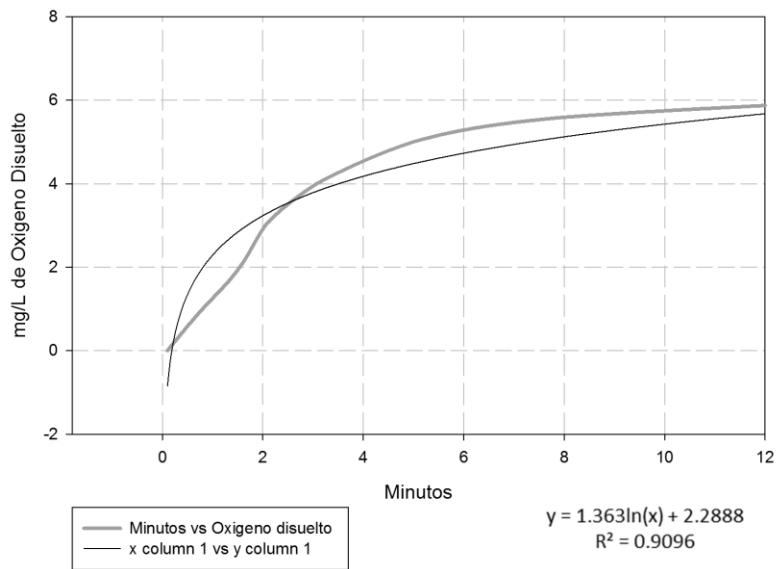
Grupo dominante y densidad de microfauna que define la fila horizontal y cruza con la tabla		Numero total de unidades taxonomicas que constituyen la microfauna del lodo activado y numero de pequeños flagelados (F) contados a lo largo de la diagonal de la cámara de Fuchs - Rosenthal							
		>10		8-10		5-7		<5	
Grupo clave dominante	Densidad (ind/l)	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100
Reptantes + seciles*	>10 ⁶	10	8	9	7	8	6	7	5
ciliados y/o amibas testadas	<10 ⁶	9	7	8	6	7	5	6	4
Ciliados	> 10 ⁶	9	7	8	6	7	5	6	4
Seciles > 80%	< 10 ⁶	8	6	7	5	6	4	5	3
<i>Opercularia</i>	> 10 ⁶	7	5	6	4	5	3	4	2
<i>spp.</i>	< 10 ⁶	6	4	5	3	4	2	3	1
<i>Vorticella</i>	> 10 ⁶	6	4	5	3	4	2	3	1
<i>microstoma</i>	< 10 ⁶	5	3	4	2	3	1	2	0
Ciliados nadadores bacterivoros	> 10 ⁶	5	3	4	2	3	1	2	0
	< 10 ⁶	4	2	3	1	2	0	1	0
Pequeños flagelados	> 10 ⁶		4		3		2		1
nadadores (>100)t	< 10 ⁶		3		3		1		0

* =*Opercularia spp.* Y *Vorticella microstoma* no abundates, t = a lo largo de la diagonal de la cámara de Fuchs - Rosenthal (en este caso se uso la camara Sedwick Rafter, como camara de conteo)

Apéndice VI. Pruebas de difusión de oxígeno



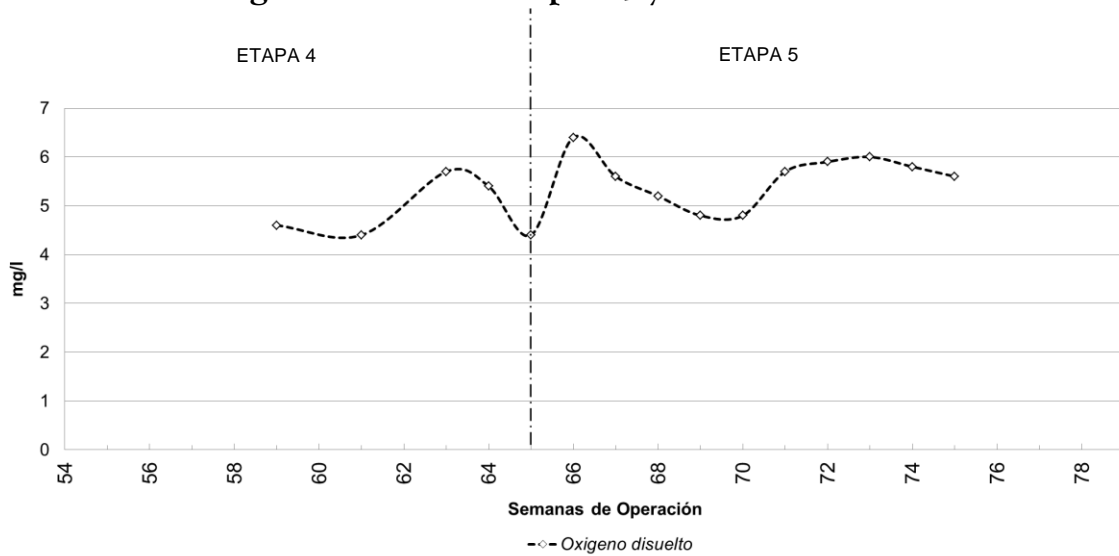
Prueba 1 de difusión, realizada con un difusor nuevo, en un volumen de 800 ml de agua.



Prueba 2 de difusión, realizada con el mismo difusor, en un volumen de 800 ml de agua, 40 días después de su implementación

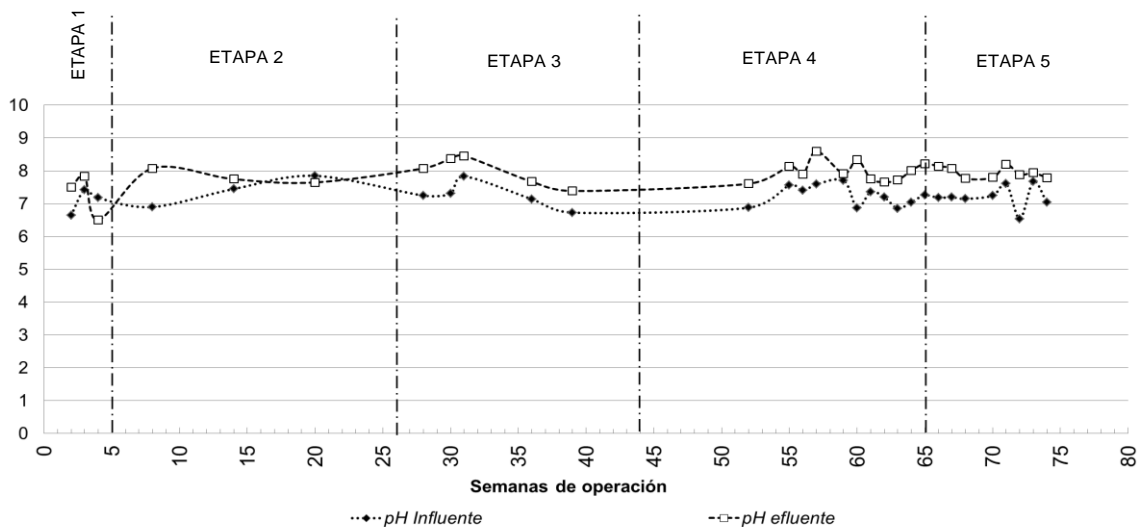
Nótese la disminución de la velocidad para alcanzar el punto de saturación del agua de un mismo difusor tras pasar 40 días, ambas pruebas se realizan a temperatura ambiente (20-25 °C).

Apéndice VII. Oxígeno disuelto Etapas 4 y 5



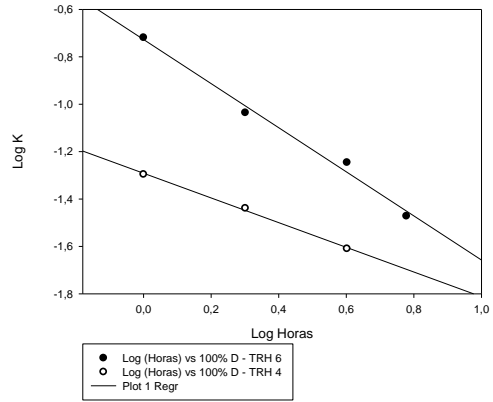
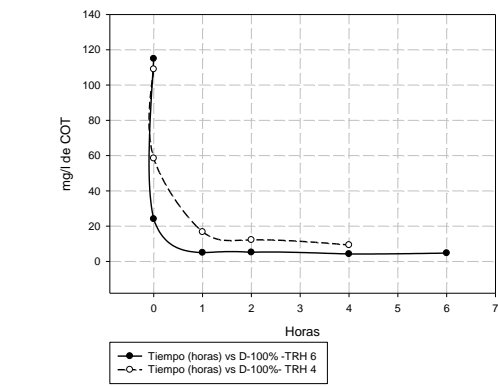
Nótese el mayor control de la concentración de oxígeno durante las últimas etapas de la experimentación, obteniéndose valores entre 4 y 6 mg/L de OD.

Apéndice VIII. Seguimiento de pH

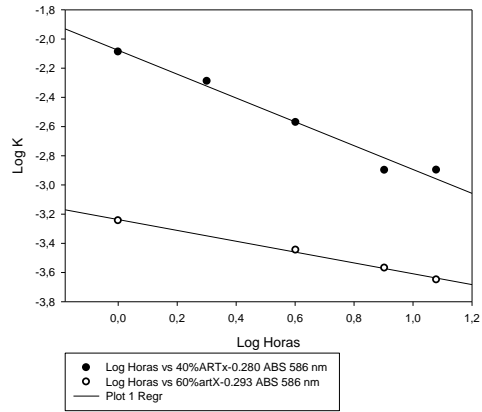
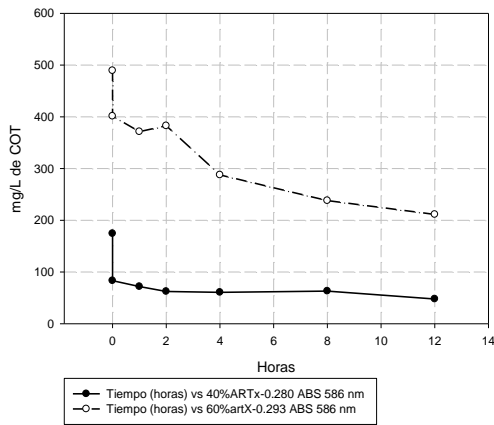


Las variaciones de pH del influente y efluente se comportaron de manera similar, durante toda la experimentación, iniciando con un pH de poca acidez a neutro y obteniéndose valores ligeramente alcalino cercanos a pH 8. Existen puntos donde esto no ocurrió, principalmente en las etapas 1 y 2, posible te por los déficits de oxigenación, ocurridos por un sistema de oxigenación deficiente y aportes de materia orgánica muy elevados.

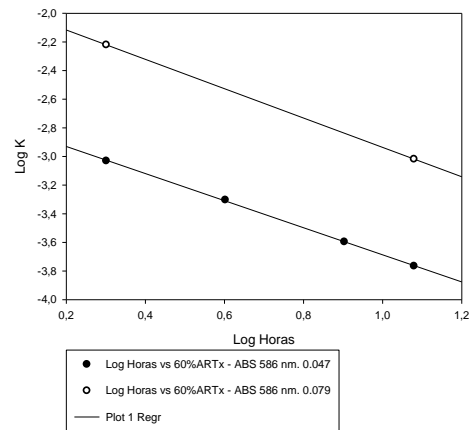
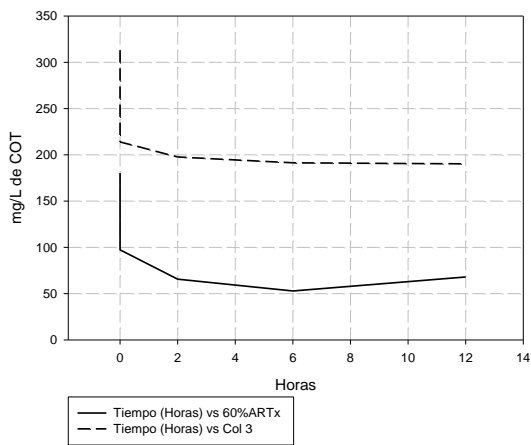
Apéndice IX. Cinéticas de COT



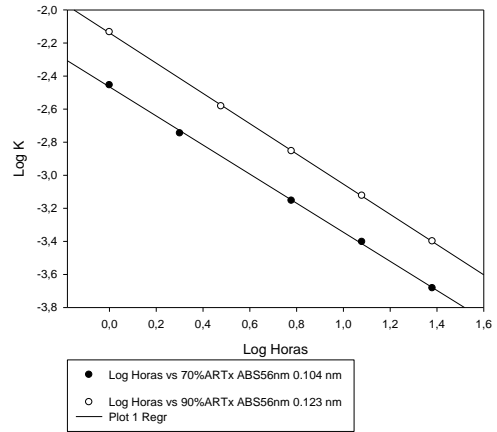
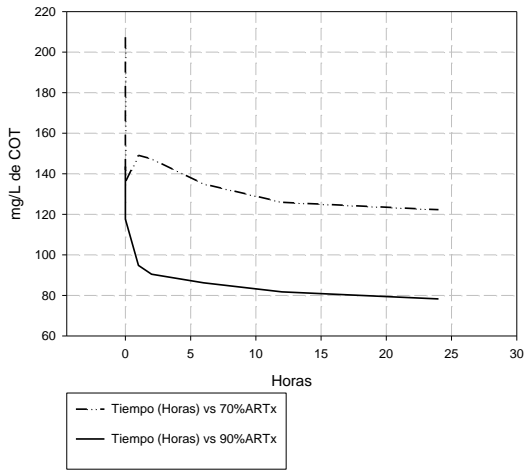
ETAPA 1



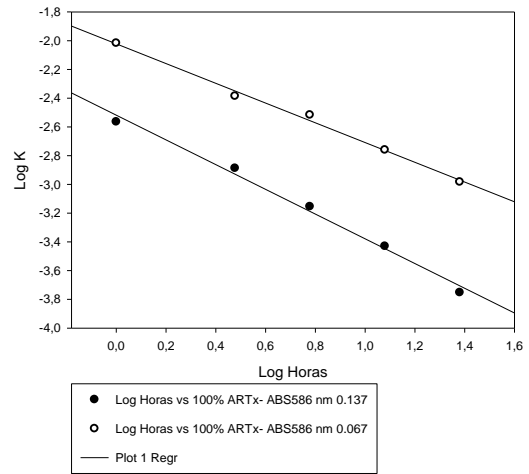
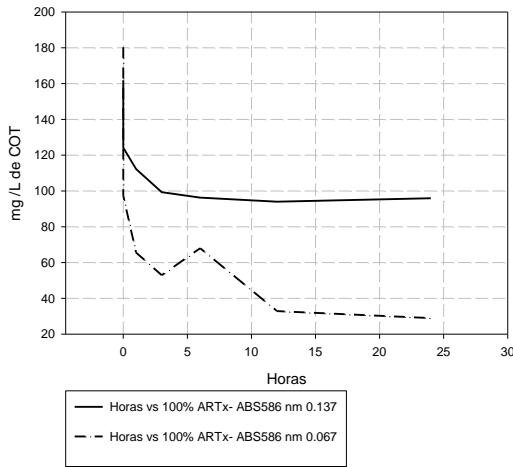
ETAPA 2



ETAPA 3

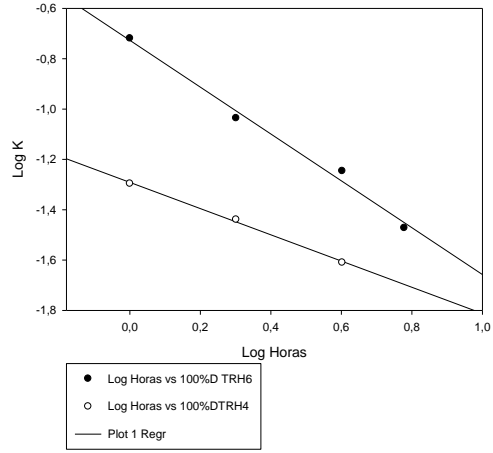
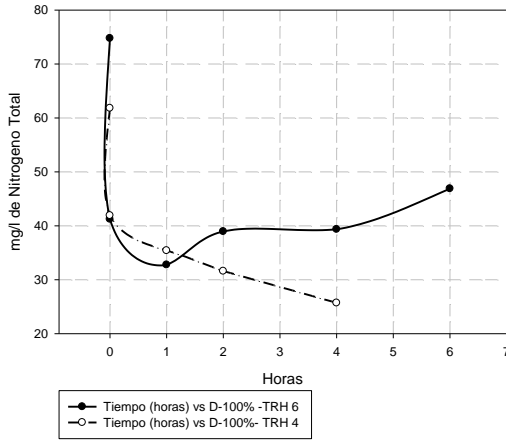


ETAPA 4

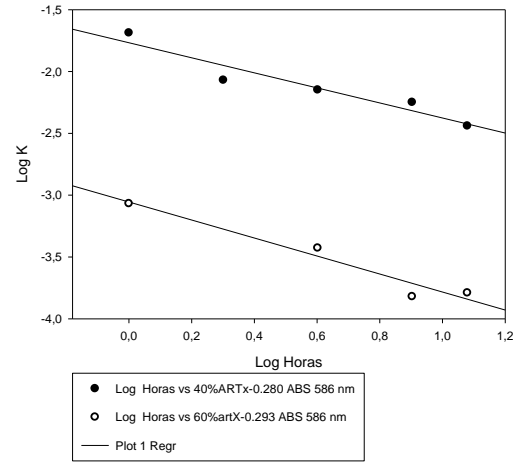
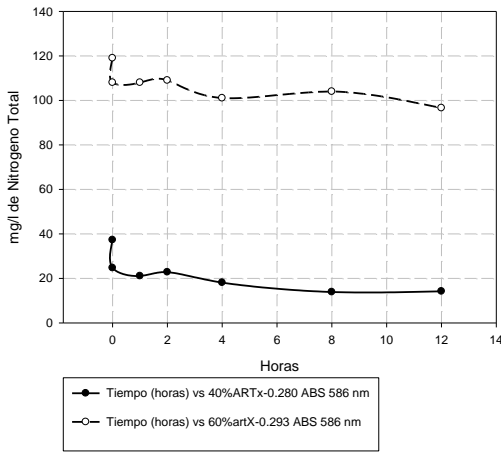


ETAPA 5

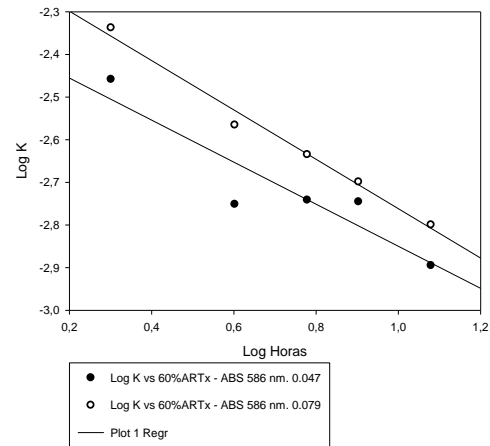
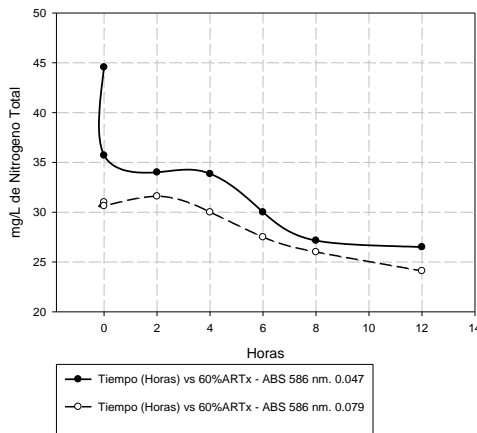
Apéndice X. Cinéticas de NT



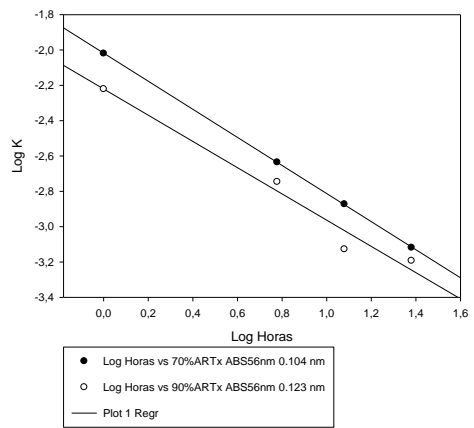
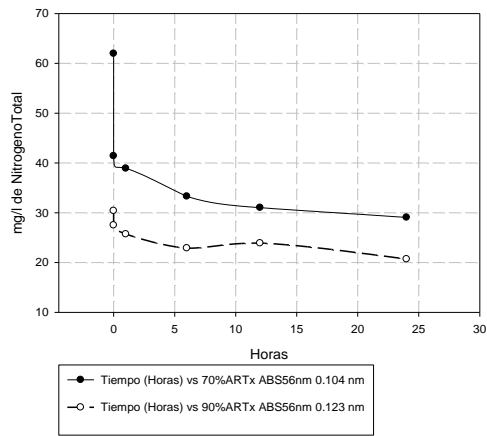
ETAPA 1



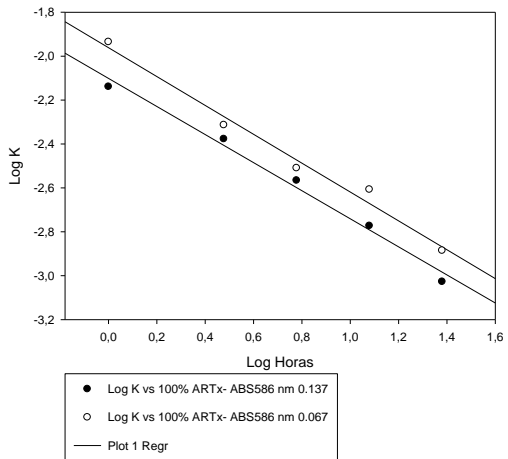
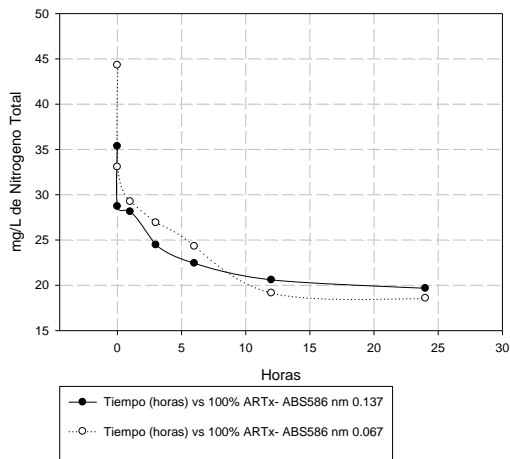
ETAPA 2



ETAPA 3



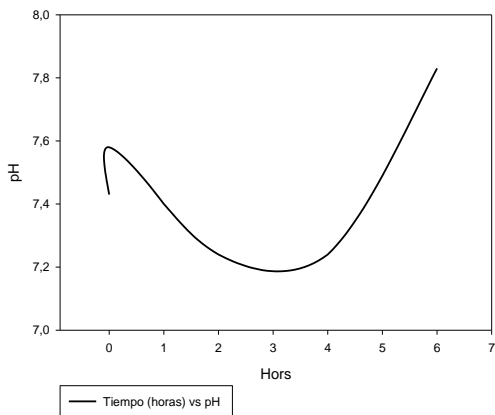
ETAPA 4



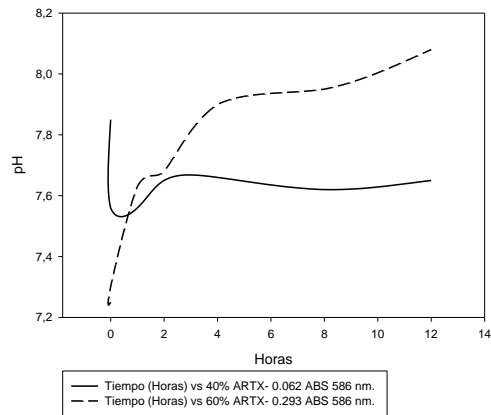
ETAPA 5

Apéndice XI. Cinéticas de pH

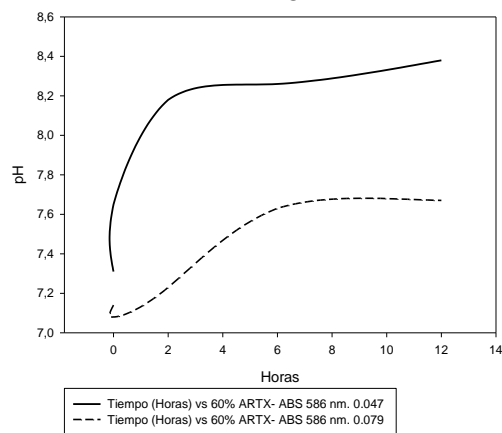
ETAPA 1



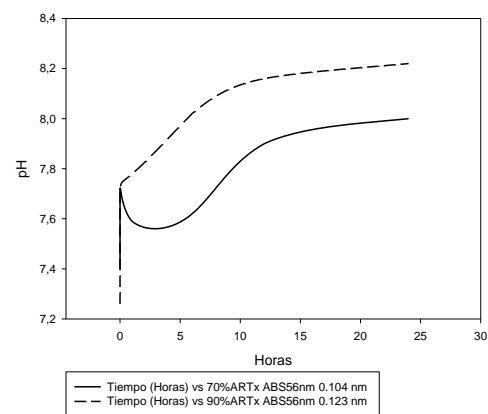
ETAPA 2



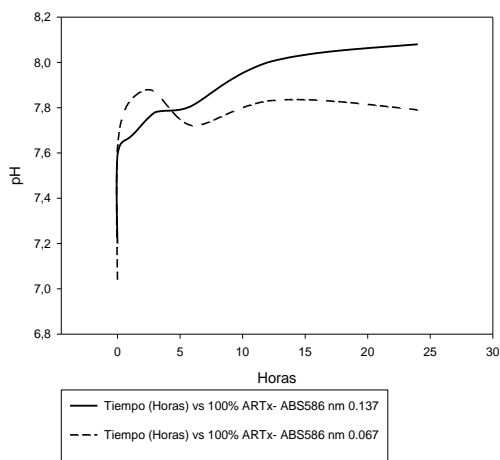
ETAPA 3



ETAPA 4



ETAPA 5



Apéndice XII. Frecuencias de aparición de especies

	Numero de Tratamiento	ETAPA 1							ETAPA 2				ETAPA 3				ETAPA 4			ETAPA 5	
		3	4	5	6	7-8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	20				
Rotíferos	<i>Lecane sp.</i>																				
	<i>Rotifero no determinado</i>																				
	<i>Epiphanes sp.</i>																				
	<i>Rotaria s.</i>																				
	<i>Philodinia sp</i>																				
Nematodos	<i>No determinado</i>																				
Anelidos	<i>Aelosoma variegatum</i>																				
	<i>Aelosoma sp.</i>																				
Ciliados Seciles	<i>Epistyllis plicatilis</i>																				
	<i>Epistyllis rotans</i>																				
	<i>Opercularia sp.</i>																				
	<i>Operculiata minima</i>																				
	<i>Vorticella striata var. Octavata</i>																				
	<i>Vorticela aequilata</i>																				
	<i>Vorticela microstoma</i>																				
	<i>Stentor sp.</i>																				
	<i>Vorticella Linnaeus</i>																				
	<i>Operculiata curvicaula</i>																				
Ciliados nadadores	<i>Spirostorum teres</i>																				
	<i>Uronema nigricans</i>																				
	<i>Uronema sp.</i>																				
	<i>Paramecium caudatum</i>																				
	<i>Colpidium camylum</i>																				
	<i>No determinado</i>																				
	<i>Trachelophyllum oussillum</i>																				
	<i>Chaenea teres</i>																				
	<i>Litonotus fasciola</i>																				
	<i>Chaenea sp.</i>																				
	<i>Tetrahymena pyriformis</i>																				
	<i>Glaucoma scintillans</i>																				

Aparición de microorganismos a lo largo de los muestreos realizados en las etapas de la experimentación (parte 1)

		ETAPA 1		ETAPA 2					ETAPA 3				ETAPA 4			ETAPA 5	
Numero de Tratamiento		3	4	5	6	7-8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	20
Flagelados	<i>Trachelomonas sp.</i>																
	<i>Bodo sp.</i>																
	<i>Cercomona sp.</i>																
	<i>Euglena sp.</i>																
	<i>Phacus sp.</i>																
	<i>Lepocinclis sp.</i>																
	<i>Petalmonas sp.</i>																
	No determinado																
	<i>Phacus sp.</i>																
	<i>Peridinium sp.</i>																
	<i>Polytoma sp.</i>																
	No determinado																
	<i>Peranema sp.</i>																
	Amibas testadas	<i>Centropyxis sp.</i>															
<i>Arcella sp.</i>																	
No determinado																	
Amibas desnudas	No determinado																
Suctorios	<i>Podophrya sp.</i>																
	<i>Podophrya sp.</i>																
	<i>Tokophrya mollis</i>																
Chrysophyta (Diatomeas penales)																	
Chlorophyta (<i>Clorella sp.</i>)																	
Cianobacterias																	
Bacterias filamentosas																	

Aparición de microorganismos a lo largo de los muestreos realizados en las etapas de la experimentación (parte 2)

Apéndice XIII Correlación de índice saprobio contra variables experimentales

	Oligosaprobio	β -Mesosaprobio	α -Mesosaprobio	Polisaprobio
Numero de muestras	50	50	50	50
Semanas de Operación	-0.264	-0.424*	-0.531**	0.134
%ARTX	-0.209	-0.486**	-0.544**	0.0361
%ARD	0.209	0.486**	0.544**	-0.0361
%ARTñ	0.328*	-0.0029	-0.00303	-0.347*
%ARA	-0.269	-0.464**	-0.52**	0.108
Días de tratamiento acumulados	0.335*	0.25	-0.118	-0.258
TRH	-0.243	-0.448**	-0.553**	0.138

NOTA: Las cifras en asterisco muestran una correlación significativa, siendo esta positiva o negativa (**= P<0.001 y * = P<0.01)

Apéndice XIV. Correlación índice de diversidad y riqueza contra clases de saprobiedad

	Riqueza de especies	Dominancia de Simpson	Diversidad de Simpson	Diversidad Máxima de Simpson	Equitatividad de Simpson
Numero de muestras	50	51	52	53	54
Oligosaprobio	-0.002	0.211	-0.211	-0.335*	-0.171
β-Mesosaprobio	0.327*	-0.015	0.015	0.037	-0.015
α-Mesosaprobio	0.413*	-0.105	0.105	0.370*	0.012
Polisaprobio	0.010	0.047	-0.047	-0.002	-0.047

NOTA: Las cifras en asterisco muestran una correlación significativa, siendo esta positiva o negativa (**= P<0.001 y * = P<0.01)

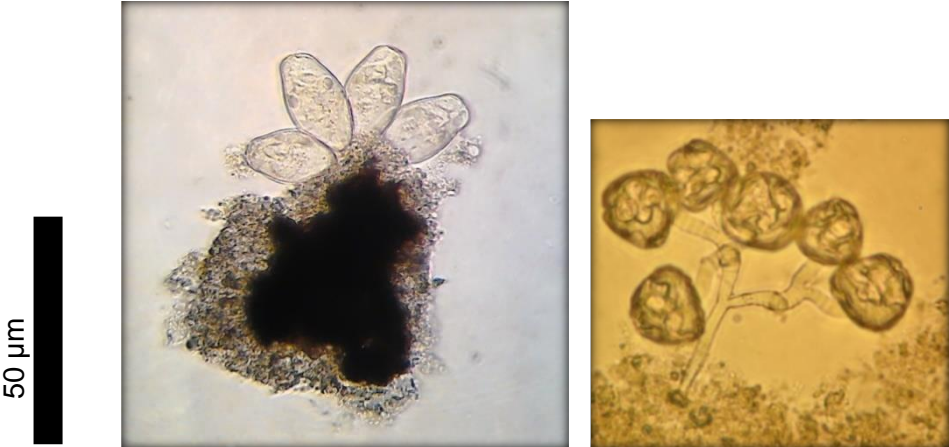
Apéndice XV. Correlación Saprobiada contra algunas especies

	Oligosaprobio	β -Mesosaprobio	α -Mesosaprobio	Polisaprobio	SBI
Numero de muestras	49	49	49	49	49
<i>Lecane sp.</i>	0.0731	0.507**	0.327*	0.139	0.518**
<i>Epiphanes sp.</i>	-0.065	0.344**	0.195	0.095	0.309*
<i>Rotaria sp</i>	0.374*	0.384*	0.064	-0.3*	0.358*
<i>Philodidinia sp</i>	0.245*	0.312*	0.0757	-0.262*	0.184
<i>Aelosoma variegatum</i>	-0.057	0.213	0.339*	0.328*	0.379*
<i>Epistyllis plicatillis</i>	-0.098	0.419*	0.259	0.362*	0.375*
<i>Epistyllis rotans</i>	-0.056	0.311*	0.15	0.038	0.253
<i>Stentor sp.</i>	0.368*	0.194	0.040	-0.202	0.145
<i>Vorticella Linnaeus</i>	-0.063	0.223	0.325*	0.321*	0.391*
<i>Operculiata curvicaula</i>	-0.057	0.311*	0.151	0.038	0.252
<i>Podophrya sp.</i>	-0.060	0.244	0.317*	0.37*	0.386*
<i>Podophrya sp2.</i>	0.362*	0.241	0.126	-0.239	0.268
<i>Spirostorum teres</i>	-0.054	0.363*	0.244	0.093	0.35*
<i>Uronema nigricans</i>	-0.208	-0.314*	-0.030	0.053	-0.474**
<i>Litonotus fasciola</i>	0.431*	0.353*	0.086	-0.313*	0.236
<i>Euplotes sp.</i>	-0.084	0.356*	0.204	0.085	0.291*
<i>Cercomona sp.</i>	0.036	-0.018	0.27*	-0.225	-0.243
<i>Polytoma sp.</i>	-0.241	-0.258	-0.00184	0.0117	-0.565**
<i>Peranema sp.</i>	0.177	0.28*	0.339*	-0.114	0.326*
<i>Centropixys sp.</i>	0.471**	0.367*	0.126	-0.364*	0.245
<i>Arcella sp.</i>	0.27	0.325*	-0.067	-0.009	0.0196

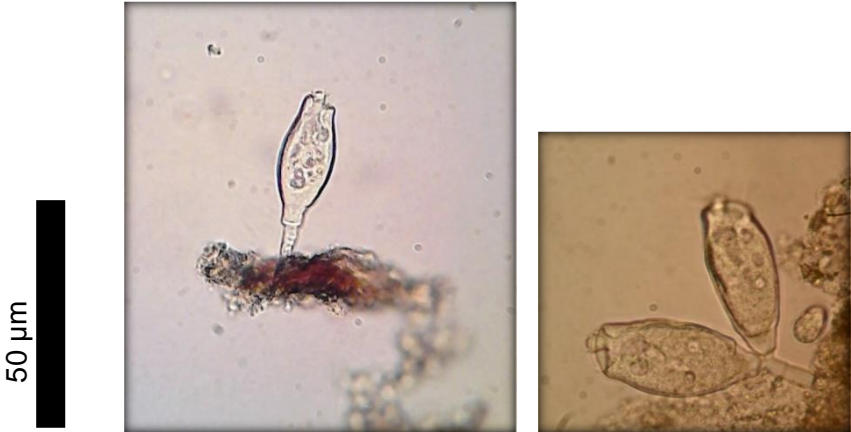
NOTA: Las cifras en asterisco muestran una correlación significativa, siendo esta positiva o negativa (**= P<0.001 y * = P<0.01)

Apéndice XVI. Fotos de organismos

Opercularia sp.



Opercularia minima



Vorticella sp



Opercularia curvicaula



Vorticella aequilata



Vorticella striata



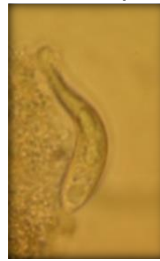
20 μm

Vorticella minima



20 μm

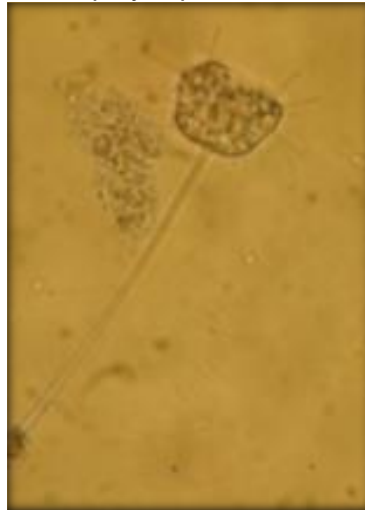
Litonotus sp.



Podophrya sp.



Tokophrya sp.



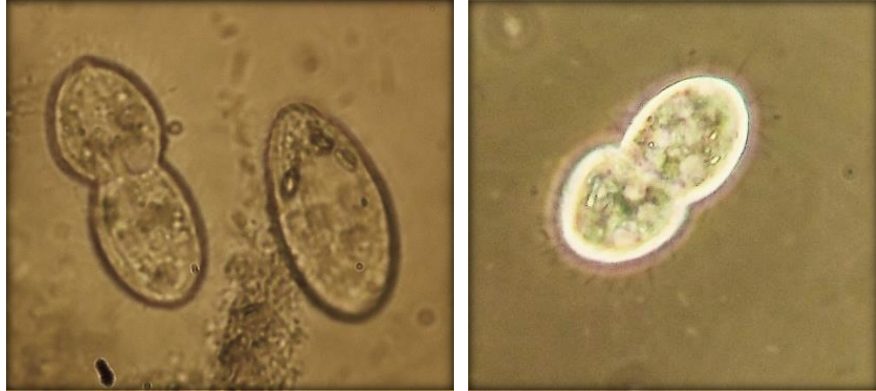
30 μm

Stentor sp.

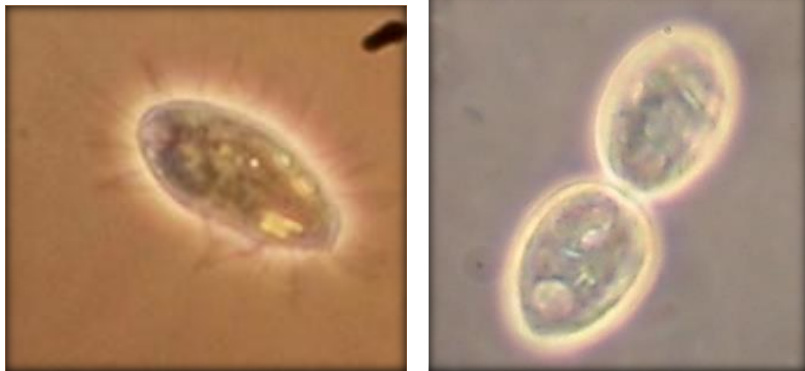


Uronema nigricans

20 μm

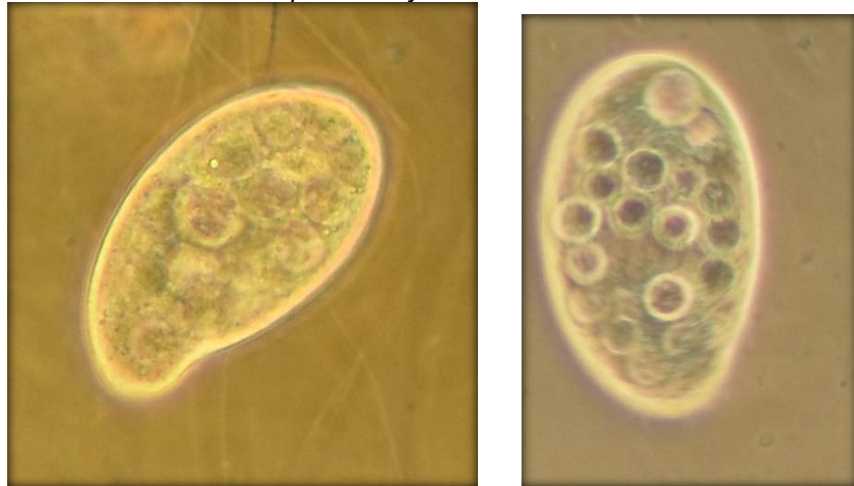


20 μm

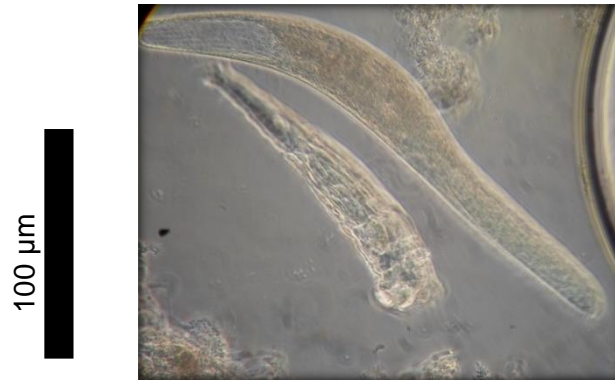


Colpoda camylum

20 μm

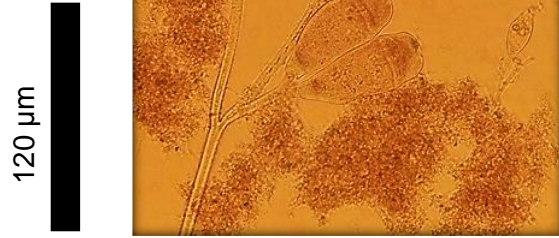
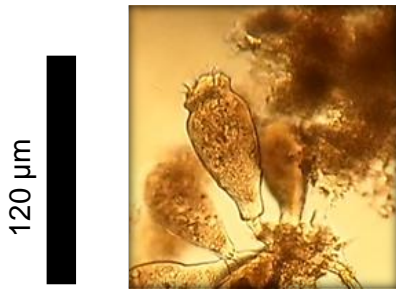


Spirostorum teres

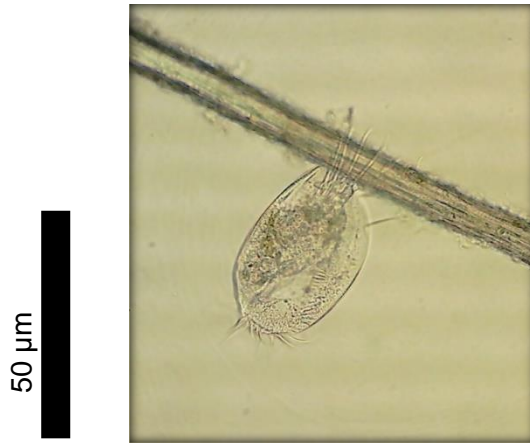


Epistyllis plicatilis

Epistyllis rotans



Euplotes sp.



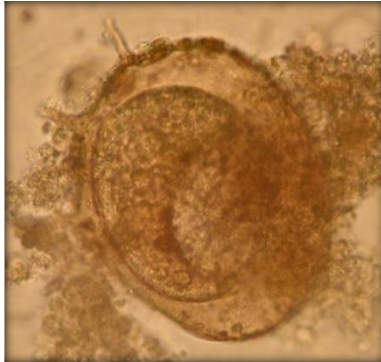
Oxytrichia sp

100 μ m



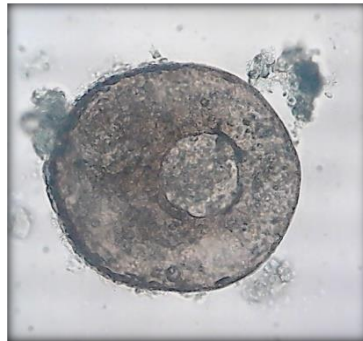
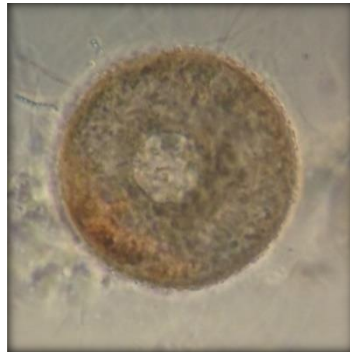
Centropyxis sp

100 μ m

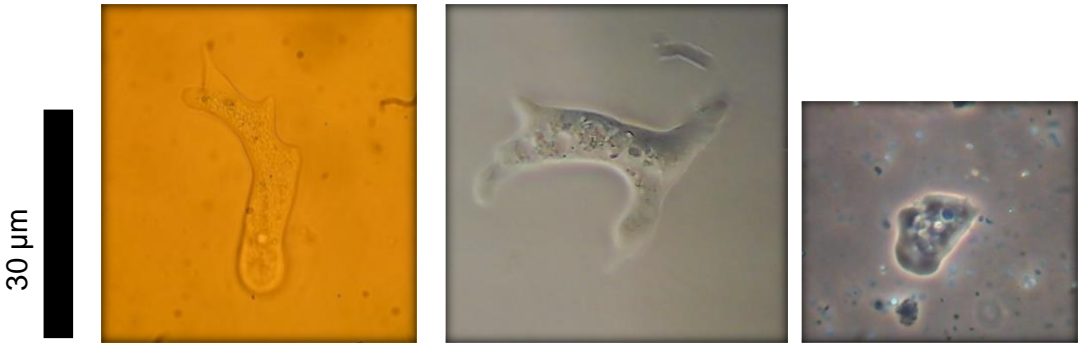


Arcella sp

50 μ m



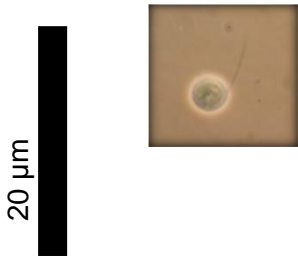
Amibas desnudas



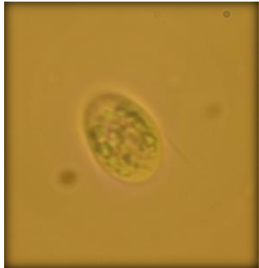
Peranema sp.



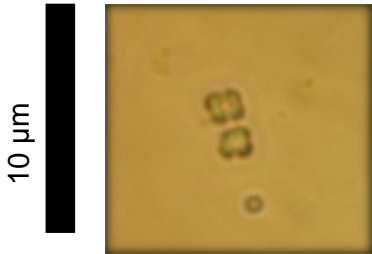
Bodo sp.



Polytoma sp.



Cianobacterias

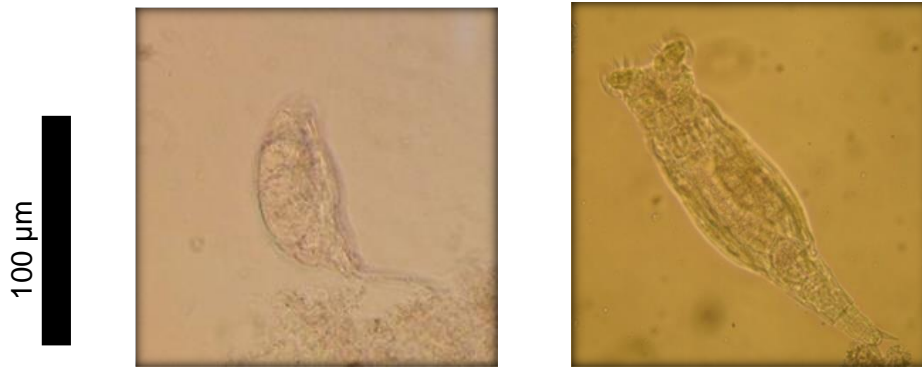


Bacterias filamentosas



Lecane sp.

Rotaria sp.



Microalgas

Campylodiscus sp

Navicula sp.

Nitzschia sp

