



321 1

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA



EXAMENES PROFESIONALES
FACULTAD DE QUÍMICA

ESTUDIO DINÁMICO DE UN SISTEMA
ANAEROBIO-AEROBIO DE
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
AGROINDUSTRIALES A ESCALA DE
LABORATORIO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
INGENIERA QUÍMICA

PRESENTA:
SUSANA ABURTO MEJÍA



MÉXICO, D.F.

278033

2000



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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:

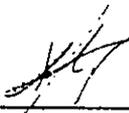
Presidente	Profra. Ma. Del Carmen Durán Domínguez
Vocal	Profr. Rodolfo Torres Barrera
Secretario	Profra. Hilda E. Calderón Villagómez
1er. Suplente	Profr. Landy Irene Ramírez Burgos
2do. Suplente	Profr. Victor Manuel Luna Pabello

SITIO DONDE SE DESARROLLO EL TEMA:

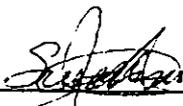
LABORATORIO DEL PROGRAMA DE INGENIERÍA QUÍMICA
AMBIENTAL Y QUÍMICA AMBIENTAL.
FACULTAD DE QUÍMICA, U.N.A.M.



Dra. Carmen Durán de Bazúa
ASESORA DEL TEMA



Dr. Víctor Manuel Luna Pabello
SUPERVISOR TÉCNICO DEL TEMA



Susana Aburto Mejía
SUSTENTANTE

DEDICATORIAS

A MIS PADRES,

*MAUREBERT ABURTO HERNÁNDEZ
Y
LUZ MEJÍA FONSECA*

*POR SU INVALUABLE EJEMPLO DE
ESFUERZO, DISCIPLINA, ENTUSIASMO Y
VALOR.*

A MIS HERMANOS,

ELSA, MAURE, ROCÍO Y ALEX

*POR TODO AQUELLO QUE HEMOS
COMPARTIDO Y QUE LLEVO SIEMPRE EN MI
CORAZÓN.*

AGRADECIMIENTOS

*A DIOS, QUE ME DIÓ LA VIDA Y A MI
FAMILIA.*

A MIS PADRES, A QUIENES TODO LES DEBO.

*A MIS HERMANOS, QUE ME HAN
INSPIRADO CON CADA UNO DE SUS ACTOS:*

*ELSA, PORQUE SIEMPRE FUISTE, HAS
SIDO Y SERÁS PARA MÍ UN EJEMPLO.*

*MAURE, PORQUE ME HAS
TRANSMITIDO TU FE EN EL
CONOCIMIENTO.*

*ROCÍO, PORQUE CON TU ALEGRÍA Y
SEGURIDAD ME CONTAGIAS.*

*ALEX, PORQUE DE TU CREATIVIDAD Y
ENTUSIASMO TODOS LOS DÍAS
APRENDO.*

*A MI ASESORA, DRA. CARMEN DURÁN,
PORQUE JAMÁS HA DUDADO EN
COMPARTIR SU CONOCIMIENTO CONMIGO,
POR SU PACIENCIA Y SU TIEMPO.*

*AL LABORATORIO DEL PROGRAMA DE
INGENIERÍA QUÍMICA AMBIENTAL Y
QUÍMICA AMBIENTAL, DONDE ADQUIRÍ
LA PREOCUPACIÓN DE PARTICIPAR EN LA
CONSERVACIÓN DE MI ENTORNO.*

*A LA UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO, A QUIEN LE DEBO TODO LO
QUE SOY, Y TODO LO QUE PUEDO LLEGAR A
SER.*

*A LA FACULTAD DE QUÍMICA POR
ACEPTARME EN SUS AULLAS.*

*AL PROGRAMA 121 DE "FORMACIÓN DE
PROFESORES" DE LA FACULTAD DE
QUÍMICA, DONDE APRENDÍ A COMPARTIR
Y DISFRUTAR EL CONOCIMIENTO.*

A LA FUNDACIÓN EMPRESARIAL DE APOYO
A LA JUVENTUD MEXICANA, IAP. DONDE
APRENDÍ A INVOLUCRARME EN LOS
PROBLEMAS DE MÉXICO.

A LA FUNDACIÓN MARGARITA MAZA DE
JUÁREZ QUE CAMBIÓ MI VIDA
UNIVERSITARIA.

AL COLEGIO VISTA HERMOSA,
INSTITUCIÓN QUE PASÓ A FORMAR PARTE
DE MI VIDA SIN DARME CUENTA, DONDE
TANTO HE APRENDIDO Y DISFRUTADO.

A MIS MAESTROS Y COMPAÑEROS, POR
CADA MOMENTO DE MI VIDA ESCOLAR.

A LAS ESCUELAS SANTIAGO R. DE LA VEGA,
LEOPOLDO AYALA, MIGUEL E. SCHULZ,
DONDE ADQUIRÍ LAS BASES DEL
CONOCIMIENTO Y HÁBITOS QUE
HICIERON MI VIDA UNIVERSITARIA Y
PROFESIONAL TAN SENCILLA.

A TODOS AQUELLOS QUE HAN ESTADO A
MI LADO Y ES IMPOSIBLE ENUMERAR.

Estudio dinámico de un sistema anaerobio-aerobio de tratamiento de aguas residuales agroindustriales a escala de laboratorio

RESUMEN	7
ABSTRACT	8
Capítulo I	
PROBLEMÁTICA	9
1.1 Producción de harina de cempasúchil	10
1.2 Objetivos	14
Capítulo 2	
ANTECEDENTES	15
2.1 Generalidades	15
2.2 Contaminación del agua	16
2.2.1 Características físicas	16
2.2.2 Características químicas	22
2.2.3 Características biológicas	28
2.3 Clasificación de los sistemas de tratamiento	33
2.3.1 Operaciones unitarias físicas, químicas y biológicas	33
2.3.2 Tratamiento preliminar, primario, secundario y terciario de aguas residuales	34
2.4 Tratamiento biológico	37
2.4.1 Oxidación biológica aerobia	37
2.4.2 Oxidación biológica anaerobia	39
2.4.3 Factores que afectan el tratamiento biológico	46
2.4.4 Microbiología	51
2.5 Tratamiento aerobio en equipos de biodiscos	56
2.6 Pruebas a escala de laboratorio	64
2.7 Arreglo óptimo	68
2.8 Uso del efluente aerobio recirculado	73
Capítulo 3	
METODOLOGÍA	74
3.1 Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente, RALLFA.	74
3.2 Reactor biológico rotatorio, RBR.	76
3.3 Análisis monitores	78
3.3.1 DQO	78
3.3.2 DBO	80
3.3.3 Sólidos totales y sólidos disueltos	81
3.3.4 Acidez, alcalinidad y pH	83

Capítulo 4	
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	86
4.1 Alimentación de 33% de agua cruda	86
4.2 Alimentación de 40% de agua cruda	91
Capítulo 5	
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	97
REFERENCIAS	99
APÉNDICE 1. Datos recolectados durante la experimentación	102
APÉNDICE 2. Tratamientos primario, secundario y terciario	105
APÉNDICE 3. Cálculo de rendimientos de biomasa y biogás	108

FIGURAS

CAPÍTULO 1 PROBLEMÁTICA

- 1.1 Balance general del proceso de producción de harina de cempasúchil

CAPÍTULO 2 ANTECEDENTES

- 2.1 Contaminantes orgánicos en agua residual y tamaño de separación
- 2.2 Clasificación de sólidos presentes en el agua
- 2.3 Determinación de turbiedad
- 2.4 Mecanismo de determinación de la turbiedad
- 2.5 Tipo de bacterias
- 2.6 Reproducción de las bacterias
- 2.7 Efecto de la producción de ácidos volátiles en la digestión
- 2.8 Proceso de producción de gas mediante materia orgánica sometida a descomposición anaerobia a 20°C
- 2.9 Crecimiento de bacterias con respecto a la temperatura
- 2.10 Metabolismo de la biodegradación
- 2.11 Biodegradabilidad de compuestos con estructura química similar
- 2.12 Biodegradabilidad del 3-clorobenzoato por acción de una comunidad microbiana mixta
- 2.13 Disposición típica de un RBR
- 2.14 Esquema de un RALLFA
- 2.15 Arreglo óptimo del sistema de tratamiento para el agua de cempasúchil

CAPÍTULO 3 METODOLOGÍA

- 3.1 Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA)
- 3.2 Reactor biológico rotatorio (RBR) experimental
- 3.3 Cono Imhoff
- 3.4 Interrelación de los sólidos encontrados en agua y agua residual

CAPÍTULO 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

- 4.1 Producción de biogás durante la primera etapa
- 4.2 Relación de alcalinidad
- 4.3 Comportamiento de los diferentes parámetros a lo largo del proceso durante la primera etapa
- 4.4 Remoción de materia orgánica en la primera etapa
- 4.5 Producción de biogás durante la segunda etapa
- 4.6 Relación de alcalinidad
- 4.7 Comportamiento de los diferentes parámetros a lo largo del proceso durante la segunda etapa
- 4.8 Remoción de materia orgánica en la segunda etapa
- 4.9 %Remoción en el reactor aerobio
- 4.10 %Remoción en el reactor anaerobio

TABLAS

CAPÍTULO I PROBLEMÁTICA

- 1.1 ESPECIES DE CEMPASÚCHIL EN LA REPÚBLICA MEXICANA
- 1.2 ESTADOS DE LA REPÚBLICA MEXICANA QUE PRODUCEN CEMPASÚCHIL
- 1.3 PRODUCCIÓN DE CEMPASÚCHIL POR ENTIDADES FEDERATIVAS
- 1.4 CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS DE ENSILADO Y PRENSADO DE CEMPASÚCHIL

CAPÍTULO II ANTECEDENTES

- 2.1 PROPIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DEL AGUA RESIDUAL
- 2.2 CLASIFICACIÓN DE OLORES
- 2.3 OPERACIONES UNITARIAS PARA LA REMOCIÓN DE DIVERSOS TIPOS DE CONTAMINANTES EN EL AGUA RESIDUAL
- 2.4 CLASIFICACIÓN DE MICROORGANISMOS EN RELACIÓN CON SUS REQUERIMIENTOS ENERGÉTICOS Y SUBSTRATO
- 2.5 SELECCIÓN DE NÚMERO DE ETAPAS EN UN RBR
- 2.6 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL RALLFA
- 2.7 ETAPAS DE OPERACIÓN PARA LA EVALUACIÓN DEL RALLFA
- 2.8 RESULTADOS PROMEDIO DE LA EVALUACIÓN DEL RBR CON EL NÚMERO DE ETAPAS FIJADAS
- 2.9a RESULTADOS PROMEDIO DE LA EVALUACIÓN DEL REACTOR BIOLÓGICO CON 24 HORAS DE TRH
- 2.9b RESULTADOS PROMEDIO DE LA EVALUACIÓN DEL REACTOR BIOLÓGICO CON 12 HORAS DE TRH
- 2.10 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS
- 2.11 SISTEMAS ANAEROBIOS Y AEROBIOS
- 2.12 CONDICIONES INICIALES DE OPERACIÓN
- 2.13 CARACTERÍSTICAS PROMEDIO DEL EFLUENTE CRUDO

CAPÍTULO III METODOLOGÍA

- 3.1 CARACTERÍSTICAS DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO (RBR) EXPERIMENTAL
- 3.2 CONCENTRACIONES DE IONES H COMO MÚLTIPLOS DE 10

CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

- 4.1 ANÁLISIS RUTINARIOS Y FRECUENCIA DE LECTURA
- 4.2 VALORES PROMEDIO DE LA CARACTERIZACIÓN DEL INFLUENTE AL REACTOR ANAEROBIO EN LA PRIMERA ETAPA EXPERIMENTAL
- 4.3 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA DE CEMPASÚCHIL A TRAVÉS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DURANTE LA PRIMERA ETAPA
- 4.4 RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE LOS REACTORES ANAEROBIO Y AEROBIO DURANTE ESTA PRIMERA ETAPA

TABLAS

- 4.5 VALORES PROMEDIO DE LA CARACTERIZACIÓN DEL INFLUENTE AL REACTOR ANAEROBIO EN LA SEGUNDA ETAPA EXPERIMENTAL
- 4.6 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA DE CEMPASÚCHIL A TRAVÉS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DURANTE LA SEGUNDA ETAPA
- 4.7 RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE LOS REACTORES ANAEROBIO Y AEROBIO DURANTE ESTA SEGUNDA ETAPA

RESUMEN

La aceptación y comercialización de los productos alimenticios depende entre otros factores de su apariencia. Un ejemplo es el hecho de que en México el pollo y la yema de huevo se prefieren con una mayor pigmentación. Tal efecto se logra colocando en el alimento de las aves un aditivo, que puede ser de origen natural o sintético, siendo uno de los más utilizados el que se obtiene del cempasúchil. El proceso de extracción del pigmento a partir de la flor consiste en el ensilado, prensado y secado del cempasúchil en una serie de pasos que generan toneladas de agua que contienen elevadas cargas orgánicas. Aquí se presenta un sistema de tratamiento de dicha agua, que consiste principalmente en un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) de 10 litros para eliminar la mayor concentración de carga orgánica, y un reactor biológico rotatorio (RBR) de 20 litros para eliminar otra parte de la carga y restituir al agua el oxígeno disuelto. Trabajando con 3d de tiempo de residencia hidráulico, los resultados obtenidos establecen que en el RALLFA se puede llegar a remover entre un 40 y 50% de la carga orgánica alimentada y en el RBR se puede eliminar entre 30 y 40% de la carga restante. Esto es, de 25,000 a 10,300mg DQOs/L y de 10,300 a 6,800mgDBO/L para la primera etapa experimental y de 32,000 a 12,800mgDQOs/L y de 17,000 a 10,500mgDBO/L para la segunda etapa (59-60% y 34-38%, respectivamente). Investigación previa ya había determinado que un sistema biológico no puede degradar los componentes aromáticos naturales que vienen en esta agua residual. Por consiguiente, es conveniente instalar este sistema biológico acoplado a uno químico preferentemente fotocatalítico para obtener un efluente menos contaminante.

ABSTRACT

Food products acceptance and commercialization are directly related with its color. For instance, people in Mexico prefer intense yellow egg yolks or more pigmented chicken skins. These color effects are obtained by adding to the food a certain additive. This way, the additive becomes necessary when manufacturing hens and chicks feedstuffs. Mexico is one of the most important *cempasuchil* flour producers, which is a natural additive and, in many cases, it is exported representing an important foreign currency source for Mexicans. The process to get *cempasuchil* flour dries the flower completely. Water from mechanical dehydration and biochemical breaking up of the petals cells is a high organic load effluent and means a big pollution problem when discharged into sewage. In order to study the decrease of this kind of pollution, it is proposed to run a wastewater treatment lab scale system, and evaluate the possibility to apply this system to a real plant. This work is just a part of this project, which has studied different aspects of this system and helps to build a final answer to the problem. It is very important because although it does not yet recognize the economical significance of water treatment in *cempasuchil* flour production, it aids to find the solution to a big pollution problem. Due to the high organic load of *cempasuchil* waste waters, an anaerobic reactor (10 liters) coupled with a rotating biological system (20 liters) were applied. The employed system gave significant results, the anaerobic reactor removed about 45% of the organic load, while the aerobic treatment eliminated between 30 and 40%, that is, from 25,000 to 10,300mgCODs per liter and from 10,300 to 6,800mgBOD per liter for the first experimental stage and from 32,000 to 12,800gmCODs per liter and from 17,000 to 10,500mg BOD per liter (60% and 38%, respectively). Previous research established that it is not possible using a biological system, even a combined anaerobic-aerobic one, to degrade substances such as the aromatic compounds that are naturally present in these wastewaters. Therefore, a further treatment preferably a photocatalytic one should be coupled with these ones to obtain a less polluted final effluent.

CAPÍTULO 1 PROBLEMÁTICA

Para satisfacer sus necesidades el ser humano requiere de bienes y servicios, cuya cantidad y calidad se delimitan por el grado de desarrollo de cada país. Sin embargo, aunque es indispensable contar con ciertos servicios, la verdadera riqueza de las naciones se define por la cantidad de bienes que produce y es la industria de procesamiento de materiales la principal encargada de hacerlo una vez que obtuvo las materias primas de la naturaleza.

Así, desde que el hombre conoció el fuego modifica y explota su entorno para proveerse de comodidades y satisfactores. A partir de entonces y hasta hace relativamente poco tiempo, se hizo uso y abuso desmedido de este patrimonio. La industria, indispensable para el desarrollo de cada país, usó indiscriminadamente los recursos y tiró al medio sus desechos. Creció la población y con ella las tropelías en contra del ambiente, el que, incapaz de defenderse cedió: Bosques, ríos y miles de las especies que alojaban desaparecieron, los bienes naturales empezaron a escasear y el daño se hizo entonces tan evidente como irreversible.

Surge la necesidad de moderar la explotación de los recursos (o perderlos definitivamente) y pugnar por preservar el ambiente (o destruirnos con éste). Se establece que la industria utilice "racionalmente" las materias primas que obtiene de la naturaleza y de un tratamiento a sus efluentes antes de depositarlos en ella.

Bajo esta perspectiva se desarrolla actualmente la industria en todo el mundo, pues se modifican, adaptan y eliminan incluso procesos cuyos efluentes son altamente contaminantes, debido principalmente a que la legislación es cada vez más estricta en lo concerniente a efluentes industriales líquidos y gaseosos, así como para residuos sólidos.

En relación con las aguas residuales industriales, se desarrollan sistemas para su tratamiento e implantación dentro de las plantas ya existentes.

Este es el caso de la industria que produce harina de cempasúchil, sumamente importante porque el grado de aceptación y por ende de comercialización de muchos productos alimenticios está relacionado directamente con su color. Un ejemplo de ello es el hecho de que en México y otros países suelen preferirse yemas de huevo de color amarillo intenso o pollos de engorda con mayor pigmentación en la piel. Dicha coloración se logra integrando al alimento de estos animales algún aditivo (agente pigmentante) natural (maíz amarillo, alfalfa o cempasúchil) o sintético, que se convierten en materia prima indispensable en la fabricación de estos alimentos. México es el principal productor de harina de cempasúchil y, puesto que en muchos casos esta harina se exporta, representa importantes divisas para nuestro país.

Sin embargo, el proceso de producción de harina de cempasúchil somete a la flor a una serie de 3 operaciones iniciales para deshidratarla: Ensilado, prensado y secado.

Las aguas derivadas del ensilado y prensado del cempasúchil consisten en altas concentraciones de materia orgánica, por lo que al desecharse por el drenaje representan un grave problema de contaminación.

¿Cómo disminuir o eliminar la contaminación provocada por estos efluentes ?

Se propone operar un sistema de tratamiento de aguas residuales agroindustriales a escala de laboratorio y establecer la factibilidad de aplicarlo a la industria real.

Es importante mencionar que esta investigación es parte de una serie que han estudiado diferentes aspectos del sistema de tratamiento, por lo que contribuye a dar respuesta a una parte del problema ya planteado.

La importancia de este trabajo radica en que, reconociendo la trascendencia económica de la producción de harina de cempasúchil en nuestro país, contribuye a encontrar la solución para un problema de contaminación que a todos afecta.

1.1 Producción de harina de cempasúchil

La flor conocida como cempasúchil (palabra náhuatl que significa flor de 20 pétalos) es una planta herbácea, anual, que alcanza de 50 a 60cm de altura, sus hojas son opuestas, divididas y olorosas. Es una flor de color amarillo intenso y una fuente de pigmentos naturales muy apreciada.³

La referencia más antigua se encuentra en el *Códice Florentino* del siglo XVI donde se señala como ceremonial y estética. En el mismo siglo, Francisco Hernández relata que “las flores mezcladas con miel, curan la debilidad de los ojos y aun las nubecillas y leucomas”. Francisco Ximenes, refiere que “provoca la orina, quita el dolor de barriga porque es aguda y de sutiles partes...también se aprovecha para la tos y hace estornudar...atrae la flema”.³

A finales del siglo XVIII, Vicente Cervantes describe: “todas son discutientes, estimulantes, aperitivas y febrifugas.” En los últimos años del siglo XIX, Eleuterio González menciona sus efectos estomáquico, febrífugo y antiespasmódico (contra la fiebre y contracción muscular); “recomendada principalmente contra dolores y el tenesmo que acompañan a las disenterías”. Francisco Flores por su parte, consigna como útil “para acelerar la cicatrización de las heridas, cuando las úlceras eran de carácter canceroso. Cura el mal de ojos, los orzuelos y las lagañas. Para la anasarca como emetocártico y diurético (antiinflamatorio y laxante). En las retenciones de orina, para provocar su expulsión. Para combatir la impotencia en forma de preparado, la amenorrea, como diaforético. Para hacer más corto el periodo del frio de las fiebres intermitentes, volver el flujo menstrual y como afrodisíaco”.³

Por último, Narciso Souza la refiere para Yucatán como una planta usada como remedio en las afecciones del bazo, estómago, hígado y como vermífuga. En las flores y en las raíces se han detectado componentes azufrados.³

El extracto etanólico-acuoso de la planta completa, administrado por vía intraperitoneal en ratones, presentó una dosis letal media de 0.1g/kg de peso.³

El cempasúchil es una planta originaria de México, de la cual existen más de 50 especies. La tabla 1.1 presenta algunas de ellas y la región donde se cultivan. Los Estados de la República Mexicana que cultivan el cempasúchil se presentan en la Tabla 1.2. En la Tabla 1.3 se presenta la producción de cempasúchil por entidades federativas.

TABLA 1.1 ESPECIES DE CEMPASÚCHIL EN LA REPÚBLICA MEXICANA ⁵

ESPECIE	REGIÓN
<i>Tagetes patula</i>	Popotitlán y sus cercanías
<i>Tagetes filifolia</i>	Valle de Bravo; Santo Tomás de los Plátanos
<i>Tagetes tenuifolia</i>	Oro de Hidalgo, Ixtapan de la Sal
<i>Tagetes stenophylla</i>	Amatepec
<i>Tagetes lucida</i>	Villa del Carbón

TABLA 1.2 ESTADOS DE LA REPÚBLICA MEXICANA DONDE SE PRODUCE CEMPASÚCHIL ⁵

1. Aguascalientes	8. Oaxaca
2. Baja California Sur	9. Puebla
3. Guanajuato	10. Tlaxcala
4. Hidalgo	11. Sinaloa
5. Jalisco	12. Veracruz
6. México	13. Zacatecas
7. Michoacán	

TABLA 1.3 PRODUCCIÓN DE CEMPASÚCHIL POR ENTIDADES FEDERATIVAS²

Cempasúchil	Estado	Superficie sembrada (ha)	Superficie Cosechada (ha)	Producción (Ton)	Rendimiento (Ton/ha)	Valor de la Producción (pesos)
Cempasúchil	Aguascalientes	18	18	286	15889	245 674
	Guanajuato	773	773	7 741	10.014	19 830 275
	Hidalgo	26	26	130	5.000	130 000
	Jalisco	59	59	1 226	20.780	4 337 588
	Michoacán	3 306	3 298	39 840	12.080	51 173 994
	Oaxaca	270	206	1 789	8.684	8 641 500
	Puebla	1 995	1 995	14 585	7.311	17 271 655
	Tlaxcala	7	7	35	5.000	70 000
	Zacatecas	66	66	699	10.591	489 300
	Total	6 520	6 448	66 331	10.287	102189985
Forrajero	Hidalgo	110	110	605	5.500	605 000
	Sinaloa	5 625	5 625	55 961	9.949	49 334 098
	Total	5 735	5 735	56 566	9.863	49 939 098
Ramos	México	15	15	15 000	1 000.000	225 000
	Veracruz	5	5	20 000	4000.000	80 000
	Total	20	20	35 000	1750.000	305 000
Achicalado	Baja California Sur	20	20	4	0.200	384 000
	Total	20	20	4	0.200	384 000

El cempasúchil actualmente tiene muchas aplicaciones: En el tratamiento de padecimientos digestivos y respiratorios, como forraje y ornato entre otras cosas.

La fabricación de agentes pigmentantes requiere de operaciones de separación y purificación a partir de la harina, y en el proceso de obtención de esa harina se presentan fuentes generadoras de desecho líquido:

- a) Ensilado : Descomposición anaerobia de la flor y compresión de ésta por la acción de su propio peso.
- b) Prensado : Eliminación mecánica parcial del contenido de humedad de la flor previo al secado.

La Figura 1.1 presenta de manera simplificada el proceso de producción de harina de cempasúchil.

La Tabla 1.4 presenta la caracterización del agua proveniente del ensilado y prensado de cempasúchil.

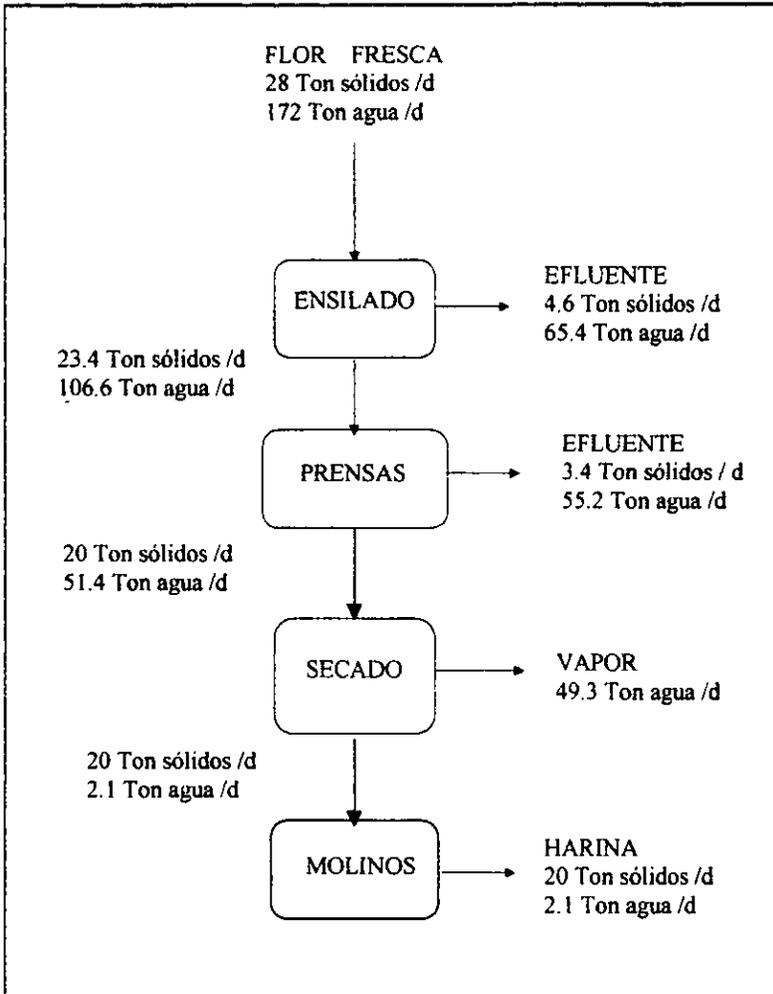


FIG. 1.1 Balance general del proceso de producción de harina de campasúchil⁸

TABLA 1.4 CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS DE ENSILADO Y PENSADO DE CEMPASÚCHIL (ANÓNIMO, 1990)⁸

PARÁMETROS	PRENSAS	ENSILADO
Sólidos suspendidos totales, mg/L	24 000	3 150
Sólidos suspendidos volátiles, mg/L	19 700	2 900
Sólidos disueltos totales, mg/L	23 400	36 300
Fosfatos, mg/L	1 500	1 580
N-Amónico, mg/L	330	270
N-Orgánico, mg/L	830	320
Demanda química de oxígeno total, mgDQOt/L	72 600	92 000
Demanda química de oxígeno soluble, mgDQOs/L	48 300	51 700
Demanda bioquímica de oxígeno total, mgDQOt/L	40 170	56 900
Demanda bioquímica de oxígeno soluble, mgDQOs/L	28 900	29 900
Grasas y aceites, mg/L	470	480
Coliformes totales (NMP [*] /100mL)	0	0
Sólidos sedimentables (mL/L)	600	0
pH (unidades)	4.1	4.7
Caudal (L/s)	0.5	0.9
Relación DBO soluble a DQO soluble	0.598	0.578

* NMP = número más probable

1.2 Objetivos de este trabajo

Cuantificar la productividad de biogás y biomasa en un sistema anaerobio - aerobio de tratamiento de aguas residuales agroindustriales a escala de laboratorio mediante análisis químicos y manipulación de influentes, flujos, efluentes y tiempo de residencia hidráulica, para establecer la factibilidad de aplicarlo a la industria real.

Inicialmente el sistema se alimenta a 30kgDQO/m³d, se pretende operar a 40kgDQO/m³d, concentración del agua cruda proveniente del ensilado y pensado de la flor de cempasúchil y mantener la estabilidad.

En los siguientes capítulos se presentan los fundamentos de selección de los sistemas biológicos empleados así como los criterios que permitieron determinar el arreglo final. Se presentan los resultados obtenidos y se concluye, hasta donde éstos lo permiten, sobre la viabilidad del proyecto.

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES

2.1 Generalidades

Más del 70% de la superficie de la tierra está cubierta por los océanos, los ecosistemas más diversos y complejos del planeta. Las zonas costeras representan solo el 10% del área total de los océanos pero más de la mitad de su productividad.²⁶

Sin embargo, de toda el agua existente en el planeta el 94% es salada, el 99% de la restante forma los glaciares o se encuentra a grandes profundidades. Solo el 0.06% del agua de la tierra se puede beber. En los últimos 40 años el consumo de agua se ha triplicado. El 69% se utiliza en la agricultura, 23% lo usa la industria y el 8% restante es el que se usa en nuestros hogares.²⁶

El ciclo que el agua sigue es similar al de un gigantesco aparato de destilación, a causa del calor solar, el vapor de agua asciende de las superficies de depósitos de agua terrestres, formando ocasionalmente nubes cargadas de humedad, las cuales se condensan al ponerse en contacto con corrientes de aire frío y producen lluvia o nieve.

La contaminación ocurre desde el momento en que el agua líquida alcanza el estado de vapor hasta que por último es descargada nuevamente al océano. La naturaleza de la contaminación depende de las características del territorio sobre el cual se formen las nubes, así como de las del lugar en que se precipite la lluvia o nieve. El agua de lluvia recogida en distritos rurales remotos de las costas o lejanos de centros industriales contiene sólo una pequeña cantidad de sales, gases, ácidos o partículas de polvo. La cantidad de estas sustancias en el agua de lluvia recogida en la cercanía de las ciudades es a menudo relativamente grande.

Del agua que cae sobre la corteza terrestre, aproximadamente una tercera parte fluye nuevamente al océano por los cauces fluviales superficiales, mientras que el doble de este volumen se evapora o es absorbido en el suelo para reaparecer posteriormente en manantiales o pozos, o llegar eventualmente al océano por corrientes subterráneas. De este modo, la lluvia disuelve los minerales y metales del suelo al entrar en contacto con ellos. La acción disolvente del agua sobre las sustancias minerales se incrementa notablemente por la presencia de gases disueltos en ella.

Los gases más importantes contenidos en el agua son bióxido de carbono y oxígeno. El contenido de CO₂ frecuentemente se incrementa por la materia orgánica en descomposición y por los residuos industriales. Por otro lado, la composición química del agua refleja ampliamente la naturaleza del territorio geológico del cual ha sido obtenida. La calidad de aguas superficiales o subterráneas fluctúa ampliamente en cada estación, dependiendo de las variaciones en las lluvias y otros factores.

2.2 Contaminación del agua

El agua residual se clasifica en términos de su composición física, química y biológica. La mayoría de estos parámetros están interrelacionados. Por ejemplo, la temperatura es una propiedad física pero afecta tanto la actividad biológica en el agua residual como la cantidad de gases disueltos en ésta. De tal modo, es importante conocer las principales características del agua, así como aquellos factores que influyen significativamente en el uso probable que ésta habrá de tener.

La Tabla 2.1 presenta las principales propiedades físicas, químicas y biológicas que caracterizan al agua residual, lo que delimita su tratamiento y destino final.

2.2.1 Características físicas

La característica física del agua residual más importante es su concentración de sólidos totales, que está compuesta de sólidos suspendidos, material sedimentable, coloidal y en disolución. Otras características físicas importantes son el olor, la temperatura, la densidad, el color y la turbiedad.²⁵

Sólidos totales

Análiticamente, el contenido de sólidos totales en el agua residual se define como el total de materia que permanece como residuo después de evaporar a 103-105°C. La materia que tiene una presión de vapor considerable a esta temperatura se pierde durante la evaporación y no se define como sólido. Los sólidos sedimentables son aquellos que precipitarán en un contenedor cónico (denominado como Imhoff, por el investigador alemán que lo desarrolló) en un período de aproximadamente 60 minutos. Los sólidos sedimentables se miden en mL/L y son una medida aproximada de la cantidad de lodo que se removerá por sedimentación primaria. Los sólidos totales o el residuo de la evaporación se clasifican a su vez como sólidos disueltos al pasar un volumen conocido de líquido a través de un filtro de fibra de vidrio cuyo poro nominal es aproximadamente 1.2µm. También se pueden usar membranas de policarbonato.

La fracción de sólidos disueltos consiste en sólidos coloidales y disueltos. La porción coloidal está formada por materia cuyo tamaño oscila entre 0.001 a 1µm y no se puede remover por sedimentación. En general se necesita oxidación biológica o coagulación, seguida de sedimentación para quitar estas partículas en suspensión. Los sólidos disueltos son iones y moléculas orgánicas e inorgánicas que están presentes en disoluciones acuosas. El tipo principal de materiales que se clasifican como sólidos disueltos en agua residual son los que se reportan en la Figura 2.1.

TABLA 2.1 PROPIEDADES FÍSICAS Y COMPONENTES QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS DEL AGUA RESIDUAL²⁵

CARACTERÍSTICAS	FUENTES
PROPIEDADES FÍSICAS	
Color	Desechos domésticos e industriales, descomposición natural de materia orgánica
Olor	Agua residual descompuesta, desechos industriales
Sólidos	Agua de abastecimiento doméstico, desechos domésticos e industriales, erosión del suelo, infiltración
Temperatura	Desechos domésticos e industriales
COMPONENTES QUÍMICOS	
Orgánicos	
Carbohidratos	Desechos domésticos, comerciales e industriales
Grasas y aceites	Desechos domésticos, comerciales e industriales
Plaguicidas	Desechos agrícolas
Fenoles	Desechos industriales
Proteínas	Desechos domésticos, comerciales e industriales
Tensoactivos	Desechos domésticos, comerciales e industriales
Orgánicos volátiles	Desechos domésticos, comerciales e industriales
Otros	Descomposición natural de materia orgánica
Inorgánicos	
Alcalinidad	Desechos domésticos, abastecimiento de agua doméstica, infiltración de agua superficial
Cloros	Desechos domésticos, abastecimiento de agua doméstica, infiltración de agua superficial
Metales pesados	Desechos industriales
Nitrógeno	Desechos domésticos y agrícolas
pH	Desechos domésticos, comerciales e industriales
Fósforo	Desechos domésticos, comerciales e industriales, desgaste natural
Azufre	Abastecimiento de agua doméstica
Gases	
H ₂ S _(g)	Descomposición de desechos domésticos
Metano	Descomposición de desechos domésticos
Oxígeno	Abastecimiento de agua doméstica, infiltración de agua superficial
COMPONENTES BIOLÓGICOS	
Animales	Cauces de agua abiertos y plantas de tratamiento
Plantas	Cauces de agua abiertos y plantas de tratamiento
Bacterias	
Eubacteria	Desechos domésticos, infiltración de agua superficial, plantas de tratamiento
Archaeobacteria	Desechos domésticos, infiltración de agua superficial, plantas de tratamiento
Virus	Desechos domésticos

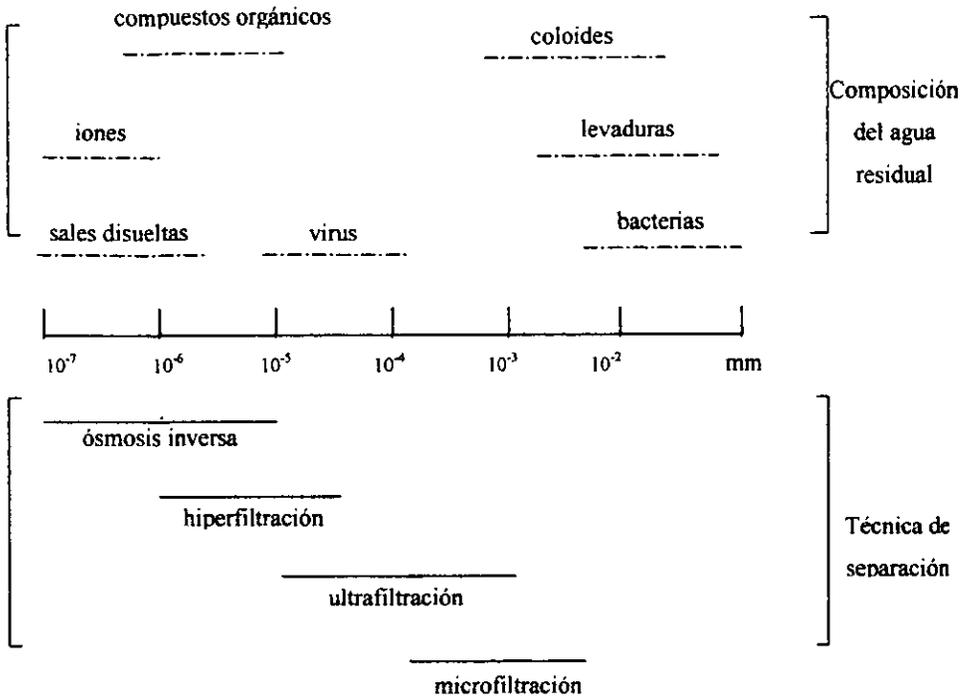


FIG. 2.1 Contaminantes orgánicos en agua residual y tamaño de separación ²⁵

Cada categoría de sólidos puede clasificarse a si mismo en relación con su volatilidad a $550 \pm 50^\circ\text{C}$. Los sólidos suspendidos volátiles, SSV, corresponden a la fracción orgánica que se oxidará y eliminará como gas a esta temperatura y los sólidos suspendidos fijos, SSF, son la fracción inorgánica que permanece como ceniza. (Figura 2.2). A $550 \pm 50^\circ\text{C}$, la descomposición de sales inorgánicas se limita al carbonato de magnesio, que se descompone en óxido de magnesio y CO_2 a 350°C . El carbonato de calcio, que se encuentra en mayores proporciones, es estable hasta 825°C . El análisis de sólidos volátiles se aplica en realidad a todos para medir su estabilidad biológica.

Olor

El olor en la mayoría de las aguas residuales lo causan gases que se producen por la descomposición de materia orgánica o sustancias adicionadas al agua. El agua residual "fresca" tiene un olor característico desagradable, pero no como el agua residual que ya se encuentra en la etapa de descomposición anaerobia. El olor característico del agua séptica es el del sulfuro de hidrógeno, que lo producen microorganismos anaerobios

al reducir el sulfato a sulfuro. El agua residual industrial puede contener compuestos olorosos o que producen olor durante el proceso de tratamiento.

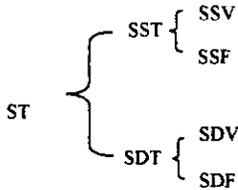


FIG.2.2 Clasificación de sólidos presentes en el agua

Los olores se clasifican y en los últimos años su control es muy importante como criterio de diseño y operación de recolección, tratamiento y disposición de agua residual. Con relación a la importancia de los olores en el campo del manejo del agua residual, se deben considerar los efectos que produce, cómo se detectan, su caracterización y su medición.²⁵

Efectos del olor

La importancia de los olores en bajas concentraciones se relaciona con la tensión nerviosa que producen en los humanos más que con el daño al organismo. Olores muy agresivos pueden provocar pérdida del apetito, bajo consumo de líquidos, respiración irregular, náusea y vómito e incluso daño y perturbación mental. En casos extremos pueden conducir al deterioro de la autoestima y las relaciones humanas en una comunidad, desalentar la inversión de capital, disminuir el nivel socio-económico e impedir el crecimiento.²⁵

Detección de olores

Los componentes responsables de producir tensión nerviosa en los humanos se detectan por el sistema del olfato, pero el mecanismo preciso involucrado aún se desconoce. Desde 1870, existen más de 30 teorías propuestas pues uno de los problemas para establecer una teoría universal es la inadecuada explicación del por qué componentes con estructuras similares pueden no presentar olores similares. Actualmente, parece haber cierta congruencia en relación con el olor de una molécula, pues debe relacionarse con la molécula como un todo.²⁵

Finalmente, se intenta clasificar a los olores basándose en criterios generales, según indica la Tabla 2.2.

TABLA 2.2 CLASIFICACIÓN DE OLORES²⁵

COMPUESTO	FÓRMULA QUÍMICA CONDENSADA	CALIDAD DEL OLOR
Aminas	$\text{CH}_3\text{NH}_2, (\text{CH}_3)_3\text{N}$	Pescado
Diaminas	$\text{NH}_2(\text{CH}_2)_4\text{NH}_2, \text{NH}_2(\text{CH}_2)_5\text{NH}_2$	Pescado descompuesto
Amoniaco	NH_3	Amoniacal
Acido sulfhídrico	H_2S	Huevos podridos
Mercaptanos	$\text{CH}_3\text{SH}, \text{CH}_3(\text{CH}_2)\text{SH}, (\text{CH}_3)_2\text{CSH}, \text{CH}_3(\text{CH}_2)_3\text{SH}$	Basura descompuesta Zorrillo
Sulfuros orgánicos	$(\text{CH}_3)_2\text{S}, (\text{C}_6\text{H}_5)_2\text{S}$	Basura podrida
Escatol	$\text{C}_9\text{H}_9\text{N}$	Fecal

Los factores que deben considerarse para caracterizar un olor son los siguientes:

- Carácter: Con lo que se asocia
- Detectabilidad: A qué dilución con aire puro ya no es perceptible
- Apeatabilidad: Qué tan desagradable es
- Intensidad: Qué tan fuerte es
- Toxicidad: Efectos en los seres vivos

Temperatura

La temperatura del agua residual suele ser más alta que la temperatura del agua de suministro por la adición de agua caliente de los drenajes particulares e industriales. Como el calor específico del agua es mayor que el del aire, las temperaturas del agua residual local suelen ser más altas que las del aire durante la mayor parte del año y más bajas sólo durante los meses de verano más calurosos. Dependiendo de la ubicación geográfica, la temperatura anual del agua residual oscila entre 10 y 21.1°C, 15.6°C es el valor representativo.

Es un parámetro sumamente importante ya que influye en:

- Tasas de crecimiento biológico
- Reacciones químicas
- Solubilidad de contaminantes, compuestos y/o elementos
- Valor de pH

Densidad

La densidad del agua residual se define como la masa de agua por unidad de volumen expresado como kg/m^3 , es una característica física importante en el agua residual porque se pueden formar corrientes de densidad en los tanques de sedimentación

y en otras unidades de tratamiento. La densidad del agua doméstica que no contiene cantidades importantes de desechos industriales es prácticamente la del agua a la misma temperatura. En algunos casos, la gravedad específica del agua se usa en lugar de la densidad, se define como el inverso de la densidad. Tanto la densidad como la gravedad específica dependen de la temperatura y de la concentración de sólidos totales en el agua residual.

Color

El agua residual “fresca” presenta un color café-gris claro que al viajar por los colectores se incrementa y desarrolla condiciones anaerobias, cambia su color secuencialmente a gris oscuro y finalmente a negro, en este último caso el agua se denomina séptica. Algunas aguas residuales industriales pueden adicionar color.

Por otro lado, de acuerdo al color que presenta se define el origen del agua, su grado de envejecimiento y el uso probable que pueda tener. Las posibles fuentes de color en un agua son: Fe, Mn, sustancias húmicas, plancton, microalgas, etc. El hierro y el manganeso se eliminan clorando el agua, las sustancias húmicas son productos intermedios de la degradación de la materia orgánica y para eliminarse se requieren tratamientos específicos, el plancton está presente en aguas de suministro del mar, lagos y lagunas; las microalgas se generan en torres de enfriamiento, por lo que se utilizan biocidas, aunque si el agua debe tratarse biológicamente son contraproducentes.

Turbiedad

Es la cantidad de sólidos en suspensión presentes en una muestra. Se miden por un turbidímetro o nefelómetro (Figura 2.3).

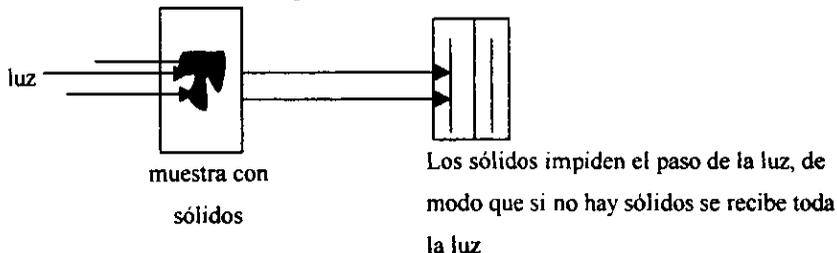


FIG.2.3 Determinación de turbiedad

La turbiedad es la diferencia entre lo que pasa y lo que no pasa de luz. La nefelometría es el estudio de la cantidad de luz reflejada a 90° por las partículas sólidas (Fig. 2.4). Es importante conocerla porque representa los contaminantes físicos del agua, es decir, aquellos contaminantes que habrán de eliminarse por métodos de separación

físicos (sedimentación o decantación), distintos de aquellos que habrán de emplearse para eliminar contaminantes biológicos o químicos, pero disueltos, generalmente usando métodos químicos de precipitación y/o gasificación.

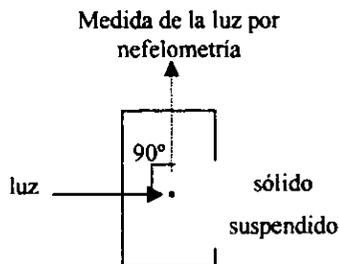


FIG. 2.4 Mecanismo de determinación de la turbiedad

Las unidades de turbiedad nefelométrica (UTN) son las unidades en que se mide la turbiedad. Para el agua potable es de 5 UTN, mientras que para el agua residual doméstica está entre 100 y 150 UTN.

En general, no se considera que haya relación entre la turbiedad y la concentración de sólidos suspendidos en agua no tratada. Sin embargo, hay una pequeña conexión entre la turbiedad y los sólidos suspendidos en el efluente del proceso de lodos activados.

2.2.2 Características químicas

Materia orgánica

El agua residual de mediana concentración presenta un 75% de sólidos suspendidos y 40% de sólidos disueltos derivados de animales, vegetales y actividad humana relacionada con la síntesis de compuestos orgánicos. Los compuestos orgánicos normalmente están compuestos por una combinación de carbono, hidrógeno y oxígeno y ocasionalmente nitrógeno, azufre, fósforo y plomo.⁴

Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en agua residual son proteínas, carbohidratos, grasas y aceites, urea (sólo en agua residual muy “fresca” ya que se descompone muy rápido) y pequeñas cantidades de moléculas orgánicas sintéticas de muy diversos tipos como tensoactivos, compuestos orgánicos volátiles y plaguicidas agrícolas; de hecho el número de dichos compuestos crece anualmente conforme se

sintetizan nuevas moléculas y complica el tratamiento de agua residual porque muchos de ellos no se pueden descomponer biológicamente o lo hacen muy despacio.

Proteínas

Son el componente principal del organismo animal y, en formas un poco menos desarrolladas, de las plantas; su estructura química es compleja e inestable, por lo que están sujetas a muchas formas de descomposición. Algunas son solubles en agua, otras no. Su formación involucra la combinación de largas cadenas de aminoácidos, por lo que los pesos moleculares de las proteínas se encuentran entre 20 000 y 20 millones. Todas contienen carbón, hidrógeno y oxígeno, pero se distinguen por su concentración de nitrógeno; en muchos casos se encuentran en ellas fósforo, azufre y plomo. La urea y las proteínas contribuyen al contenido de nitrógeno de las aguas residuales que, como resultado de su descomposición, despiden olores sumamente desagradables.²⁵

Carbohidratos

El término incluye a todos los azúcares, almidones, celulosa y fibra de madera, cada uno presente en el agua residual. Los componentes esenciales de los carbohidratos son carbón (comúnmente 6 o un múltiplo de 6 átomos en una molécula), hidrógeno y oxígeno; los azúcares son solubles en agua y tienden a fermentarse produciendo alcohol y CO₂; los almidones son insolubles en agua y aunque son estables, por acción de microbios se convierten en azúcares. En términos de cantidad y resistencia a la descomposición la celulosa representa el carbohidrato más importante presente en el agua residual que, finalmente, se descompone por acción de hongos y las condiciones ácidas.²⁵

Grasas y aceites

Presentes en los alimentos, sus constituyentes son compuestos de alcohol con ácidos grasos. Los glicéridos de los ácidos grasos que son líquidos a temperatura ambiente se denominan aceites y los que son sólidos se llaman grasas; químicamente son muy parecidos, pero las grasas se encuentran entre los compuestos orgánicos más estables por lo que no se descomponen fácilmente, cuando los atacan ácidos minerales forman glicerina y ácidos grasos, pero si ello sucede en presencia de álcalis (como NaOH) se libera la glicerina y se forman sales alcalinas conocidas como jabones que como las grasas, son muy estables pero solubles en agua que, de ser dura, las sales de sodio se transforman en sales de calcio y magnesio, que precipitan.¹⁴

El keroseno es un lubricante derivado del petróleo que contiene C e H; en general, flota en el agua aunque ciertas porciones se arrastran con los lodos, tienden a cubrir las superficies y provocar problemas de operación y mantenimiento.

Agentes tensoactivos

Son largas moléculas orgánicas ligeramente solubles en agua y causan espumas en las plantas de tratamiento y en la superficie del agua donde se descargan las aguas residuales. Antes de 1965, los agentes tensoactivos llamados alquil-bencen-sulfonatos de sodio (ABSS) causaban problemas porque no eran biodegradables. Actualmente, gracias a la legislación, se reemplazaron por alquil-sulfonato-lineal que es más biodegradable y el problema de espumas paulatinamente se reduce.²⁵

Compuestos orgánicos volátiles

Aquellos compuestos orgánicos cuyo punto de ebullición es menor o igual a 100°C y/o tienen presión de vapor mayor a 1mmHg a 25°C se consideran compuestos orgánicos volátiles. Ejemplos de este tipo de compuestos son el cloruro vinílico, de gran importancia ya que en estado vapor fácilmente llega a la atmósfera por lo que representa un gran riesgo para la salud pública y contribuye a incrementar la reactividad de los hidrocarburos en la atmósfera y puede propiciar la formación de oxidantes fotoquímicos, cuyo máximo ejemplo es el ozono troposférico.

Plaguicidas y compuestos químicos agrícolas

Se caracterizan por su toxicidad contra casi todas las formas de vida, aunque no son componentes importantes en aguas residuales domésticas, son muy comunes en los desagües de parques, terrenos desocupados y agrícolas. Sus altas concentraciones provocan la muerte de peces, o contaminan su carne disminuyendo su valor alimenticio y afectan los suministros de agua.

Materia inorgánica

La concentración de sustancias inorgánicas en el agua se incrementa por la formación geológica con la cual entra en contacto el agua y por las aguas residuales, tratadas o no, que descargan en ella. Las aguas naturales disuelven algunas rocas y minerales con las que entran en contacto. Las aguas residuales, excepto algunas industriales, raramente se tratan para remover componentes inorgánicos que se le suman por procesos naturales de evaporación, que remueve parte del agua superficial dejando las sustancias inorgánicas en el agua. Este tipo de componentes puede afectar significativamente el uso que habrá de tener el agua.

Valor de pH

La concentración de iones hidrógeno es un parámetro cualitativo importante en el agua. El intervalo de concentración adecuado para la existencia de vida biológica es muy limitado. Las aguas residuales con valores de pH muy alto o muy bajo son difícilmente tratables por medios biológicos y si se descargan en aguas naturales alterarán la concentración de iones hidrógeno en éstas. Se determina mediante medidores de pH, papel o soluciones indicadoras o potenciómetros.

Cloruros

Otro parámetro cualitativo que se debe considerar es la concentración de cloruros, que, en aguas naturales resultan del choque de éstas con rocas y arenas que contienen cloruros disolviéndolos y en zonas costeras por la intrusión de agua salada. Además, las aguas residuales domésticas, agrícolas e industriales que se descargan en aguas superficiales son una fuente de cloruros.

Si en cierta muestra de agua se identifican cloruros en concentraciones más elevadas de lo normal, se puede tomar el resultado como indicador de que el agua se usa para disponer de desechos ya que los tratamientos convencionales de aguas residuales no eliminan los cloruros.

Alcalinidad

Resulta de la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos como calcio, magnesio, sodio y potasio, también boratos, amonio, silicatos y fosfatos; de los cuales los bicarbonatos de calcio y magnesio son los más comunes. La alcalinidad del agua residual ayuda a amortiguar cambios de pH causados por adición de ácidos. El agua residual, de hecho, suele ser alcalina como resultado de su origen. La alcalinidad se determina titulando contra un ácido patrón, los resultados se expresan en términos de CaCO_3 , la alcalinidad en agua residual es importante cuando va a recibir tratamiento químico, para remover compuestos orgánicos o para eliminar amoníaco por aireación.

Nitrógeno

El nitrógeno y el fósforo son esenciales para el crecimiento de bacterias y plantas por lo que se consideran nutrimentos o bioestimulantes. Es necesario conocer el contenido de nitrógeno en un agua para saber si se puede tratar mediante procesos biológicos y si es insuficiente se debe adicionar. Sin embargo, si se necesita limitar el crecimiento de algas probablemente sea aconsejable eliminar o disminuir el nitrógeno del agua residual.

El nitrógeno total del agua residual se presenta de muy diversas formas:

- nitrógeno orgánico
- amoníaco
- nitrito
- nitrato

Todos ellos se pueden identificar y medir.

Fósforo

Es como el nitrógeno, esencial para el crecimiento de algas y otros organismos. Debido a la proliferación nociva de algas en la superficie del agua, existe gran preocupación por controlar la cantidad de compuestos de fósforo del agua residual doméstica e industrial. Las aguas residuales municipales contienen de 4 a 15mg/L de fósforo como P. Las formas más usuales en que se encuentra el fósforo en solución acuosa son como ortofosfato, polifosfato y fosfato orgánico.

Los ortofosfatos (PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) están disponibles para el metabolismo biológico sin descomponerse. Los polifosfatos incluyen las moléculas con dos o más átomos de fósforo, oxígeno y, en algunos casos, hidrógeno que dan lugar a moléculas muy complejas. Los polifosfatos sufren hidrólisis en soluciones acuosas y se convierten en ortofosfatos, aunque dicha hidrólisis suele ser muy lenta. Para la mayoría de desechos industriales y lodos de aguas residuales el fósforo adquiere mucha importancia, no así para el agua residual doméstica.

Los ortofosfatos se pueden determinar por adición directa de sustancias como molibdato, que formará un complejo colorido con el fosfato. Los polifosfatos y fosfatos orgánicos primero deben convertirse a ortofosfatos, usando digestión y entonces pueden determinarse de modo similar.

Azufre

Los iones sulfato están presentes en la naturaleza en la mayoría de pozos y suministros de agua y, por lo tanto, en aguas residuales. El azufre es importante para la síntesis de proteínas y se libera en su degradación, se reduce biológicamente bajo condiciones anaerobias a sulfuro que se puede combinar con hidrógeno para formar sulfuro de hidrógeno (H_2S) que se libera a la atmósfera por encima del agua residual y se oxida y convierte en ácido sulfúrico.

Los sulfatos se reducen a sulfuros en los digestores de lodos y pueden inhibir el tratamiento biológico si la concentración excede 200mg/L. El H_2S gaseoso que se combina con los gases del agua residual (CH_4 y CO_2) es corrosivo y si se quema los productos de la combustión pueden dañar equipos.

Compuestos tóxicos inorgánicos

Puesto que se trata de sustancias tóxicas, algunos cationes son muy importantes en el tratamiento y disposición del agua residual: Cobre, hierro, plata, cromo, níquel, arsénico y boro son tóxicos en distintos grados para los microorganismos y, por lo tanto, deben considerarse en el diseño de una planta de tratamiento biológico. Por ejemplo, el cobre es tóxico en concentraciones de 100mg/L, el cromo y níquel lo son en concentraciones de 500mg/L, el sodio en altas concentraciones. Otros cationes tóxicos son el potasio y el amonio cuando alcanzan 4000mg/L. La alcalinidad presente en la digestión de lodos se combinará con los iones de calcio y precipitará antes de que las concentraciones de calcio alcancen los niveles tóxicos.

Algunos aniones tóxicos incluyen cianuros y cromatos, también presentes en desechos industriales. Se encuentran principalmente en desechos metálicos y se deben eliminar por pretratamiento dentro de las instalaciones industriales antes de mezclarse con los desechos municipales. El fluoruro es otro anión tóxico presente en desechos de fábricas de materiales electrónicos.

Metales pesados

Pequeñas cantidades de metales como níquel, manganeso, plomo, cromo, cadmio, zinc, cobre y hierro son un componente importante en el agua. Aunque algunos de estos metales son necesarios para el crecimiento biológico y la ausencia de cantidades suficiente de ellos limitaría el crecimiento de algas por ejemplo, la presencia de cualquiera de ellos en cantidades excesivas interfiere con el uso probable que pueda tener el agua debido a su toxicidad, por ello es recomendable medir y controlar las concentraciones de estas sustancias; existen métodos para determinarlas. Además, cantidades de muchos de estos metales se pueden determinar a muy bajas concentraciones por métodos como la absorción atómica.

Gases

Los gases que normalmente se encuentran en agua residual aún no tratada son nitrógeno, oxígeno y bióxido de carbono, gases comunes, no así el sulfuro de hidrógeno, amoniaco y metano que son resultado de la descomposición de materia orgánica presente en el agua residual. Aunque no se encuentran en agua sin tratamiento, otros gases que se deben tomar en cuenta son el cloro, el ozono y los óxidos de nitrógeno y azufre.

Oxígeno disuelto

Es necesario para la respiración de microorganismos aerobios o cualquier forma de vida aerobia. Sin embargo, solo es poco soluble en el agua, la cantidad real de oxígeno

(o cualquier gas) que puede estar presente en disolución está determinada por la solubilidad del gas, la presión parcial del gas en la atmósfera, la temperatura y la pureza del agua.

El intervalo de reacciones bioquímicas que usan oxígeno se incrementa con el incremento de temperatura por lo que los niveles de oxígeno disuelto llegan a ser críticos durante el verano. El problema se incrementa en estos meses porque el flujo de corrientes es más bajo y entonces la cantidad de oxígeno disponible también es menor. La presencia de oxígeno disuelto en agua residual previene la formación de olores nocivos.

Sulfuro de hidrógeno

Se forma por la descomposición anaerobia de materia orgánica que contiene azufre o por la reducción de minerales de sulfito y sulfato. No se forma en presencia de grandes cantidades de oxígeno. Es un gas incoloro, inflamable cuyo olor asemeja los huevos podridos. Algunos otros compuestos volátiles que se forman durante la descomposición anaerobia son indol, escatol y mercaptanos que pueden emitir olores aún más desagradables.

Metano

El principal producto de la descomposición anaerobia de materia orgánica en el agua residual es el gas metano, incoloro, inodoro, combustible, de elevado valor energético. En general, no se encuentran grandes cantidades de este gas en agua sin tratamiento ya que el oxígeno aún en pequeñas cantidades es tóxico para los microorganismos que lo producen, sin embargo, como resultado del decaimiento anaerobio se produce y acumula en el fondo de los depósitos. Puesto que el CH_4 es combustible y existe el riesgo de explosión debe ventearse.

2.2.3 Características biológicas

Microorganismos

Virtualmente todos los microorganismos requieren de un ambiente húmedo para su crecimiento, pero aparte de esta característica común, hay muchos tipos con diferente metabolismo. Una clasificación básica es si un organismo requiere o no una fuente externa de materia orgánica. Los organismos autótrofos son capaces de sintetizar sus requerimientos orgánicos a partir de la materia inorgánica y pueden crecer independientemente de las sustancias orgánicas externas. Emplean dos métodos para alcanzar este fin:

1. **Fotosíntesis:** Muchas plantas utilizan el carbón inorgánico y la radiación ultravioleta para producir materia orgánica y oxígeno.

2. Quimiosíntesis: Se utiliza la energía química de los compuestos inorgánicos para suministrar la energía para la síntesis de sustancias orgánicas.

Los organismos heterótrofos requieren una fuente externa de materia orgánica; los tres tipos principales son:

1. Los saprófobos, que obtienen la materia orgánica soluble directamente del ambiente circundante o por la digestión extracelular de compuestos insolubles. Sus requerimientos de alimento pueden fluctuar desde un simple compuesto orgánico de carbono hasta varios compuestos complejos de carbono y nitrógeno, junto con factores adicionales de crecimiento.
2. Los fagótrofos, algunas veces llamados formas halozoicas, utilizan partículas orgánicas sólidas.
3. Los parásitos obtienen la materia orgánica a partir de los tejidos de otros organismos vivos, por lo que se denominan parásitos.

Los organismos difieren en sus requerimientos de oxígeno: los aerobios necesitan la presencia de oxígeno libre, mientras que los anaerobios existen en ausencia del mismo. Las formas facultativas tienen preferencia por una forma de ambiente con oxígeno, pero pueden vivir en la otra si es necesario. En términos de requerimientos de temperatura, hay tres tipos principales de organismos: los psicrófilos, que viven a una temperatura cercana a 0°C; los mesófilos, los más comunes, viven a temperaturas comprendidas entre 15 y 40°C y los termófilos, que viven a temperaturas de 50 a 70°C. En la práctica estos límites de temperatura se rebasan y se encuentran organismos que crecen activamente a cualquier temperatura entre 0 y 70°C.

Por definición, los microorganismos son aquellos organismos muy pequeños para ser vistos a simple vista; un gran número de organismos acuáticos quedan comprendidos en esta categoría. Los organismos superiores se identifican como plantas o animales: Las plantas tienen paredes celulares rígidas, son fotosintéticas y no se mueven en forma independiente. Los animales tienen paredes celulares flexibles, requieren alimento orgánico y tienen movimiento independiente. La aplicación de tal diferenciación para identificar a los microorganismos es difícil debido a las estructuras simples de sus células y se ha convenido en denominarlos protistas. Los protistas se dividen a su vez en dos tipos:

- Procariotas, estructuras celulares simples y pequeñas (<5µm) con núcleo rudimentario y un cromosoma. Su reproducción normalmente es por fisión binaria. Se incluyen en este grupo las bacterias, los actinomicetos y las algas verde-azules.
- Eucariotas, células más grandes (>20µm) con una estructura más compleja y que contienen varios cromosomas. Su reproducción puede ser asexual o sexual y tienen ciclos de vida muy complejos. En esta clase de microorganismos se incluyen los hongos, la mayoría de las algas y los protozoarios.

Hay un grupo adicional de microorganismos que no pueden ser clasificados en ninguna de las dos clases anteriores, los virus, que se consideran por separado.

Virus

Los virus son la forma más simple de organismo; su tamaño varía entre 0.01 a 0.3 μ m y consisten esencialmente de ácido nucleico y proteína. Todos son parasitarios y no pueden crecer fuera de otro organismo vivo. Son altamente específicos tanto en lo que concierne al organismo huésped como a la enfermedad que producen. Las enfermedades virales humanas incluyen la viruela, la hepatitis infecciosa, la fiebre amarilla, la poliomiélitis y diferentes enfermedades gastrointestinales. Por su incapacidad para crecer fuera de un huésped adecuado, los virus se encuentran en la frontera entre la materia viviente y las sustancias químicas inanimadas. Para identificación y enumeración de los virus se requieren aparatos y técnicas especiales. Los efluentes de agua residual normalmente contienen grandes cantidades de virus, que también están presentes en la mayoría de las aguas superficiales sujetas a contaminación. Por su tamaño, la remoción de virus por procesos convencionales de tratamiento de agua no es segura, aunque los procesos normales de desinfección generalmente los dejan inactivos.

Bacterias

Las bacterias son las unidades básicas de vida de las plantas; son organismos unicelulares que pueden vivir como autótrofos o como heterótrofos y aprovechar el alimento soluble. Varían en tamaño de 0.5 a 5 μ m y tienen las características básicas mostradas en la Figura 2.5, su reproducción es por fisión binaria y el tiempo de generación en algunas especies puede tomar solo 20min en condiciones favorables (Figura 2.6). Algunas bacterias forman esporas resistentes que pueden permanecer latentes por períodos prolongados en condiciones favorables. La mayoría de las bacterias se desarrollan en condiciones de pH más o menos neutros, aunque algunas especies pueden existir en un ambiente altamente ácido. Las bacterias desempeñan una función vital en los procesos naturales de estabilización y se utilizan ampliamente en el tratamiento de aguas residuales orgánicas. Se conocen alrededor de 1500 especies que se clasifican en relación con criterios tales como: tamaño, forma y agrupamiento de células, características de la colonia, reacción a la tinción, requerimientos de crecimiento, movilidad, reacciones químicas específicas, etc. Se encuentran formas aerobias, anaerobias y facultativas.



FIG. 2.5 Tipo de bacterias

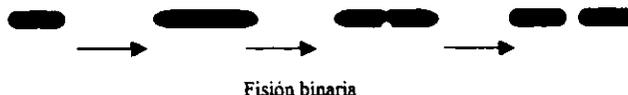


FIG. 2.6 Reproducción de las bacterias

Hongos

Los hongos son plantas multicelulares aerobias que toleran más las condiciones ácidas y ambientes más secos que las bacterias. Aprovechan casi las mismas fuentes de alimento que las bacterias en las reacciones quimiosintéticas pero, como su contenido de proteína es inferior al de las bacterias, sus requerimientos de nitrógeno son menores. Los hongos forman menos materia celular que las bacterias a partir de la misma cantidad de alimento. Son capaces de degradar compuestos orgánicos altamente complejos y algunos son patógenos para el hombre. Existen más de 100 000 especies de hongos y su estructura es una compleja masa ramificada de hifas que parecen hilos. Tienen cuatro o cinco fases de vida distintas con reproducción por esporas asexuales o semillas.

Los hongos existen en las aguas contaminadas y en las plantas de tratamiento biológico, especialmente cuando hay altas relaciones de C:N. Pueden ser responsables de ciertos sabores y olores en los abastecimientos de agua.

Actinomicetos

Los actinomicetos tienen una apariencia parecida a la de los hongos, con una estructura filamentosa pero con un tamaño de célula casi igual al de las bacterias. Existen en número considerable tanto en el suelo como en el agua y casi todos son aerobios. Su importancia en el agua se debe principalmente a los problemas de sabor y olor que resultan de su presencia.

Algas

Las algas son todas plantas fotosintéticas, en su mayoría multicelulares, aunque algunos tipos son unicelulares. Las formas de agua dulce utilizan el pigmento de la clorofila y actúan como las principales productoras de materia orgánica en un ambiente acuático. Los compuestos inorgánicos tales como el bióxido de carbono, el amoníaco, el nitrato y el fosfato proporcionan la fuente de alimento para sintetizar nuevas células de algas y para producir oxígeno. En ausencia de la luz solar, las algas viven en forma quimiosintética y consumen oxígeno, de modo que en el agua que tiene algas hay una

variación diurna de los niveles de OD; puede ocurrir una sobresaturación de oxígeno durante el día y una disminución significativa en la noche.

En el agua dulce crecen un gran número de algas, que se clasifican en varias clases. Las algas pueden ser verdes, verde-azules, cafés o amarillas, lo que depende de las proporciones de pigmentos particulares. Existen como células solas que pueden ser inmóviles o móviles, si tienen flagelos, o bien como formas filamentosas multicelulares. Aunque las algas y las bacterias crezcan en la misma disolución, no compiten por el alimento, sino que tienen una relación simbiótica en la cual las algas utilizan los productos finales de la descomposición bacteriana de la materia orgánica para producir oxígeno y mantener un sistema aerobio.

En ausencia de insumo orgánico, el crecimiento de las algas depende de los minerales contenidos en el agua; en un agua dura las algas obtienen CO₂ de los bicarbonatos, con lo que disminuyen la dureza e incrementan el pH. La presencia de las algas en el agua es importante debido al efecto que tienen en los niveles de OD y porque algunas especies pueden causar severos problemas de sabor y olor. Algunas veces, el ganado muere después de beber agua que contiene productos de algas. Como algunas especies pueden utilizar el nitrógeno atmosférico, el elemento crítico que controla su crecimiento generalmente es el fósforo.

Protozoarios

Los protozoarios son organismos unicelulares de 10 a 100µm de longitud que se reproducen por fisión binaria. La mayoría son heterótrofos aerobios; su fuente principal de alimento son las células bacterianas. No pueden sintetizar todos los factores necesarios para su crecimiento y dependen de las bacterias para que se los suministren. Los protozoarios abundan en el suelo y en el agua y pueden tener una participación importante en los procesos biológicos de tratamiento de desechos. Hay cuatro tipos principales de protozoarios: *Sarcodarios*, de estructura celular flexible amiboidea y movimiento por medio de pseudópodos (pies falsos); *Mastigóforos*, que tienen flagelos para su movilidad; *Ciliados*, se mueven y recolectan su alimento por medio de cilios (sensores parecidos a un cabello) y son nadadores libres o sésiles; *Esporozoarios*, que son parásitos inmóviles que forman esporas y no viven en el agua.

Formas superiores de vida

Así como microorganismos, hay en el agua natural macroorganismos más complejos, muchos de ellos visibles a simple vista. Entre éstos se incluyen los rotíferos, que son animales multicelulares con un cuerpo flexible y cilios en la cabeza para atrapar alimento y darles movilidad y los crustáceos, que son animales multicelulares de concha dura. Ambos grupos son fuentes de alimento importantes para los peces y sólo se encuentran en aguas de buena calidad ya que son sensibles a muchos contaminantes y a niveles bajos de OD. Los gusanos y las larvas de insectos viven en los depósitos del

fondo y en algunos procesos de tratamiento biológico; son capaces de metabolizar sustancias orgánicas complejas que otros organismos no degradan rápidamente.

2.3 Clasificación de los sistemas de tratamiento

2.3.1 Operaciones unitarias físicas, químicas y biológicas

Los contaminantes en el agua residual se pueden eliminar, dependiendo de su naturaleza, por medios físicos, químicos y biológicos. Los métodos individuales se denominan operaciones unitarias físicas, químicas y biológicas, respectivamente. Aunque estas operaciones se pueden combinar de múltiples formas, es importante estudiar sus bases científicas por separado puesto que los principios involucrados no cambian (Tabla 2.3).

OPERACIONES UNITARIAS FÍSICAS

Los métodos de tratamiento en los que predomina la aplicación de fuerzas físicas se conocen como operaciones unitarias físicas. Fueron la primera forma que se usó para tratar agua residual. Mezclado, floculación, sedimentación, flotación, filtración y transferencia de gases son algunas de ellas.

OPERACIONES UNITARIAS QUÍMICAS

Los métodos de tratamiento en los que se eliminan o convierten contaminantes mediante la adición de agentes químicos o cualquier reacción química se conocen como operaciones unitarias químicas. Precipitación, adsorción y desinfección son los ejemplos más comúnmente usados en el tratamiento de agua residual. La precipitación química produce un precipitado químico que suele contener tanto el constituyente del agua residual que se deseaba eliminar como el agente químico que se adicionó para lograrlo. La adsorción logra la eliminación de compuestos específicos del agua residual sobre la superficie de sólidos al valerse de las fuerzas de atracción que existen entre los cuerpos.

OPERACIONES UNITARIAS BIOLÓGICAS

Las operaciones unitarias biológicas son métodos de tratamiento que eliminan contaminantes a través de la actividad biológica de algunos organismos, se usan principalmente para eliminar sustancias orgánicas biodegradables (coloidales o disueltas) en el agua residual. Básicamente, estas sustancias se convierten en gases que escapan a la atmósfera y en tejido celular biológico que se puede eliminar por precipitación. El tratamiento biológico se usa también para eliminar nutrientes (nitrógeno y fósforo) en

el agua residual. Si se controla adecuadamente el medio, el agua puede recibir tratamiento biológico en la mayoría de los casos.

2.3.2 Tratamiento preliminar, tratamientos primario, secundario y terciario de aguas residuales

TRATAMIENTO PRELIMINAR DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento preliminar se define como la remoción de los constituyentes del agua que pueden causar problemas de operación o mantenimiento con los sistemas, procesos y operaciones de tratamiento. Algunos ejemplos de operaciones preliminares son homogeneización, remoción de escombros y trapos, remoción de arena para eliminar material grande suspendido que podría dañar el equipo y flotación para la eliminación de grandes cantidades de grasas y aceites. El tratamiento preliminar se distingue del pretratamiento industrial en donde los componentes del agua residual se tratan en la misma planta antes de descargarse al sistema de alcantarillado.

TRATAMIENTO PRIMARIO DE AGUA RESIDUAL

En el tratamiento primario, se elimina una porción de sólidos suspendidos y materia orgánica del agua residual. Esta remoción suele completarse con operaciones físicas como homogeneización y sedimentación. El efluente del tratamiento primario normalmente contiene una cantidad considerable de materia orgánica y tendrá relativamente altas concentraciones de DBO. Las plantas de tratamiento que usan solo tratamiento primario quedarán obsoletas en el futuro ya que la EPA implementó el tratamiento secundario como requerimiento debido a que la función principal del tratamiento primario es servir como precursor para el tratamiento secundario. Dentro del tratamiento primario se considera:

- Cribado
- Sedimentación
- Flotación
- Separación de aceites
- Homogeneización
- Neutralización

TRATAMIENTO SECUNDARIO DE AGUA RESIDUAL

El tratamiento secundario de agua residual se dirige principalmente a la remoción de compuestos orgánicos biodegradables y sólidos suspendidos. El tratamiento secundario convencional se define como la combinación de procesos que comúnmente se usan para eliminar estos componentes e incluye tratamiento biológico (anaerobio, aerobio). Las operaciones que se consideran de tratamiento secundario son:

TABLA 2.3 OPERACIONES UNITARIAS PARA LA REMOCIÓN DE DIVERSOS TIPOS DE CONTAMINANTE EN H₂O RESIDUAL²⁵

CONTAMINANTE	OPERACIÓN UNITARIA O SISTEMA DE TRATAMIENTO
Sólidos suspendidos	Tamizado, trituración
	Desarenación
	Sedimentación
	Filtración
	Flotación
	Coagulación, sedimentación
	Sistemas naturales
Materia orgánica biodegradable	Procesos biológicos
	Procesos fisicoquímicos
	Filtración lenta
	Sistemas naturales
Compuestos orgánicos volátiles	Desorción con aire
	Adsorción
Patógenos	Cloración
	Radiación UV
	Sistemas naturales
Nitrógeno	Nitrificación-desnitrificación biológica
	Desorción de amoníaco
	Intercambio iónico
	Cloración a punto de quiebre
	Sistemas naturales
Fósforo	Precipitación química
	Coagulación, sedimentación
	Remoción biológica
	Sistemas naturales
Compuestos orgánicos refractarios	Adsorción
	Ozonación
	Sistemas naturales
Metales pesados	Precipitación química
	Intercambio iónico
	Sistemas naturales
Compuestos orgánicos disueltos	Intercambio iónico
	Ósmosis inversa
	Electrodialisis
Grasas y aceites	Flotación libre
	Flotación forzada con aire disuelto
Color y turbiedad	Coagulación, sedimentación
	Filtración
	Oxidación química
	Adsorción
	Sistemas naturales
Sales inorgánicas	Intercambio iónico
	Ósmosis inversa
	Electrodialisis
	Evaporación

- Lodos activados
- Aireación
- Estabilización por contacto
- Lagunas aireadas
- Estanques de estabilización de aguas residuales
- Lagunas facultativas
- Lagunas anaerobias
- Digestores convencionales
- Digestores de alta tasa
- Procesos de biopelícula
- Reactores empacados
- Reactores de discos o cilindros rotatorios
- Reactores fluidificados
- Reactores de lecho de lodos

TRATAMIENTO TERCIARIO DE AGUA RESIDUAL

El tratamiento terciario de aguas residuales se aplica en aguas residuales que requieren un tratamiento más avanzado que el tratamiento secundario para eliminar componentes determinados como nutrientes, compuestos tóxicos, y grandes cantidades de materia orgánica y sólidos suspendidos. Además de los procesos de eliminación de nutrientes, se usan operaciones unitarias como la coagulación química. Algunos otros que se usan con menor frecuencia son intercambio iónico y ósmosis inversa, ya que sólo se emplean para eliminar iones específicos o para reducir los sólidos disueltos. En general, los tratamientos terciarios tienen una gran variedad de aplicaciones, sobre todo cuando se requiere alta calidad en el agua tratada (por ejemplo, si se va a usar para torres de enfriamiento). Este tipo de tratamientos en realidad solo son un equivalente de algunas formas de tratamientos naturales en relación a la calidad del efluente. Se consideran tratamientos terciarios:

- Microcribado
- Precipitación y coagulación
- Adsorción
- Intercambio iónico
- Ósmosis inversa
- Electodiálisis
- Procesos de remoción de nutrientes
- Cloración y ozonación

Como se muestra en la Tabla 1.4, el agua que debe tratarse contiene impurezas que habrán de ser removidas mediante tratamiento biológico. De manera que, a

continuación, se realiza un análisis del mismo para determinar y establecer las características específicas del mismo.

2.4 Tratamiento biológico

Los tratamientos biológicos se consideran tratamientos secundarios de aguas residuales y es el nombre que recibe la degradación de desechos orgánicos por acción de microorganismos. Dicha degradación altera la estructura molecular de los compuestos orgánicos y el grado de alteración determina si lo que ha ocurrido es una biotransformación o una mineralización. La biotransformación se refiere a la simplificación de un compuesto orgánico en uno más simple. La mineralización es la ruptura total de moléculas orgánicas en masas celulares, bióxido de carbono, agua y residuos inorgánicos inertes. Por lo tanto, la biotransformación es una degradación parcial mientras que la mineralización es completa.

El tratamiento biológico de la mayor parte de los residuos orgánicos tóxicos puede neutralizarlos totalmente porque en teoría todos los compuestos químicos orgánicos pueden degradarse si se atacan con las comunidades microbianas adecuadas. Con conocimientos en microbiología y los mismos principios de ingeniería que gobiernan el tratamiento del agua residual industrial, un ingeniero puede diseñar sistemas para un tratamiento de residuos peligrosos efectivo.

2.4.1 Oxidación biológica aerobia

Filtros percoladores

Este tipo de tratamiento consiste en un lecho circular o rectangular de piedras porosas u otros materiales de empaque. Los microorganismos que purificarán el agua residual se encuentran sobre ese material formando una biopelícula, y el agua residual sedimentada se adiciona de manera continua o intermitente en la superficie. En un filtro convencional, el medio tiene una graduación de 50 a 100mm, de preferencia una piedra dura angulosa, dosificada por un mecanismo distribuidor giratorio, con una profundidad normal del lecho de 1.8m. Si es material sintético, se busca que presente una gran área superficial con respecto de su volumen.

El líquido escurre por los intersticios que hay en el medio, donde crecen microorganismos en las áreas protegidas que forman un lógamo o película. El líquido fluye sobre dicha película y no a través de ésta. Por la atracción de las fuerzas de Van der Waals, los microorganismos se mantienen sobre el medio inerte. Estas fuerzas son resistidas por la acción del esfuerzo de corte del líquido. Así, aunque haya poca materia orgánica en disolución en el efluente del filtro, las concentraciones de SS pueden ser muy altas en forma de una película desplazada en cuyo caso el efluente requiere ser sedimentado en un tanque de humus para que el efluente tenga la calidad deseada.

La oxidación más rápida tiene lugar en la parte superior del lecho donde el factor limitante es la cantidad de oxígeno que la ventilación natural puede suministrar. Por debajo de este nivel disminuye la tasa de oxidación debido a la concentración decreciente de la materia orgánica en la fase líquida y, normalmente, hay poca diferencia si se usa un medio filtrante con una profundidad mayor a 2m.

La película líquida sólo está en contacto con los microorganismos por un lapso de 20 a 30s, pero debido a la gran área superficial disponible, este tiempo de contacto es suficiente para la adsorción y estabilización. La velocidad máxima de estabilización ocurre en la interfase de microorganismo/líquido ya que la difusión de las sustancias orgánicas a través de la película es lenta. Con una película biológica gruesa, la estabilización del desecho no es muy eficiente ya que gran parte de esta película experimenta respiración endógena.

Actualmente se conocen una gran variedad de reactores empacados que se aplican de acuerdo al tipo de agua a tratar: Filtros de alta tasa, filtración doble alterna, recirculación, filtros nitrificantes, reactores de discos (biofiltros).

Lodos activados

Consiste en un tanque de aireación que contiene a los microorganismos que eliminan la materia orgánica. Al final hay un clarificador en donde el agua tratada se separa por gravedad de los lodos que a su vez se bombean nuevamente al tanque de aireación, la efectividad del proceso depende de ello, ya que de lo contrario los sólidos sedimentables se convierten rápidamente en anaerobios. En lugar de un clarificador al final también se puede llevar a cabo la separación dentro del mismo tanque si se controla la secuencia de aireación y sedimentación. El sistema de lodos activados puede usarse en un intervalo muy amplio de cargas, es decir, cargas altas, en que se suministra una gran cantidad de materia orgánica para los microorganismos o bajas. Existen muchos diseños de tanques de aireación para lodos activados.

En general, un volumen de lodos del 25 a 50% del flujo que pasa por la planta se retira del tanque de sedimentación; entre el 50 y el 90% de este volumen se regresa a la zona de aireación, el resto se deshidrata y se desecha junto con otros lodos de la planta.

El atractivo inicial del proceso de lodos activados era que ocupaba menos espacio que un filtro percolador y tenía una pérdida de carga menor. Actualmente se conocen diversos diseños para llevar a cabo este tipo de tratamiento con modificaciones en la forma de aireación o en el proceso en sí: Lodos activados de alta tasa, aireación piramidal y aireación por pasos, aireación prolongada, zanjas de oxidación, estabilización por contacto, lodos activados con oxígeno puro, lechos fluidificados.

Lagunas de oxidación

En un tanque de oxidación el agua residual recibe tratamiento aerobio, frecuentemente sin equipo mecánico alguno. El tanque no es muy profundo, 1-1.5m, y el oxígeno se suministra por reaireación natural, como producción de algas. El proceso es lento y requiere de áreas sumamente grandes, aunque se mejoró al colocar una laguna alternativa, que primero es anaerobia y finalmente aerobia. La calidad del agua tratada depende mucho de la estación del año en que se desarrolle el tratamiento. El proceso se puede acelerar si se usa un equipo de aireación mecánica.

Son cuatro los tipos de laguna que se utilizan principalmente: lagunas facultativas, lagunas de maduración, lagunas anaerobias y lagunas aireadas.

2.4.2 Oxidación biológica anaerobia

Aplicación de la digestión

El uso principal de la degradación anaerobia es la estabilización de lodos primarios y secundarios que tienen contenidos de sólidos de 20 000 a 60 000 mg/L (12 a 6%) de los cuales cerca del 70% son volátiles. Los sólidos en los lodos primarios son rápidamente putrescibles y tienen un fuerte olor fecal. El resultado de la digestión es reducir el contenido volátil a un 50% y los sólidos totales al 70% de sus valores originales. Los sólidos orgánicos restante son homogéneos en su naturaleza y son relativamente estables y su olor es de alquitrán. Sin embargo, es difícil desaguar el lodo digerido.

La degradación anaerobia convencional se lleva a cabo en un proceso de dos etapas. En la primera, que se calienta a la temperatura deseada, se produce la mayoría del gas; en la segunda ocurre la sedimentación estática y la separación de sólidos. El líquido sobrenadante, que tiene un contenido alto de sustancias orgánicas solubles (hasta 10000mg/L de DBO), se retira para tratamiento aerobio en la planta principal y se separan los sólidos sedimentables como lodos para quitarles el agua y eliminarlos. Los criterios comunes de diseño contemplan una operación de sólidos volátiles de 0.5 a 1.0kg/m³ con tiempos totales de retención de 20 a 60d.

La digestión de alta tasa que utiliza la separación de sólidos y el reciclado similar al proceso de lodos activados, permite tiempos de retención de 10 a 30 h para cargas de hasta 2.0kg de SV/ m³d. El tiempo de retención efectivo de los sólidos está en la región de 10 a 20d y, normalmente, se requiere un desgasificador para reducir al mínimo los sólidos flotantes en la etapa de separación. Los procesos de alta tasa tienen aplicación en el tratamiento de desechos orgánicos fuertes (a 5% de SV) donde se pueden lograr remociones de DBO del 90%. Debido a la alta concentración inicial, el efluente requiere un tratamiento adicional antes de descargarlo a un curso de agua; pero esto se puede obtener con una pequeña unidad aerobia.

Un avance interesante en los procesos anaerobios es el uso de filtros anaerobios, donde el crecimiento biológico se mantiene en medios de arena o plástico, lo que permite

que se establezca un buen contacto entre los organismos y la materia orgánica en el desecho.

Operación de los digestores

El proceso anaerobio es sensible a condiciones ácidas de pH y requiere un control cuidadoso. Para una buena digestión, el pH debe estar entre 6.5 y 7.5; un pH descendente significa que el proceso se está desbalanceando. La producción excesiva de ácidos volátiles destruye la capacidad amortiguadora de la alcalinidad en los lodos, baja el pH y reduce la producción de metano.

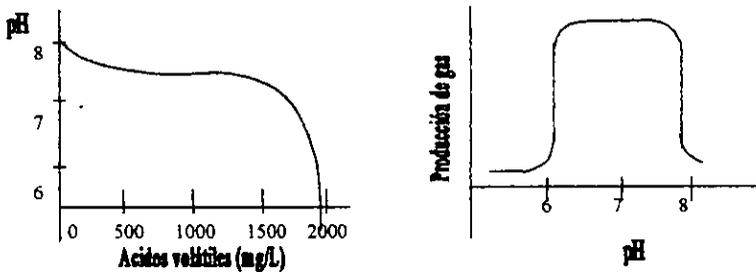


FIG.2.7 Efecto de la producción de ácidos volátiles en la digestión

Mientras que el lodo tenga una alcalinidad muy alta, el aumento en la producción de ácido puede causar al principio poco efecto en el pH. por esta razón se prefiere medir los ácidos volátiles, lo que da un mejor parámetro de control. El contenido normal de ácidos volátiles es de 250 a 1000mg/L y si excede de 2000mg/L, es probable que haya problemas. Frecuentemente se usa cal para ayudar a la recuperación de la digestión después de una producción alta de ácidos.

En las plantas de tratamiento pequeñas, la digestión algunas veces se lleva a cabo en tanques sin calentamiento que no tienen instalaciones para la recolección del gas. Tal procedimiento sólo es satisfactorio en climas cálidos, ya que en zonas templadas la digestión activa ocurre sólo durante el verano. El tanque séptico que se usa para casas aisladas y pequeñas comunidades es de hecho una planta de oxidación anaerobia que remueve SS del agua residual y los fragmenta anaerobiamente. El efluente del tanque séptico, aunque bajo en SS, todavía tiene una DBO alta y debería tratarse en un filtro biológico antes de su descarga en un curso de agua.

Digestión o tratamiento anaerobio

La digestión o degradación anaerobia se lleva a cabo en tres etapas. La primera de ellas es la fermentación (bacterias hidrolíticas y fermentativas), la segunda etapa es la acetogénesis de materia orgánica compleja mediante bacterias acetogénicas (acetógenas

“OHPA”, bacterias acetógenicas productoras obligadas de hidrógeno, por sus siglas en inglés). A menudo da como resultado la producción de cortas cadenas de ácidos carboxílicos y alcoholes (en ese caso el ácido tiende a reducir el pH por lo que el digestor y el ácido deben neutralizarse periódicamente agregando óxido de calcio).¹⁹

Las bacterias anaerobias que se conocen como metanogénicas (metanógenas acetoclásticas: MA y metanógenas hidrogenofílicas: MH) son responsables de la tercera etapa y capaces de utilizar parte de los ácidos y alcoholes para alimentarse y producen CO₂ adicional y CH₄. Ambos tipos de bacterias son muy sensibles al pH y proliferan lentamente sólo en un intervalo de pH de 6.5-8. El gas metano producido por el proceso puede eliminarse. Después de pocas semanas en el digestor, el lodo ya estable puede eliminarse e incluso incinerarse.¹⁹

La fuerza motriz en la digestión de los lodos es el consumo hecho por los organismos vivientes de los materiales alimenticios contenidos en los lodos. Debido a que los lodos son un concentrado de sustancias orgánicas, en gran parte susceptibles de descomposición, que se han removido de las aguas residuales, todo el oxígeno que pueda haberse disuelto en el componente acuoso de los lodos se agota rápidamente.

La cinética de la digestión de los lodos está gobernada por la concordancia del ambiente proporcionado por el ingeniero. Actualmente se reconoce que el proceso de digestión se optima bajo las siguientes condiciones:

1. La digestión se efectúa mediante una operación más bien transiente, cíclica o discontinua. Los lodos frescos entran al sistema y los lodos digeridos lo dejan en corrientes continuas, ayudando una a desplazar a la otra. Debido a que parte de la materia orgánica se convierte en gases que se extraen del proceso, las corrientes no son idénticas en peso o en volumen. La mayor parte de la materia orgánica que permanece al final del periodo de digestión es resistente a una descomposición ulterior y los sólidos que salen son relativamente estables. Se destruye la estructura coloidal capaz de absorber agua de los lodos y los sólidos del efluente son más o menos granulares y fácilmente deshidratados. Sin embargo, el licor de los lodos que compone la mayor parte del efluente contiene, por lo general, sustancias disueltas y no sedimentables que requieren una demanda inmediata de oxígeno de magnitud substancial. En operación continua, los lodos iniciales proporcionan: a) Los organismos de siembra para los lodos entrantes y b) La capacidad de amortiguamiento necesaria para evitar que los ácidos orgánicos disminuyan el pH de los lodos en digestión a niveles desfavorables.

2. La digestión se convierte en una operación uniforme en la que los sólidos entrantes se dispersan rápida y uniformemente en los lodos bajo digestión y que no existe diferenciación ni vertical ni horizontal, entre los lodos "viejos" o digeridos y los "nuevos" o que entran, ni entre sólidos y líquidos. Esto requiere mezclar o agitar efectivamente los lodos en digestión. La energía necesaria se obtiene generalmente de fuentes externas, pero se puede suministrar por la producción normal de gas en tanques muy profundos, en los que la ascensión vertical de los gases que emanan de los materiales digeridos se vuelve suficientemente rápida. El objetivo inmediato consiste en proporcionar la

oportunidad óptima de contacto entre el alimento y los microorganismos. Puede constituir un objetivo incidental la prevención para que se formen bolsas concentradas de productos biológicos intermediarios y finales indeseables, incluyendo los ácidos orgánicos.

3. La digestión se facilita grandemente mediante la optimación térmica del proceso, suministrándose calor ya sea mediante una fuente externa o, en forma recíproca, a partir de la combustión del metano y otros gases combustibles por sí mismos. La digestión se continúa durante un tiempo suficientemente largo para producir un material final que se pueda evacuar económicamente y sin molestias intermedias o después de su tratamiento complementario, por deshidratación, secado o incineración. Sin embargo, en sentido histórico, los lodos se digieren en la mayor parte de las plantas existentes bajo una operación más o menos discontinua. En estas condiciones, los lodos se extraen por lo general, de los tanques de digestión o de los digestores una o dos veces por turno de trabajo. El licor de los digestores se descarga desde una capa aceptablemente estratificada de líquido formado entre a) Los sólidos de los lodos que se sedimentan hacia la salida de los digestores y b) Las natas superficiales que se producen por partículas suficientemente ligeras para ascender o para elevarse por las burbujas del gas que emanan. La operación discontinua sería una elección pobre si no existiesen buenas razones para que se pusiera en marcha en su momento.

Cinética de la digestión de lodos

La digestión de los lodos de aguas residuales se puede medir de acuerdo con su contenido de materia volátil o, bien, de su generación de gas. Como se muestra en la Figura 2.8, la producción de gas de un solo lote de material orgánico, delinea una curva en forma de S. Esto significa que desde el principio del proceso hasta un determinado momento aproximado al valor medio del desprendimiento total de gas, la velocidad de gasificación crece progresivamente. De ahí en adelante, disminuye conforme se alcanza un rendimiento limitante de gas. Este comportamiento de los materiales orgánicos durante la digestión es característico de la acumulación de biomasa.

Durante la digestión continua, los productos enzimáticos de la reacción se acumulan y promueven el proceso. En tanto que la digestión sea continua, es de esperarse que la cinética del proceso tenga casi las mismas características que la descomposición aerobia a corto plazo. La línea de guiones que se extiende hacia abajo en la curva de la Fig. 2.8 sugiere esto. Se separa como un periodo de retardo no muy distinto al que presentan las muestras de DBO no inoculadas o por el crecimiento de las bacterias. La inoculación aportará flora y fauna y sus sistemas enzimáticos, que ayudan a la digestión. También crea otras condiciones ambientales, como el amortiguamiento del medio a valores adecuados del pH.

Sin embargo, la descomposición anaerobia de la materia orgánica es más lenta que la de su contraparte aerobia. Por ejemplo, a 20°C, la velocidad de gasificación diaria de los sólidos de los lodos inoculados rara vez es mayor de 8.4%, mientras que la velocidad de DBO diaria es mayor de 30%.

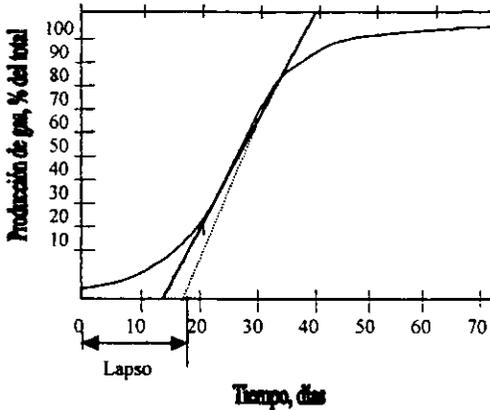


Fig.2.8 Proceso de producción de gas mediante materia orgánica sometida a descomposición anaerobia a 20°C ¹²

Formulación de la gasificación

Varias ecuaciones significativas se ajustan a las curvas anteriores de gasificación por lotes. Son de interés a) La ecuación de una reacción de primer orden catalizada, ya sea por los productos inherentes en el medio reaccionante, o bien, generados dentro de dicho medio y b) La ecuación del crecimiento logarítmico. Se pueden escribir en la siguiente forma dos reacciones autocatalíticas: ¹²

$$dy / dt = k_1 (L - y) + k_2 (L - y)^2 \quad \text{Ec. 2-1}$$

y $dy / dt = k_1 (L - y) + k_2 y (L - y) \quad \text{Ec. 2-2}$

La curva logarítmica se caracteriza por la relación:

$$100y / L = 100 / (1 + me^{-nt}) \quad \text{Ec. 2-3}$$

Aquí *y* es la cantidad de gas producido en el tiempo *t*, *L* es el valor de saturación, al que es asintótica la gasificación, y son coeficientes *k*₁ y *k*₂, ó *m* y *n*. Para *L* = 100 e *y* = 20,50 en la Fig.2.8, a *t*₀ = 15, 20 y 25 días, respectivamente, y reemplazadas convenientemente a su vez, por las unidades de tiempo de 0, 1 y 2.

$$y = 100 / [1 + 4 \exp(-1.386t)] \quad \text{Ec. 2-4}$$

Gas en los digestores

Además del metano (combustible) y el bióxido de carbono (no combustible), el gas de los lodos siempre contiene vapor de agua, ocasionalmente ácido sulfhídrico y, menos frecuentemente, hidrógeno (combustible) y nitrógeno (inerte). El ácido sulfhídrico es un gas explosivo así como tóxico. Cuando se quema ácido sulfhídrico, se puede formar bióxido de azufre que es un gas muy corrosivo. Para emplearse en motores de gas con calentadores de gas de escape, no deberán estar presentes más de 10 granos (0.645g) de sulfuro de hidrógeno en 100ft³ (2830L) de gas(0.015% volumen).¹²

El valor calorífico del gas de lodos se puede utilizar en varias formas tanto dentro de las plantas de tratamiento como para fines externos a ellas. Son comunes las siguientes: 1) Calefacción en la planta de digestores, incineradores, edificios y abastecimiento de agua caliente; 2) Producción de potencia en la planta para bombeo, compresión de aire y gas, y operación de otros equipos mecánicos; 3) Usos menores en la planta – suministros de gas al laboratorio de la planta para los mecheros de gas y refrigeradores y 4) Combustible para los motores de automóviles y camiones municipales.¹²

La calefacción y producción de potencia en la planta se llevan a cabo por combustión del gas en un horno, en una caldera de agua caliente o vapor calentada a gas, o en un motor de gas equipado con camisa de agua o intercambiador de calor para los gases de escape. Los usos menores de la planta se pueden cubrir mediante la combustión directa del gas bajo la presión disponible de la planta o por embotellado del gas. El gas para combustión de motores se debe embotellar bajo alta presión en recipientes de acero.

La captación, almacenamiento y utilización del gas de los lodos se justifican económicamente sólo cuando las plantas de tratamiento son suficientemente grandes para garantizar una producción adecuada. El almacenamiento para el gas se puede incluir en el diseño de los digestores, pero generalmente se prefieren guardagases separados. El sistema de captación, almacenamiento y distribución se debe mantener a presión con objeto de evitar la formación de mezclas explosivas de gas y aire.¹²

El metano se quema en la siguiente forma: $\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 = \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$, debido a que el aire contiene aproximadamente 21% de oxígeno en volumen, se requiere cuando menos $2/0.21 = 9.5\text{L}$ (268K) de aire para quemar 4.76L de metano. Por consiguiente, si el gas contiene 72% de metano, se requieren cuando menos $9.5 \times 0.72 = 6.84\text{L}$ para quemar el metano que existe en 4.76L de gas del digestor. Se forman mezclas explosivas de metano y aire dentro de una gama de 5.6 a 13.5% de metano en volumen. La velocidad de la flama es máxima a 9.6%. Sobre 13.5% la mezcla arde suavemente después de la ignición. Han ocurrido explosiones violentas con pérdida de vidas en las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Los dispositivos para operación, protección y regulación de los sistemas de colección y distribución de gas incluyen: 1) Trampas de condensado y drenes para vapor de agua; 2) Trampas de flama que impiden el retroceso de la flama desde los quemadores

y motores de gas; 3) Válvulas reguladoras de gas, y 4) Quemadores del gas residual. Las líneas de gas y sus accesorios se deben proteger contra la congelación; además todas las ventilas deben terminar libremente al exterior. El gas se puede almacenar bajo una carga de 3 a 6 in (7.62 a 15.24cm) de agua sin compresión previa. La presión económica para los tanques cilíndricos y esféricos de presión es aproximadamente de 40psig (2.74atm).

El gas embotellado se coloca a una presión aproximada de 5000psig (340atm). Antes de ser comprimido, el gas se puede hacer pasar, a través de lavadores para remover los constituyentes indeseables: bióxido de carbono, ácido sulfhídrico y vapor de agua. Las calderas de agua caliente no son tan eficientes (cerca de 60%) como las calderas de vapor con cambiadores de calor para calefacción de agua (cerca de 80%). Los motores de gas con camisas de agua, equipados con calderas para gases de escape tienen una eficiencia para calentamiento de agua aproximadamente de 50% y una eficiencia de potencia directa de 22 a 27%, dependiendo de la carga sobre el motor (respectivamente, para media carga a carga plena).

La conversión de la potencia de los motores de gas a potencia eléctrica y el empleo de equipo eléctrico, implican una pérdida aproximadamente de 25% de la potencia del motor. Para un comportamiento igual en motores automotrices, se debe substituir aproximadamente 4 530L de gas (160ft³) que contengan 72% de metano (110,000Btu o 27,700kcal) por 3.785L (un galón) de gasolina (122,000Btu o 30,600kcal).

Debido a que 28.32x10⁶L (10⁶ft³) de aire darán el tratamiento necesario para 3.7885mLd (1mgd) de aguas negras procedentes de 100,000 personas en unidades de lodos activados y, a causa de que la producción de gas a partir de sólidos primarios y de lodos activados es de alrededor de 35.5L (1.25ft³) *per capita*, por lo general es suficiente el abastecimiento de gas de 35.5 + 16⁴L (1.25x10⁴ft³) para proporcionar la potencia necesaria del motor (y también eléctrica cuando se requiera) y para mantener los tanques a temperaturas mesofílicas óptimas. En las plantas de tratamiento primario con digestión de lodos, el rendimiento aproximadamente de 28.32L (1ft³) *per capita* es generalmente mayor que el adecuado para los fines principales de la planta.

La flexibilidad de la operación eléctrica en las plantas de tratamiento, incluyendo la posibilidad de comprar electricidad, cuando falle el abastecimiento de gas, justifica la instalación de equipo eléctrico. Se deberá proporcionar un combustible alternativo en la forma de gasolina, aceite o gas municipal. El equipo de reserva varía de acuerdo con las fuentes seleccionadas de energía.

2.4.3 Factores que afectan el tratamiento biológico

El tratamiento biológico consiste en promover y mantener una población de microbios (biomasa) que metaboliza el desecho a tratar. Son muchos los factores que influyen en el intervalo al cual ocurre la biodegradación, a través de experimentar con estos factores se pueden identificar, establecer y controlar las condiciones favorables para asegurar el crecimiento y florecimiento de la biomasa. Una vez logrado lo anterior, la biodegradación puede llevarse a cabo a modo de ser competitiva con alternativas de tratamientos físicos y químicos. Los factores de diseño que afectan el tratamiento biológico incluyen:

- Respiración
- Humedad
- Temperatura
- pH
- Sólidos disueltos totales
- Disponibilidad de nutrimentos
- Diseño del reactor
- Substrato

Respiración

Las reacciones catabólicas involucran transferencia de electrones del desecho a un aceptor de electrones, y el proceso biológico mediante el cual ocurre se denomina *respiración*. En respiración aerobia, la bacteria utiliza oxígeno como aceptor final de los electrones removidos del compuesto orgánico oxidado. Típicamente, en el caso de la biotransformación, se adiciona oxígeno a la molécula orgánica y al hidrógeno removido (oxidación de un alcohol a un ácido) hasta completar la mineralización, el oxígeno se reduce a agua y el carbón orgánico se oxida a bióxido de carbono. La masa de oxígeno que requieren los sistemas aerobios puede calcularse basándose en la estequiometría de las determinaciones del laboratorio. Por ejemplo, la siguiente ecuación estequiométrica para la mineralización de un alqueno ramificado en reacciones catabólicas omite pasos intermedios de oxidación a alcohol y posteriormente a ácido¹²:



El oxígeno requerido para completar la mineralización de un miligramo de alqueno se calcula de la siguiente manera²⁸:

$$\frac{10 (2 \times 16)}{(7 \times 12) + (12 \times 1)} = 3.33 \text{ mg } O_2 / \text{ mg de alqueno}$$

Porque la solubilidad del oxígeno en la superficie del agua es del orden de 8mg/L, este ejemplo ilustra que aún concentraciones muy bajas de desecho orgánico necesitan que se suministre oxígeno a las operaciones de tratamiento aerobio. Para garantizar un

factor de seguridad en el tratamiento aerobio, en la práctica general se acepta mantener un mínimo de 2mg/L de oxígeno disuelto.

Los procesos anaerobios se definen como un tratamiento que se desarrolla en ausencia de oxígeno. Esta definición simplifica un sistema sumamente complicado de reacciones que resultan en la conversión de compuestos orgánicos hidrolizados en ácidos orgánicos más complejos, quienes posteriormente son degradados a ácido acético, hidrógeno y bióxido de carbono que a su vez son metabolizados por bacterias metanogénicas, resultando la producción de metano. Del mismo modo como en los procesos aerobios el oxígeno es el aceptor final de electrones, en la respiración anaerobia el aceptor final de electrones puede incluir cualquiera de una serie de compuestos inorgánicos en el siguiente orden de preferencia:

Nitratos	Reducidos a nitrógeno
Sulfatos	Reducidos a ácido sulfhídrico
Bióxido de carbono	Reducido a metano

La eficiencia de degradación anaerobia suele ser más baja que la de la degradación aerobia; sin embargo, la degradación anaerobia presenta ventajas importantes cuando se trata de degradar desechos recalcitrantes a la biodegradación. Al no requerir suministrar oxígeno, se eliminan los costos de aireación. Al convertir más del sustrato orgánico a metano, el proceso elimina menos biomasa por unidad de desecho orgánico tratado. Inclusive se encontraron compuestos que son degradados más eficientemente mediante tratamiento anaerobio que aerobio, en particular, es importante mencionar la capacidad de los procesos anaerobios para transformar compuestos halogenados¹⁴.

Humedad

La biodegradación requiere de humedad por dos razones:

1. Para el crecimiento celular ya que el tejido celular tiene entre un 75-80% de humedad.
2. Como medio de transporte de los microorganismos en el sustrato o viceversa para las especies sin movimiento.

La biodegradación en sistemas secos puede llevarse a cabo a niveles de humedad muy por abajo de la saturación. Las bacterias dejan de crecer si el contenido de agua del medio se encuentra en un 92% de humedad relativa²⁴. Sin embargo, en general se acepta que la humedad mínima necesaria para el tratamiento de este tipo de sistemas sea de 40% de saturación.

Temperatura

La temperatura tiene una gran influencia en el “crecimiento” o reproducción de los organismos. La actividad celular, particularmente los sistemas enzimáticos, responden al calor, tanto que la reproducción celular se incrementa significativamente con el incremento de temperatura hasta que se alcanza la óptima. Incrementos de temperatura de unos cuantos grados por encima de la temperatura óptima pueden disminuir la velocidad de reproducción dramáticamente al inactivar los sistemas enzimáticos y reducir la capacidad reproductiva.¹³ Si se continúa la exposición a altas temperaturas podrían fundirse los lípidos de la membrana, provocando la muerte celular.¹⁸ A diferencia de las altas temperaturas, las bajas no suelen ser letales; en todo caso, disminuyen la actividad celular.

La actividad decrece al bajar la temperatura de la óptima porque se reduce la actividad enzimática y se pierde la fluidez de las membranas celulares, restringiendo el transporte de las moléculas del sustrato.¹⁵ Una disminución repentina de temperatura provoca una reducción de la actividad celular mayor que si se disminuyera paulatinamente la temperatura, cuando se le permite a los organismos aclimatarse. La Figura 2.9 muestra como la actividad celular que se encuentra por abajo de su temperatura óptima puede incluso duplicarse con un aumento de temperatura de aproximadamente 10°C (de 5 a 15°C, por ejemplo).

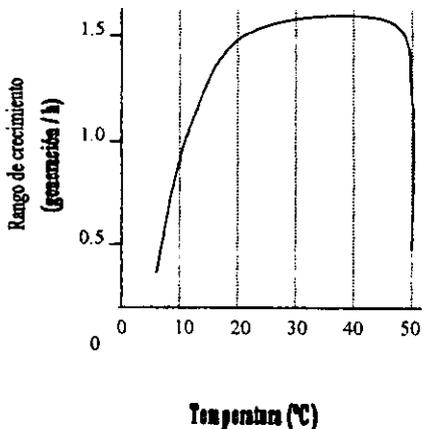


FIG. 2.9 Crecimiento de las bacterias con respecto a la temperatura

La Figura 2.9 muestra como cae drásticamente el crecimiento de las bacterias por encima de los 45°C. La temperatura proporciona bases para la clasificación de intervalos

típicos en los cuales las bacterias aún funcionan. Además, en este intervalo existe una temperatura óptima a la cual se tiene el máximo crecimiento celular (entre 30 y 40°C).

pH

La actividad enzimática depende del pH. La cantidad de una enzima particular que se encuentra en actividad catalítica cambia con las variaciones de pH y se tiene la máxima cantidad al pH óptimo. De acuerdo a lo anterior, el crecimiento depende del pH, la mayoría de las bacterias crecen mejor en un rango relativamente corto alrededor de la neutralidad (en un intervalo de pH de 6-8), las bacterias mueren entre 4-5 y 9-9.5; sin embargo, se llegan a dar algunos casos de bacterias que sobreviven a estos límites.

La actividad microbiana puede alterar el pH; como por ejemplo, la fermentación anaerobia que convierte el desecho orgánico en ácidos orgánicos disminuyendo el pH. La nitrificación (conversión de NH_2^+ en NO_3^-) también baja el pH, como lo hace el CO_2 producido en la degradación aerobia. La ruptura de compuestos orgánicos nitrogenados puede elevar el pH por la liberación de NH_4^+ . Si cualquiera de estos efectos no se controlan, la alteración del pH puede inhibir, si no matar, la población microbiana.

Sólidos disueltos totales

La concentración de sólidos disueltos totales puede afectar el tratamiento biológico de base líquida. Si la concentración (medida como sólidos disueltos totales o SDT) es demasiado alta, los microbios mueren debido a la ruptura osmótica de la membrana. Si los SDT varían mucho, la actividad de la población microbiana puede disminuir. La ingeniería ambiental ha desarrollado reglas prácticas basadas en la experiencia²⁸:

- SDT no debe exceder 40 000 mg/L
- SDT no debe variar un factor mayor de 2.0 en un periodo de tiempo corto.

Nutrientes

La biomasa contiene carbono y muchos otros elementos. El metabolismo requiere estos elementos como nutrientes además del carbón orgánico del sustrato. El fósforo y el nitrógeno se consideran macronutrientes porque la síntesis del tejido celular requiere más que a cualquier otro nutriente. Frecuentemente, el nitrógeno y el fósforo no están disponibles en cantidades suficientes en desechos tóxicos y se deben agregar, normalmente como amoníaco y ortofosfato.

La fórmula empírica de la porción orgánica de protoplasma de las bacterias $\text{C}_{60}\text{H}_{87}\text{O}_{23}\text{N}_{12}\text{P}$ proporciona las bases para calcular la cantidad teórica de nitrógeno y fósforo requeridos para la síntesis de la masa celular del desecho. Aunque más que

calcular los requerimientos teóricos o usar reglas generales es importante determinar analíticamente los nutrientes necesarios para el tratamiento. Los requerimientos específicos son mucho más dependientes del tipo de residuo a tratar, la disponibilidad de nutrientes en éste, la biomasa y el diseño del sistema de tratamiento.

Diseño y operación del reactor

El diseño físico particular de un reactor para la biodegradación tiene una gran influencia en la eficiencia y costo del tratamiento. Algunos factores importantes que deben considerarse en el diseño de un reactor son flujo de alimentación, mezcla de influentes, régimen, tiempo de retención hidráulica, etc. Si se controlan estos factores, la biodegradación puede reducir las concentraciones de contaminantes a los niveles requeridos. La optimización de estas variables reducirá los costos e incrementará el rendimiento del sistema.

Estabilización de flujo: Es necesario mantener un flujo de alimentación estable ya que variaciones temporales de flujo pueden destruir o dañar significativamente la biomasa. Para garantizarlo cuando se manejan desechos con variaciones importantes de flujo, se propone colocar un tanque adicional con una profundidad adecuada que permita variaciones de volumen. El desecho se bombea de este tanque al tanque de tratamiento.

Mezcla de influentes: Una mezcla completa da la posibilidad de cumplir con la condición anterior y compensar las variaciones de concentración de contaminantes en el desecho a tratar. Es claro que de mantener una concentración constante la remoción de desechos es mucho más eficiente.

Tiempo de retención de sólidos: La población de microorganismos en un reactor, medida como biomasa, es importante porque la degradación muestra una dependencia lineal con la concentración de biomasa, que puede incrementarse por reflujo; el tiempo de retención de sólidos (TRS) puede exceder el tiempo de residencia hidráulico. Existe una dependencia obvia pues a mayor TRS, mayor concentración de biomasa, además la eficiencia de remoción se incrementa con el TRS. Una ventaja de recircular en lugar de incrementar la concentración de biomasa es que se mantienen los microorganismos que ya se aclimataron al compuesto orgánico particular que se trata. Si el TRS es demasiado corto (menor al tiempo requerido para generar nuevas células), la biomasa puede disminuir y desaparecer.

Tiempo de residencia hidráulico: Es igual al volumen del reactor dividido por su flujo. Obviamente los costos disminuyen al disminuir el tiempo de residencia hidráulico, sin embargo, minimizarlo tiene sus riesgos ya que al hacerlo la posibilidad de manejar problemas repentinos de operación disminuye. Además, al disminuir el tiempo de residencia hidráulico debe incrementarse la cantidad de biomasa para asegurar la remoción efectiva. Experimentalmente se observa que altos niveles de biomasa son inaceptables en sistemas de tratamiento para desechos acuosos ya que tendría que

habilitarse posteriormente un clarificador y presentaría problemas para suministrar oxígeno en las cantidades necesarias.

Otros factores

Algunos otros factores que pueden influir en la eficiencia de un tratamiento, aunque no con la importancia que los anteriores, tiene que ver con las características del desecho a tratar, ya que si tiene una gran variedad de compuestos que requieren ser degradados, experimentalmente se observa que los microorganismos degradan secuencialmente los compuestos y posiblemente retrasen la degradación de un compuesto específico. Sin embargo, se comprobó experimentalmente que en sistemas con tiempos de retención de sólidos muy largos los compuestos son removidos simultáneamente aunque en diferentes etapas.⁹

2.4.4 Microbiología

Un gran número de factores microbiológicos afectan el tratamiento biológico, dichos factores pueden agruparse en las siguientes categorías:

- Energía y recursos del sustrato
- Procesos enzimáticos
- Biodegradabilidad del sustrato
- Inhibición y toxicidad
- Comunidad microbiana

Energía y recursos del sustrato

Cualquier forma de materia viva requiere energía y sustrato para crecer y mantenerse. Los recursos particulares de los cuales los microorganismos obtienen ambos es el criterio básico para la clasificación presentada en la Tabla 2.4.

El tratamiento biológico es el resultado directo del metabolismo heterotrófico en el cual el desecho orgánico es el sustrato (el agua sirve como sustrato y energético a los organismos vivos). De todos los diferentes organismos involucrados en el tratamiento de desechos tóxicos, los más comúnmente usados son las bacterias heterótrofas. Sin embargo, los hongos y otras formas de vida más complejas pueden ser efectivas en aplicaciones específicas y, al final, como predadores pueden afectar los resultados del biotratamiento en la mezcla de poblaciones biológicas que normalmente existen fuera del laboratorio.

Estas condiciones deben tomarse en cuenta en el diseño de un sistema de tratamiento biológico, se deben elegir aquellos microorganismos que normalmente se encontrarán en sistemas naturales similares.

Procesos enzimáticos

Los componentes del residuo pueden ser tan pequeños como una molécula o tan grandes que ya no puedan crecer más. Para que se lleve a cabo la degradación, el desecho como sustrato debe primero establecer contacto con una biopelícula, lo cual da inicio a una serie de pasos metabólicos en la degradación de desechos orgánicos como lo describe la Figura 2.10.

El primer paso consiste en transportar el sustrato dentro de la célula, lo cual puede suceder vía tres métodos:

- Complejación enzimática extracelular
- Licuefacción
- Transporte directo

Típicamente, a través del contacto de la bacteria con el sustrato, las enzimas extracelulares producidas por la bacteria formarán complejos con las moléculas del sustrato. Estos complejos permiten al sustrato pasar a través de la pared celular. Una vez dentro de la célula, las enzimas ayudarán al complejo con el sustrato para catalizar otras reacciones necesarias para obtener energía y construir nuevo material celular.

Algunos compuestos orgánicos son demasiado grandes para transportarse dentro de la célula y, entonces, se licúan en la superficie de la célula. Algunos otros pueden pasar dentro de las células de bacterias directamente sin acomplejarse con las enzimas.

TABLA 2.4 CLASIFICACIÓN DE MICROORGANISMOS EN REALACIÓN A SUS REQUERIMIENTOS ENERGÉTICOS Y SUBSTRATO

Clasificación de microorganismos	Recurso energético	Substrato
Autótrofos		
Fotoautótrofos	Luz	Bióxido de carbono
Quimioautótrofos	Reacciones de óxido-reducción de compuestos inorgánicos	Bióxido de carbono
Heterótrofos	Reacciones de óxido-reducción de compuestos orgánicos	Carbono orgánico

Biodegradabilidad del sustrato

La experiencia demuestra que la mayoría de los compuestos orgánicos sintéticos son biodegradables, por lo que tratarlos biológicamente es una alternativa técnicamente factible. Sin embargo, la literatura está repleta de casos en los que compuestos específicos se resisten a la degradación (tales compuestos se denominan **recalcitrantes** o **refractarios**) o su degradación se lleva a cabo tan lentamente que provoca que el tratamiento sea ineficiente (compuestos **persistentes**). Utilizando los compuestos

recalcitrantes en investigación se lograron identificar exitosamente microorganismos capaces de degradar algunos de ellos mientras que otros permanecieron como recalcitrantes o persistentes.

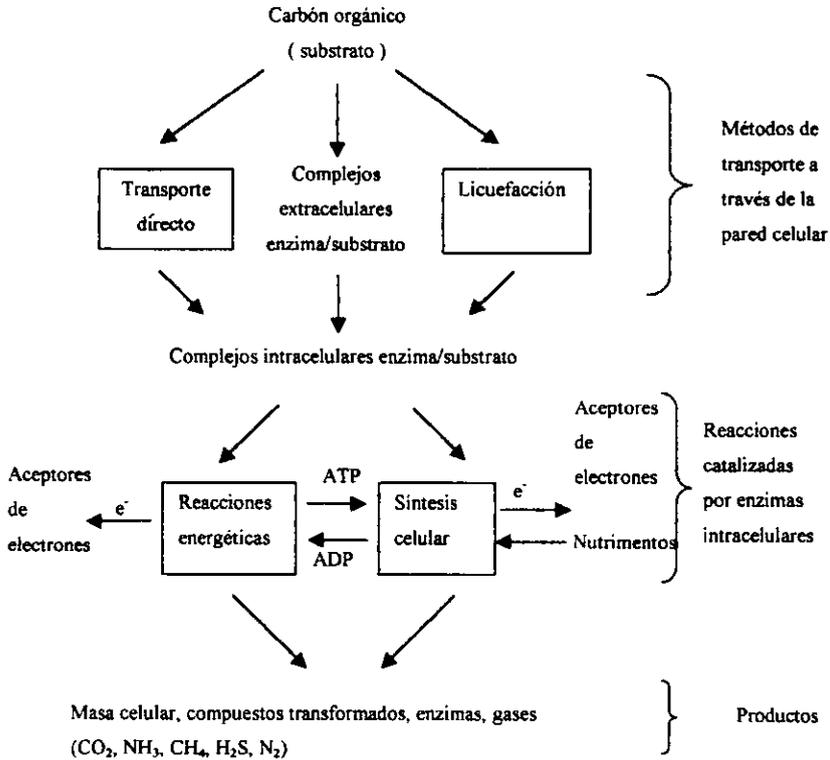


FIG. 2.10 Secuencia metabólica de la degradación¹⁹

Pero ¿Qué provoca que un compuesto orgánico sea persistente y otro no? La biodegradabilidad inherente a un compuesto depende de su tamaño aunado a su estructura molecular. Los hidrocarburos no sustituidos, excepto los aromáticos policíclicos de anillo múltiple (HAP o PAH por sus siglas en inglés), generalmente se degradan rápidamente.

También se sabe que ciertos sustituyentes se resistirán a la biodegradación y que pequeños cambios en la configuración de una molécula biodegradable pueden provocar persistencia (Fig. 2.11).

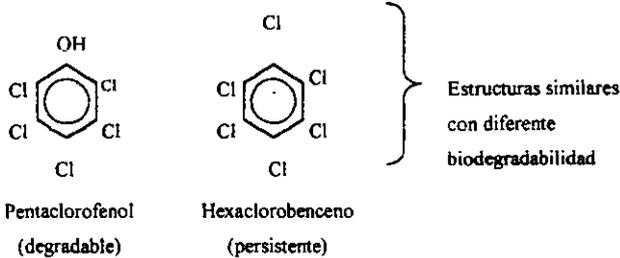


FIG. 2.11 Biodegradabilidad de compuestos con estructura química similar

Algunos intentos de relacionar la biodegradabilidad con varios parámetros estructurales indican que las siguientes condiciones, ya sean individuales o en combinación, se asocian frecuentemente con los compuestos recalcitrantes o persistentes:

1. Halogenación
2. Gran número de halógenos
3. Alta ramificación
4. Baja solubilidad en agua
5. Diferencias de cargas atómicas¹⁴

Las características anteriores se deben considerar como lineamientos generales más que como características definitivas.

Inhibición y toxicidad

Muchos desechos orgánicos e inorgánicos incrementan sus efectos al incrementar su concentración. Sustancias orgánicas que son biodegradables a una concentración pueden volverse persistentes a concentraciones más altas pues inhiben el crecimiento de la comunidad microbiana, incluso puede volverse tóxica para ésta a mayores concentraciones. Esto sucede cuando la sustancia rebasa el sistema enzimático que normalmente lo degrada. Muchos de los nutrientes inorgánicos necesarios para la síntesis de la masa celular son tóxicos para los mismos organismos a mayores concentraciones.

Comunidad microbiana

El tratamiento biológico incluye interacciones complejas de poblaciones biológicas mixtas. Las rapidezces de crecimiento y utilización del sustrato

frecuentemente son más altas en comunidades ricas mixtas que en comunidades pobres aisladas. En comunidades mixtas, los organismos no solo pueden iniciar catabolismos importantes, sino que también son consumidores secundarios (organismos que utilizan derivados intermedios de la transformación del sustrato original). Los consumidores secundarios también pueden mantener el crecimiento de consumidores primarios (al proveer factores específicos de crecimiento, remover productos tóxicos o transportar material genético en las cadenas). En algunos casos los consumidores primarios pueden ser completamente dependientes de los secundarios en cuanto a su crecimiento.

Una comunidad microbiana en la que cada especie funciona como vínculo vital en una cadena de pasos de transformación y mineralización, puede ser necesaria para muchos compuestos orgánicos. Por ejemplo,²⁷ se encontró que una comunidad microbiana mixta de tres especies de bacterias era capaz de degradar 3-clorobenzoato. Sin embargo, ninguna especie fue capaz de hacerlo por sí misma (Fig. 2.12).

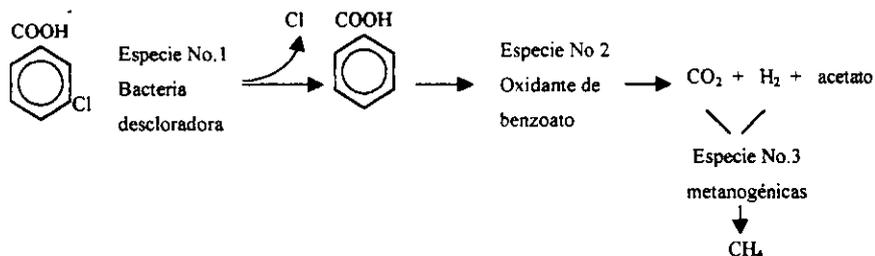


FIG. 2.12 Biodegradabilidad del 3-clorobenzoato por acción de una comunidad microbiana mixta

Normalmente, cuando los organismos se exponen a contaminantes orgánicos, tienen a desarrollar, por adaptación una habilidad para degradarlos como sustrato. El rango al cual el microorganismo se puede adaptar determinará la velocidad a la que la concentración de contaminantes disminuirá en agua y suelo. La adaptación es la selección natural de consumidores primarios, los adaptados crecerán por selección sobre los ya presentes, pero también por mutación y herencia. De este modo, nuevas actividades enzimáticas pueden aparecer en la población.

2.5 Tratamiento aerobio en equipos de biodiscos

1. Mecanismo de operación

Es importante mantener una velocidad de rotación constante para que la biopelícula pueda formarse de manera uniforme a lo largo del reactor y así prevenir al reactor de problemas como rompimiento del eje. Los mecanismos aerobios presentan problemas de operación para mantener una media de crecimiento y velocidad de rotación

constantes y son muy sensibles a los cambios de carga. El RBR puede operar intermitentemente y luego detenerse si no se corrige¹⁷.

El RBR proporciona oxígeno adicional por lo que puede soportar cargas elevadas.

2. Densidad del medio de soporte de la biopelícula

Debe determinarse para el reactor para maximizar la remoción de materia orgánica sin sacrificar vida y operación del equipo por el peso de la sobrecarga. Existen dos tipos de medios, uno con densidad alta y otros con densidad estándar, cada una tiene una aplicación particular. Los soportes de densidad baja se usan en las primeras etapas del tratamiento secundario cuando la carga es muy elevada, la remoción es mayor y la biopelícula muy delgada. Los soportes de densidad estándar tienen una aceptación mayor entre películas medianas (20mm de espesor). Este espesor permite crecer a la biomasa más delgada que a su vez tiene una mayor carga orgánica. Un soporte inerte para cualquier RBR deberá ser capaz de soportar biopelículas de hasta 3.0mm de espesor (0.125in)¹⁷.

3. Selección del eje

La selección del eje se lleva a cabo durante el diseño y se considera la carga, los requerimientos del proceso, medio de operación, operación y preferencias estructurales. Muchos fabricantes usan diferentes ejes que de alguna manera dependen del método de soporte y colocación o acoplamiento. Los ejes de acero de 13 a 25mm (0.5 a 1in) de espesor suelen usarse con varios recubrimientos sintéticos y galvanizados para reducir los efectos de la corrosión.

Cuando se selecciona un eje para el RBR se debe considerar la desviación máxima del eje bajo la carga máxima, fatiga del eje bajo las condiciones de diseño y técnicas de construcción para la fabricación de los ejes

La longitud del eje, el diámetro del disco y la densidad del medio determinan la cantidad media de área superficial en el eje, el cual se selecciona para que corresponda al flujo y calidad de agua residual y con todo el proceso en general. La cantidad correcta de área superficial se proporciona en cada etapa para asegurar que se obtendrá el grado apropiado de remoción de carga orgánica.

Una falla en el eje es determinante para el proceso, especialmente en plantas pequeñas, además de ser costoso y tomar mucho tiempo para reemplazarse. Soldaduras discontinuas en el eje pueden provocar fallas al crear puntos de presión en el eje de acero¹⁷.

4. Número de etapas

La configuración de las etapas en un sistema RBR es parte integral del diseño del proceso global, ya que propicia diferentes condiciones ambientales donde pueden crecer

distintos tipos de microorganismos y variar el grado de etapa a etapa. El grado de este desarrollo en cualquier etapa depende principalmente de la concentración de materia orgánica soluble en la biomasa líquida de la etapa. Como el agua fluye a través de todas las etapas del proceso, cada etapa subsecuente recibe un influente con una menor concentración orgánica que la etapa previa. Así, la remoción orgánica para una superficie dada se elevará al incrementar el número de etapas.

La carga orgánica típica para una etapa particular estará normalmente en el intervalo de 12.2 a 20g de DBOs/m².d (2.5 a 4lbDBOs/d/1000ft²) de acuerdo a la DBO promedio del influente. De acuerdo a estos parámetros, el número de etapas puede seleccionarse como se presenta en la Tabla 2.5.

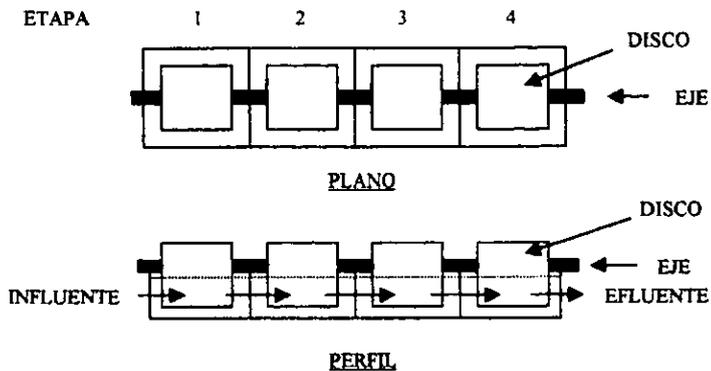
TABLA 2.5 SELECCIÓN DEL NÚMERO DE ETAPAS EN UN RBR¹⁷

Efluente	Mínimo recomendado
DBO soluble (mg/L)	Número de etapas
>25	1
15-25	1 o 2
10-15	2 o 3
<10	3 o 4

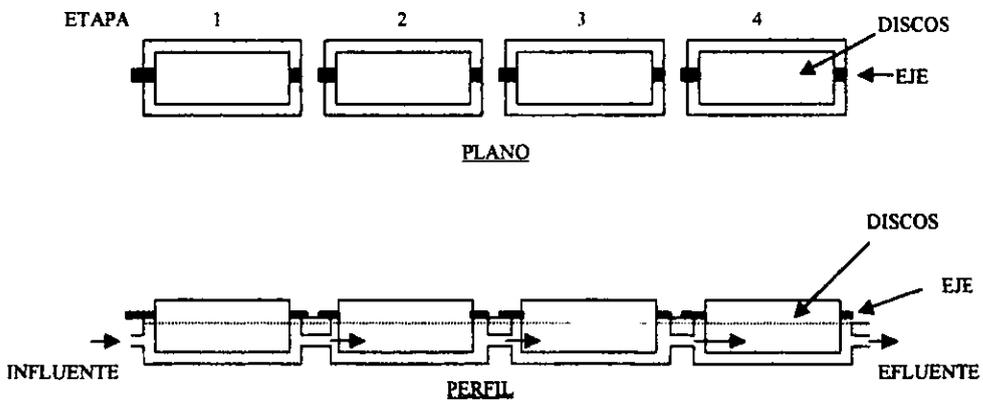
El RBR, ya sea de una unidad o de un número de unidades puede separarse en una serie de compartimentos independientes y completamente mezclados. La forma en que cada flujo se divide en series a través de estos compartimentos se llama etapa y puede maximizar la eficiencia de remoción de DBO y de nitrógeno amoniacal. Varios esquemas de cómo se disponen estas etapas se muestran en la Figura 2.13.

En las plantas pequeñas con solo una o dos unidades, el eje y los discos se separan en etapas mediante el uso de deflectores en un solo tanque. El flujo se alimenta de principio a fin. Unidades bien diseñadas deben permitir mover los deflectores para variar la cantidad de discos en cada etapa. La disposición 1 de la Figura 2.13 muestra un sistema común de cuatro etapas, aunque pueden incluirse hasta diez etapas para tratamientos con requerimientos específicos como la nitrificación¹⁷.

Las plantas grandes usan numerosas unidades de RBR para permitir muchas etapas y variaciones de flujo, uno o más ejes pueden considerarse como etapas, el flujo puede pasar a través de trenes paralelos idénticos al mismo tiempo mientras, dentro de cada tren, el flujo progresa en series de una unidad a la siguiente. La disposición 2 de la Figura 2.13¹⁷ muestra cuatro ejes en series con flujo paralelo al eje mientras la disposición 3 muestra cuatro ejes en series con flujo perpendicular al eje.



DISPOSICIÓN NO.1 UN EJE
CUATRO ETAPAS
FLUJO PARALELO AL EJE



DISPOSICIÓN NO.2 CUATRO EJES
CUATRO ETAPAS
FLUJO PARALELO AL EJE

FIG. 2.13 Disposición típica de un RBR (cont.)¹⁷

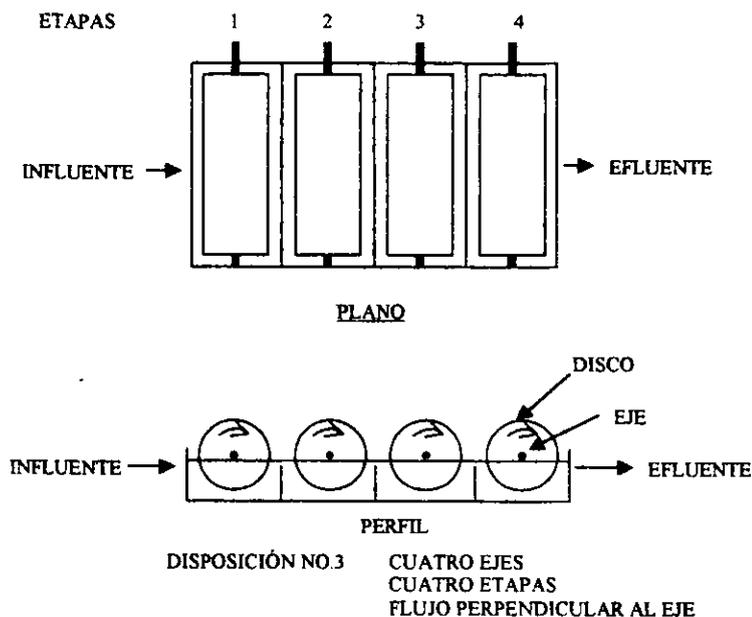


FIG. 2.13 Disposición típica de un RBR (cont.)¹⁷

En los sistemas de RBR la máxima remoción de materia orgánica del agua residual depende de muchos factores tales como el tipo de sustrato, diámetro del RBR, velocidad de rotación y temperatura.

5. Recirculación

La recirculación debe usarse para periodos de flujo o carga bajos para mantener suficientes bacterias en el medio. La recirculación es una alternativa de distribución de la carga de entrada, representa un método alternativo para estabilización y distribución del lodo en la superficie disponible dentro de las varias etapas del sistema. Si el flujo es intermitente, la recirculación se practica para hacer circular el efluente y los lodos. Debe tenerse cuidado antes de usar cualquier método porque se afectará tanto la carga orgánica como la hidráulica.¹⁷

6. Carga orgánica

La carga orgánica en términos de DBO soluble generalmente se limita de 15 a 39g/m²d (3 a 8lb de DBOs/d/1000ft²) en la primera etapa. El sistema no debe ser sobrealimentado debido a los cambios de intervalo y velocidad del flujo de agua residual, aunque generalmente existe cierta flexibilidad para ajustar los patrones de flujo y las etapas a las mejores condiciones.

Los problemas provocados por sobrecargas tienen que ver con olores, deterioro del proceso y posibles fallas en el equipo. Alargar la primera etapa con los ajustes correspondientes para las etapas subsecuentes de ser necesario, puede mejorar la remoción a través de todo el sistema. Por otro lado suministrar aireación adicional ayuda a la sobrecarga al mantener la biomasa fresca y mejorar la remoción de DBO soluble. Si la sobrecarga es constante y provoca que el área superficial sea insuficiente para satisfacer los requerimientos del tratamiento, entonces será necesario reducir la carga.¹⁷

7. Carga hidráulica

El flujo dentro de una unidad de RBR afecta la carga hidráulica, la carga orgánica y el tiempo de residencia del desecho líquido. Incrementar el flujo también incrementa las cargas orgánica e hidráulica y reduce el tiempo de residencia.

La operación de un RBR comúnmente se expresa relativo a la carga hidráulica aplicada en unidades de flujo por unidad de área de disco (i.e., L/m²d [gpd/ft²]). Las cargas hidráulicas para agua residual doméstica son de menos de 40 a 244L/m²d (1 a 6gpd/ft²).

El tiempo de residencia o reacción suficiente es necesario en cualquier reactor biológico. El tiempo de residencia es una función directa del volumen de agua disponible dentro del tanque del RBR y del flujo de agua residual. Estudios recientes involucrados con el tiempo de residencia de un RBR reportan valores óptimos en términos de volumen requerido por área superficial. Se reportó un valor de 4.9L/m²d como volumen por área superficial. En términos de cargas hidráulicas normales esto correspondería aproximadamente a 2.9 horas a 40L/m²d a 0.6 horas a 200L/m²d.

Menores cargas hidráulicas, que proporcionan mayor tiempo para la utilización del sustrato, reducen la concentración del efluente y del reactor a niveles muy bajos. Las cargas hidráulicas para la remoción de DBO únicamente, generalmente se encuentran en un rango de 244 L/m²d, mientras que la carga para nitrificación es típicamente de 40 a 73L/m²d.¹⁷

8. Velocidad de rotación

La rotación del disco a través del agua residual proporciona tanto aireación como mezclado, necesarios ambos para un tratamiento efectivo. Además, la fuerza de corte que suministra la rotación de los discos ayuda a remover los excesos de biomasa de la superficie del disco rotatorio. La rotación del disco puede expresarse ya sea como velocidad tangencial o como velocidad angular, ambas se relacionan mediante el diámetro del disco según la ecuación:

$$v = ds$$

donde v = velocidad tangencial

d = diámetro del disco

s = velocidad angular

Al incrementar la velocidad se beneficia la operación del RBR. El mecanismo exacto mediante el cual la velocidad angular mejora la operación no se conoce bien, pero es dependiente de ciertas condiciones límite específicas, por ejemplo, bajo condiciones limitantes de oxígeno disuelto, es muy importante incrementar el oxígeno disuelto en la mezcla líquida y cortar la biopelícula. Ambos factores permitirán mayor penetración de oxígeno en la biopelícula, y así reducirán o eliminarán las zonas anaerobias y los problemas que estas acarrearán.

Bajo condiciones limitantes de transporte es muy importante tener un período de reducción de la aireación para permitir mayores concentraciones del substrato adyacente a la biopelícula e incrementar el transporte.

La rotación de los discos se limita por factores físicos y mecánicos, ya que velocidades de rotación excesivas no solo cortan toda la biomasa del disco, sino que los requerimientos de potencia se elevan exponencialmente con el incremento de la velocidad de rotación.

Por otro lado, altas concentraciones de sulfuro de hidrógeno (H_2S) pueden limitar la operación pues aceleran crecimientos perjudiciales. Cuando está presente, ya sea en el influente o que se produzca dentro de la biopelícula, microorganismos oxidadores de sulfuro tales como *Beggiatoa* crecen en la superficie de la biopelícula. Las preguntas sobre si la *Beggiatoa* es o no autótrofa y la relativa influencia de las concentraciones de H_2S y OD en su crecimiento aún no son claras. El microorganismo crecerá bien como heterótrofo en algunas sustancias orgánicas disueltas. La *Beggiatoa* deposita gránulos de azufre dentro de la célula en presencia de oxígeno.

La *Beggiatoa* compete con microorganismos heterótrofos por el oxígeno y el espacio en la superficie del disco del RBR. Su predominancia puede provocar un incremento en la concentración de biomasa en una unidad del RBR mientras, al mismo tiempo, causa una reducción substancial en la remoción orgánica de compuestos carbonosos por unidad de área. En casos extremos, la posesión de la primera etapa de un sistema RBR sobrecargado por *Beggiatoa* puede cambiar el lodo a la siguiente etapa y

conducir una adquisición progresiva de la *Beggiatoa* en todo el sistema y de este modo deteriorar la calidad del efluente,¹⁷ en términos de la DQOs o la DBO.

Estrategias de operación

El objetivo de una estrategia de operación para un RBR es mantener el grado de tratamiento requerido al tiempo que se minimizan los problemas de operación y costos del sistema.

Un sistema de tratamiento de RBR se optimiza al usar el área disponible del disco y rotar el eje tan rápido como sea práctico. Pueden ocurrir problemas de operación si el número de discos es inadecuado o si la rotación es muy lenta y suministra oxígeno insuficiente para transferirse a la biopelícula. Los costos de operación se optimizan al operar lo más lentamente posible y con el menor número de discos.

La estrategia es balancear los criterios anteriores para conocer los requerimientos del tratamiento en los mínimos costos de operación. Optimizar cualquier sistema RBR depende de su tamaño y disposición física. Un sistema que tiene un solo eje en un tanque a una sola velocidad tiene poca flexibilidad para permitir la optimización.

La concentración de oxígeno disuelto en el agua residual de cada etapa y del efluente de la planta se debe "monitorear" para poder optimizar el sistema. Este procedimiento debe resultar en menores concentraciones de oxígeno disuelto. La velocidad de rotación se puede disminuir consecutivamente en las siguientes etapas hasta alcanzar las condiciones deseadas. Un cambio en la velocidad de rotación es seguro en general ya que la velocidad y la operación del tratamiento se pueden incrementar nuevamente de manera casi instantánea, de ser necesario.

Si se disminuye considerablemente el flujo de agua residual pueden incluso eliminarse uno o más trenes completos. Cuando un RBR se quita de la operación, el tanque debe drenarse y el RBR deberá rotarse ocasionalmente para prevenir problemas de operación cuando la unidad se pone nuevamente en servicio. Si un RBR deja de trabajar por varios días o más, entonces debe planearse cuidadosamente su reúso.¹⁷

Operación

Consideraciones del proceso.

Las siguientes características generales aplican para tratamiento de agua residual mediante RBR:

- El agua residual debe ser biodegradable

- El crecimiento de las bacterias no debe exponerse a descargas tóxicas ni químicos por periodos de tiempo prolongados.
- Los nutrientes deben encontrarse a razón de 100:5:1, DBOs:N:P.
- La temperatura del agua residual generalmente debe caer dentro entre 7 a 38°C.
- Los valores de pH deben ser ajustados entre 6 y 9. Las fluctuaciones de pH no deberán exceder 1.5 unidades de pH en un periodo de 24h.
- Para aplicaciones de nitrificación, tiene que haber una razón mínima de 7:1 de alcalinidad para NH_3 -N.
- El equipo del RBR debe colocarse después de un tratamiento primario para eliminar escombros, arena y reducir los sólidos suspendidos.
- Al equipo del RBR debe seguirle una operación de sedimentación para eliminar sólidos precipitados.

Las características del agua residual que se midan después de un examen piloto deberán incluir concentraciones de DBO, temperatura, pH y flujo hidráulico.

Arranque

Los procedimientos de arranque para un RBR deben incluirse en el manual de operación y mantenimiento de acuerdo a las recomendaciones del fabricante. Durante el arranque, el biocrecimiento requiere de 7 a 10 días para establecerse. Si se quiere llevar a cabo el crecimiento antes de dirigir todo el flujo al proceso del RBR (por ejemplo, si el RBR va a reemplazar un proceso ya existente) una parte del flujo debe conducirse al RBR y recircularse.

Durante los primeros días, el biocrecimiento solo proporcionará remoción mínima del lodo orgánico. La recirculación acondicionará al lodo para que sea capaz de llevar a cabo el biocrecimiento, que al desarrollarse reducirá el intervalo de recirculación, suministrando cada vez más flujo nuevo para incrementar los lodos. Finalmente la recirculación debe eliminarse.

Un método para llevar a cabo un arranque consiste en establecer el aumento de la biomasa para remover DBO al hacer pasar a través del sistema de biodiscos el agua residual. Inicialmente, el tratamiento no será suficiente pero se desarrollará la biomasa; entonces el grado del tratamiento se incrementa hasta que los resultados de operación son normales para ese flujo particular, es importante controlar la carga orgánica y la temperatura del agua residual.

Si se usa este método, el crecimiento del lodo empieza a desarrollarse dentro de las 24 horas siguientes con la confirmación visual definitiva en las primeras 48 horas. El tiempo necesario para alcanzar un crecimiento completo varía de 1 a 3 semanas en temperaturas altas, y hasta 8 semanas en temperaturas bajas.

Durante el arranque, la unidad deberá rotar inmediatamente en un tanque lleno para prevenir cualquier problema en el crecimiento biológico. Para mantener una

velocidad constate simplemente se necesita encender la unidad, para variar la velocidad o la inducción de aire se deben realizar ciertos ajustes.

Debe evitarse cualquier obstrucción en la rotación de la unidad. Debe revisarse el sistema de inducción de aire para detectar problemas en la difusión y bombeo de aire. Dentro del tanque no debe haber ningún tipo de objeto, ya sea que flote o no, para prevenir daños en los discos u obstrucción del flujo. Cualquier ruido raro o incremento de temperatura debe investigarse y corregirse.

Un problema mayor en la operación de un RBR es en el eje a causa del crecimiento de biomasa en diferentes áreas del disco sin que se encuentre distribuida uniformemente, este tipo de crecimiento puede causar problemas de tensión en el eje, el disco, la conducción y el transporte. Para los sistemas de conducción de aire, un desequilibrio severo puede provocar que el equipo deje de operar. Los sistemas mecánicos pueden remediar el desequilibrio eliminando el exceso de biopelícula al revertir la rotación o suministrando mayor aireación. Si el problema es muy severo deberá pararse y arrancarse nuevamente el equipo.

2.6 Pruebas a escala de laboratorio

Este trabajo tiene como antecedentes la investigación realizada en 1995, cuando se habilita, arranca y opera un reactor aerobio de discos rotatorios o biodiscos conocido como reactor biológico rotatorio (RBR) que corrobora el efecto de la variación de tiempos de residencia hidráulica sobre la eficiencia de remoción de contaminantes del agua residual y, un año más tarde, en 1996, el arranque de un reactor de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) a escala de laboratorio variando algunas condiciones de operación y evaluando su efecto en la remoción de contaminantes. En ambos casos se utilizó agua residual proveniente del ensilado y prensado de una planta deshidratadora de compasúchil en operación.

En la Figura 2.14 se presenta un esquema del reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA) que se utilizó en la fase experimental:

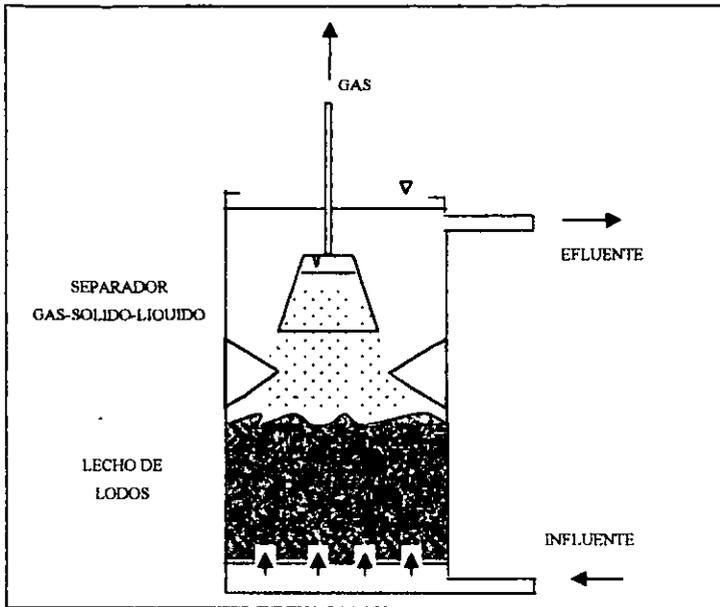


FIG. 2.14 Esquema de un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA)⁸

Uno de los obstáculos que evitan el uso intensivo de los procesos anaerobios es la carencia de estrategias que aseguren una operación estable. La estabilidad de operación puede perderse por:

1. Choque orgánico: causado por un aumento del caudal o de la concentración de sustrato o por aumento en la concentración o acceso de sustancias tóxicas que inhiben la actividad metabólica anaerobia.
2. Cambios en la temperatura: sus efectos en la cinética del crecimiento y consumo de sustrato provocan la acumulación de algunos compuestos intermedios, como los ácidos grasos volátiles (AGV's).

Como se observa en la Figura 2.7, existe un pH óptimo para la producción de biogás: Entre 6.5 y 7.5, si se producen ácidos grasos en exceso, bajará el pH y se reducirá la producción de metano. Tal secuencia de eventos se denomina "choque orgánico" y cuando el reactor lo presenta se observa una serie de acontecimientos en el siguiente orden:

- a) Aumento en las concentraciones de hidrógeno y de monóxido de carbono
- b) Presencia de CO₂ no asociado con incremento de temperatura
- c) Acumulación de ácidos grasos volátiles y consecuentemente acidificación del reactor
- d) Síntesis de ácidos grasos de cadena larga (propiónico, butírico, valérico, etc)
- e) Consumo de la "alcalinidad de los bicarbonatos"
- f) Abatimiento de la "alcalinidad de los bicarbonatos"
- g) Mayor proporción de CO₂ en el biogás e
- h) Inhibición de la metanogénesis

TABLA 2.6 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DEL RALLFA⁵

VENTAJAS	DESVENTAJAS
<ul style="list-style-type: none"> *Soporta altas cargas (20-40kgDQO/m³d) *Bajos requerimientos de energía *No requiere medio de soporte *Construcción relativamente simple *Con inóculo apropiado puede arrancar de modo inmediato *Aplicable a pequeña y gran escala *Operación comparativamente simple *Proceso ampliamente probado 	<ul style="list-style-type: none"> *Granulación lenta y no necesariamente controlable *No todas las aguas residuales favorecen la granulación *Requerimientos de inóculo de determinadas características *Sensible a sólidos suspendidos, grasas y aceites en el influente *Sensible a aguas que formas precipitados *Riesgo de flotación de los granos durante rearranques *Arranque lento si no se cuenta con inóculo adecuado *Estabilización lenta

Antes de arrancar el RBR, se limpió de restos de biomasa seca pues fue previamente utilizado para dar tratamiento al agua residual de un ingenio azucarero y se hicieron algunas reparaciones. Se elaboró un inóculo utilizando agua potable, de cempasúchil y de nejayote de molinos de nixtamal en proporciones iguales y se inculó con suelo de los jardines aledaños al laboratorio. Se inició la aireación y se adicionó el inóculo diariamente a lo largo de 3 semanas en cada una de las 10 cámaras, cuando finalmente se formó la película activa.

Posteriormente se arrancó la operación del RBR al incorporar líquido residual de concentración constante en todas las cámaras y alimentar ininterrumpidamente. La velocidad de rotación de los discos se mantuvo a 30 revoluciones por minuto y durante una semana se recirculó .

Para optimar la remoción de materia orgánica se variaron los tiempos de residencia: 24 y 12 horas y se realizaron pruebas periódicas de demanda química de oxígeno (DQO), pH, sólidos suspendidos totales (SST) y temperatura del efluente en

estudio, con objeto de evaluar su capacidad depurativa, los resultados indicaron que en 24 horas se removía un mayor porcentaje de materia orgánica medida como DQO (85% en 24 horas y 57.5% en 12 horas), por lo que la generación de biomasa fue también mayor en el caso del mayor tiempo de residencia (6mg/L en 24h y 1.5mg/L en 12h). El valor de pH en la alimentación en ambos casos fue de 4.15 ± 0.15 y en el efluente de 7.2 ± 0.6 para 24h y 7.23 ± 0.4 para 12h. La temperatura se mantuvo entre 15 y 13°C para 24h y entre 19 y 15°C para 12h.

Se concluyó que en 24h se tenía una mayor remoción la cual se lleva a cabo prácticamente en las 5 primeras cámaras del reactor y a ello se debe que actualmente se utilicen solo 5 de las 10 cámaras disponibles.

Para arrancar el RALLFA se inoculó con lodos provenientes de la planta de tratamiento de agua residual de la UNAM, los cuales fueron adaptados a este tipo de agua residual. En todos los reactores, es necesario que el volumen de lodo inoculado sea lo más grande posible y que tenga suficiente actividad y adaptación a las propiedades específicas del agua residual, mientras mas inóculo se utilice, mayor será la carga de arranque. Para este estudio se consideró la adición del 30% del volumen del reactor.

La fase experimental se dividió en 4 etapas, en las cuales el reactor fue alimentado a diferentes cargas orgánicas de agua residual de cempasúchil (Tabla 2.7).

TABLA 2.7 ETAPAS DE OPERACIÓN PARA LA EVALUACIÓN DEL RALLFA⁵

Etapas	kgDQO/m ³ d
1	14.8
2	19.3
3	34.5
4	7.8

El tiempo de residencia hidráulico se mantuvo de 1 día en las primeras 3 etapas y de 3 días para la cuarta etapa.

Posteriormente se realizaron pruebas de pH, temperatura, demanda química de oxígeno total (DQOt), demanda química de oxígeno soluble (DQOs), sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos disueltos volátiles (SDV), alcalinidad y relación de la alcalinidad (α).

Los resultados de la operación del reactor bajo las condiciones planteadas permitieron concluir que el tiempo de residencia que permite una mayor remoción es de 3 días, con el cual se espera que el reactor pueda ser alimentado con el efluente de cempasúchil al 100%.

2.7 Arreglo óptimo

Es importante considerar que se pretende desarrollar este sistema a escala industrial. En tal caso, y dependiendo del sistema de recolección del efluente del ensilado y prensado de cempasúchil, es probable que el agua a tratar contenga residuos sólidos capaces de obstruir la tubería de alimentación al reactor anaerobio y hagan peligrar la frágil estabilidad de dicho reactor. Por ello debe tomarse en cuenta la posibilidad de instalar un tratamiento preliminar y/o primario, donde se recuperen parte de los sólidos ricos en pigmentos.

El agua residual que se usó en la experimentación se ha mantenido en contenedores durante aproximadamente 30 meses y es un hecho que dentro de cada contenedor de 20L hubo sedimentación, por lo que en un sistema a escala industrial se aconsejaría instalar un tratamiento primario, por ejemplo, un tanque de homogeneización previo al RALLFA.

Por otro lado, al término de la fase experimental del proyecto, se conocían los resultados de operar cada uno de los reactores (RBR y RALLFA) por separado (Tablas 2.8, 2.9a y b).

TABLA 2.8 RESULTADOS PROMEDIO DE LA OPERACIÓN DEL REACTOR ANAEROBIO DE LECHO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE DURANTE LAS DIFERENTES ETAPAS FIJADAS⁵

PARÁMETRO	ETAPA							
	1(a)		2(b)		3(c)		4(d)	
	inf.	efl.	inf.	efl.	inf.	efl.	inf.	efl.
DQO _t g/L	14.84	9.12	19.29	8.81	34.50	19.94	23.37	8.38
DQO _s g/L	12.69	7.71	18.06	7.91	32.29	16.80	21.64	7.07
Sólidos totales g/L	14.08	9.83	16.71	14.78	-	-	11.52	5.21
pH	5.74	7.03	5.02	7.72	4.94	7.41	5.28	7.85
Alcalinidad pH=5.7 gCaCO ₃ /L	-	1.55	-	3.50	-	2.69	-	4.75
Alcalinidad pH=4.3 gCaCO ₃ /L	-	3.42	-	4.62	-	7.55	-	6.87
α	-	0.38	-	0.36	-	0.63	-	0.30
Producción de biogas L/d	-		140.3		176.6		77.0	
CH ₄ (%)	60		65		60		65	
% de remoción	55-60		64-70		53-57		65-73	

(a) TRH = 1d; T= 35°C; Carga orgánica = 14.8 kgDQO/m³d

(b) TRH = 1d; T= 35°C; Carga orgánica = 19.3 kgDQO/m³d

(c) TRH = 1d; T= 35°C; Carga orgánica = 34.5 kgDQO/m³d

(d) TRH = 3d; T= 35°C; Carga orgánica = 7.8 kgDQO/m³d

Los resultados indican que a una carga orgánica de 7.8kgDQO/m³d y a un tiempo de residencia hidráulico de 3 días, el reactor presentó mayor eficiencia (73%) que a un tiempo de residencia hidráulico de 1día con otras cargas orgánicas (Tablas 2.9a y 2.9b).

TABLA 2.9a Y 2.9b RESULTADOS PROMEDIOS DE LA EVALUACIÓN DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO CON 24 Y 12h DE TRH RESPECTIVAMENTE⁸

a. Resultados de la evaluación fisicoquímica del líquido contenido en el tanque de alimentación, cada una de las 10 cámaras y el efluente durante la fase a régimen permanente a 24h de TRH, $w=28-30\text{rpm}$, $DQO_{\text{inicial}}=5000\text{mg/L}$, $V_{\text{trabajo}}=20\text{L}$, $F=20\text{L/d}$, temperatura ambiente

ETAPA	TEMPERATURA (°C)	pH unidades	DQO mg/L	SST mg/L
INFLUENTE	15	4.164	5 000	0.923
1	13	5.233	3 072	0.836
2	13	5.711	2 304	0.386
3	13	5.822	2 300	0.579
4	13	5.964	2 270	0.852
5	12	6.333	1 150	1.533
6	12	6.468	960	1.628
7	12	6.9762	890	1.791
8	12	7.795	830	2.711
9	12	7.366	768	4.233
10	12	7.569	768	4.622
EFLUENTE	13	7.667	768	5.550

Valores de productividad:

$$Y_1 = 0.050\text{g Biomasa} / \text{gDQO removida} (6.17\text{mgNK}/100\text{mg biomasa})$$

$$Y_{20} = 0.0793\text{g Biomasa} / \text{gDQO removida} (5.29\text{mgNK}/100\text{mg biomasa})$$

b. Resultados de la evaluación fisicoquímica del líquido contenido en el tanque de alimentación, cada una de las 10 cámaras y el efluente durante la fase a régimen permanente a 12h de TRH, $w=28-30\text{rpm}$, $DQO_{\text{inicial}}=5000\text{mg/L}$, $V_{\text{trabajo}}=20\text{L}$, $F=40\text{L/d}$, temperatura ambiente

ETAPA	TEMPERATURA (°C)	pH unidades	DQO mg/L	SST mg/L
INFLUENTE	19	4.170	5 076	0.172
1	16	4.655	4 608	0.625
2	15	4.805	4 482	0.165
3	15	4.901	4 650	0.146
4	15	4.950	4 176	0.654
5	15	5.000	3 460	0.897
6	15	5.102	3 384	0.941
7	15	5.267	3 980	0.965
8	15	5.306	2 880	1.038
9	15	6.446	2 592	1.625
10	15	6.984	2 400	1.302
EFLUENTE	15	7.235	2 124	0.897

Valores de productividad:

$$Y_1 = 0.0536 \text{g Biomasa / gDQO removida (8.15mgNK/100mg biomasa)}$$

$$Y_{20} = 0.0402 \text{g Biomasa / gDQO removida (6.73mgNK/100mg biomasa)}$$

Los resultados muestran que de usar un TRH de 24h, sólo se necesitarán 5 cámaras para el tratamiento de las aguas residuales.

Hasta el momento en que se decidió realizar el tratamiento utilizando solo las 5 primeras cámaras, los parámetros considerados correspondían únicamente a los resultados experimentales de las Tablas 2.9a y 2.9b. Se hicieron análisis¹⁶ que permitieron establecer el porqué de esos resultados, pues se encontraron siete diferentes tipos de compuestos: a) compuestos alifáticos, b) 4-cloroetil-1,3-bencenoditio, c) 4-metoxi-5-hidroxi-7-acetilflavonona, d) isooctilftalato, e) 4,4'diclorobifenil, f) 4-clorofenol y g) 2,4-diclorofenol¹⁶, la mayoría de los cuales no se degradan al final del tratamiento. El compuesto b) contiene grupos -SH responsables de los malos olores que despiden las aguas de cempasúchil en tratamiento, mientras que los compuestos f) y g) corresponden a los compuestos fenilclorados, que se caracterizan por su elevada estabilidad física, química y biológica y ello provoca que se acumulen en el ambiente.²⁰

Todos estos compuestos pueden considerarse recalcitrantes e incluso persistentes, pues contienen alguno de los cinco parámetros estructurales mencionados en el inciso 2.4.4 sobre microbiología, señalados como responsables de este comportamiento.

Los fenoles, por su parte, fueron los primeros antisépticos utilizados, ya que tienen propiedades germicidas. Se dejaron de usar porque mataban incluso células sanas al tiempo que eliminaban las indeseables. Ello permite explicar que no tan solo no se pueden degradar, sino que de hecho pueden acabar con la comunidad microbiana responsable del tratamiento si llegan a concentrarse en el interior de los reactores.

Por otro lado, se tienen datos estadísticos obtenidos de la literatura sobre las eficiencias de remoción de los diferentes tratamientos biológicos (Tabla 2.10).

TABLA 2.10 PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS¹⁹

Tratamiento	%Remoción (DBO)
Aerobio	
Laguna aerobia	50-70
Lodos activados	85-95
Aireación extendida	85-95
Discos biológicos rotatorios	80-95
Filtro percolador	50-60
Facultativo	
Laguna aireada	80-95
Laguna	70-95
Anaerobio	
Laguna anaerobia	50-80
Reactor anaerobio	70-95

La Tabla 2.11 muestra datos comparativos de tratamientos anaerobio y aerobio en relación con su factibilidad:

TABLA 2.11 SISTEMAS ANAEROBIOS Y AEROBIOS¹⁹

Características	Tratamiento aerobio	Tratamiento anaerobio
Requerimientos energéticos	altos	bajos
Eficiencia de remoción	95%+	60-90%
Producción de lodos	mucho	bajo
Sensibilidad a tóxicos	si	algo
Periodo de estabilización	2-4 semanas	2-4 meses
Requerimiento de nutrimentos	altos	bajos
Olor	bajo	si
Alcalinidad	baja	alta
Biogas	no	si

Con los antecedentes anteriores se procedió a conectarlos en serie con el objeto de lograr una mayor remoción de materia orgánica del agua residual. Actualmente, se opera de modo que el efluente anaerobio se utiliza para alimentar el RBR:

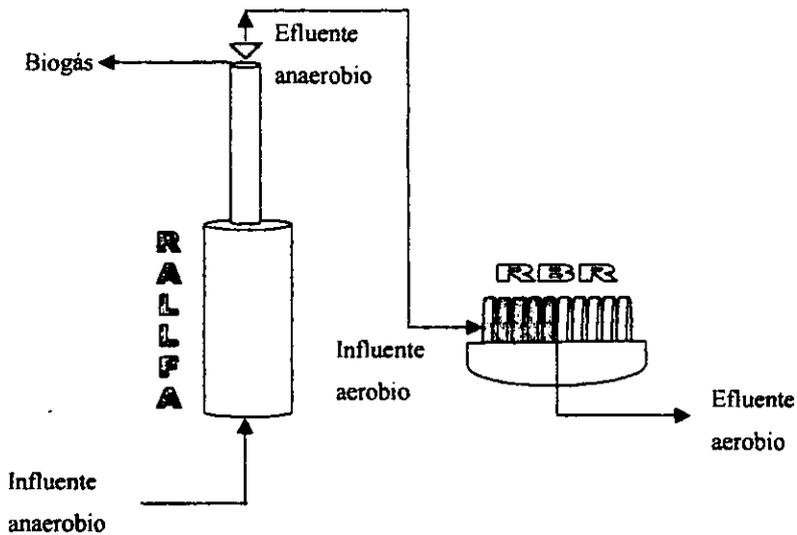


FIG. 2.15 Arreglo óptimo del sistema de tratamiento para el agua de cempasúchil

El tiempo de residencia hidráulico para el RALLFA es de tres días y se varía la carga de alimentación medida como $\text{kgDQO}/\text{m}^3\text{d}$, para el RBR se mantiene en 24 horas y puesto que su alimentación es el efluente anaerobio, también se modifica la carga orgánica de entrada (Tabla 2.12)

TABLA 2.12 CONDICIONES INICIALES DE OPERACIÓN⁵

PARÁMETROS	CONCENTRACIÓN
Sólidos disueltos totales (mg/L)	10 200
Demanda química de oxígeno total (mg/L)	30 000
Demanda bioquímica de oxígeno soluble (mg/L)	10 000
pH (unidades)	6.3
Caudal (L/s)	3.85×10^{-5}

La producción de biogás se mantiene en un promedio de 75mL/min siendo principalmente de metano.

Estas condiciones se tomaron como punto de partida y se propone elevar la carga orgánica alimentada al RALLFA con lo que teóricamente aumentará la producción de biogas en el reactor anaerobio y de biomasa en el aerobio.

2.8 Uso del efluente aerobio recirculado

La recirculación del efluente del reactor biológico rotatorio, ya sea antes o después de un clarificador secundario, no muestra ser una operación que mejore considerablemente la calidad de las condiciones de proceso o del efluente, pero puede ser deseable bajo ciertas condiciones, como durante el arranque o cuando el influente tiene un volumen reducido.¹⁷

El agua residual que alimenta el reactor anaerobio tiene una concentración de materia orgánica muy baja en comparación con la concentración del agua cruda que se debe tratar:

TABLA 2.13 CARACTERÍSTICAS PROMEDIO DEL EFLUENTE CRUDO

PARÁMETROS	CONCENTRACIÓN
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	10,025
Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	8,400
Sólidos disueltos totales (mg/L)	32,050
Fosfatos (mg/L)	1,550
N-Amoniacal (mg/L)	290
N-Orgánico (mg/L)	490
Demanda química de oxígeno total (mg/L)	85,630
Demanda química de oxígeno soluble (mgDQO/L)	50,570
Demanda bioquímica de oxígeno total (mgDQOt/L)	51,400
Demanda bioquímica de oxígeno soluble (mgDQO/L)	29,570
Grasas y aceites (mg/L)	480
Sólidos sedimentables (mL/L)	200
Valor de pH	4.4
Conductividad (µmho/cm)	12,200
Coliformes totales (NMP/100mL)	0.0
Caudal (L/s)	1.4

Esta carga se disminuye al mezclar el agua cruda con agua proveniente del efluente aerobio logrando así que el RALLFA soporte la carga orgánica que se le alimenta.

En el próximo capítulo se presentan las características específicas de cada uno de los reactores utilizados en el sistema de tratamiento biológico.

CAPÍTULO 3 METODOLOGÍA

3.1 Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente (RALLFA)

Como se establece en el capítulo 2, la oxidación biológica anaerobia se recomienda para aguas residuales cuyo contenido en sólidos totales disueltos se encuentra en un intervalo de 20,000 a 60,000mg/L. De acuerdo con la tabla 2.13, el contenido de sólidos del agua que se utiliza en este sistema es de 50,475mg/L. Por ello, debido a la elevada carga orgánica en términos de mgDQO/L presente en el agua de cempasúchil se recomendó un sistema anaerobio para tratarla. Si bien es cierto que de acuerdo con las tablas 2.10 y 2.11 un sistema de lodos activados o aireación extendida presentan un porcentaje promedio de remoción mayor al de un reactor anaerobio, también es verdad que cualquier tratamiento anaerobio requiere menos energía (tabla 2.11) y produce menor cantidad de lodos, entre otras ventajas.

Las consideraciones anteriores indicaron la conveniencia de utilizar un sistema anaerobio-aerobio para el tratamiento de aguas con concentraciones verdaderamente altas de materia orgánica; el reactor anaerobio para remover la mayor parte de la materia orgánica seguido de un sistema aerobio con mejor eficiencia de remoción para airear el efluente y remover el remanente de compuestos biodegradables¹⁶.

El reactor anaerobio de lecho de lodos usado en este trabajo, tiene flujo de alimentación ascendente, lo que permite una selección "natural" de microorganismos y favorece la formación de un lodo con propiedades satisfactorias de floculación y sedimentación, que dan como resultado la cama o lecho de lodos en el fondo del reactor.

En la parte inferior del reactor el agua residual se distribuye uniformemente por medio de un sistema (cama de lodos) que procura eliminar la formación de zonas muertas y cortocircuitos hidráulicos (Figura 3.1).

El agua atraviesa el manto de lodos en donde la materia orgánica se transforma en nuevos microorganismos y en compuestos químicos (mezcla gaseosa de metano y bióxido de carbono, principalmente). Esta mezcla gaseosa, conocida como biogás, provoca a su vez una turbulencia en la cama de lodos que contribuye a una mejor distribución del agua alimentada e incrementa la transferencia de masa entre el medio líquido y los lodos.

En la parte superior del reactor sale el efluente tratado, y se cuenta con un sistema de separación **sólido-líquido-gas**, el cual evita la salida de sólidos suspendidos en el efluente (fenómeno conocido como elutriación) y favorece la evacuación del gas, así como la decantación de los flóculos que eventualmente llegan a la parte superior del reactor.

El biogás se desaloja por la parte superior lateral. Este subproducto puede ser utilizado para la generación de energía o en el caso de que no se requiera, puede ser quemado *in situ* y los productos de su combustión venteados a la atmósfera, siempre y cuando el reactor esté en áreas ventiladas y la producción de compuestos de azufre sea muy baja (ya que los óxidos de azufre generados son tan corrosivos como el ácido sulfhídrico generado durante la anaerobiosis).

En el desarrollo de este proyecto, el reactor usado es un tubo cilíndrico de acrílico de 10.16cm de diámetro interno y 128.75cm de longitud. Consta, además, de una chaqueta envolvente de acrílico de 15.24cm de diámetro interno y 65cm de longitud, colocada a 15cm de la parte inferior y 45cm por debajo de la parte superior del tubo cilíndrico interno, como se puede observar en la Fig. 3.1, por donde se recircula el agua caliente para mantener la temperatura de operación fijada de 35°C, a la cual se favorece la metanogénesis mesofílica.

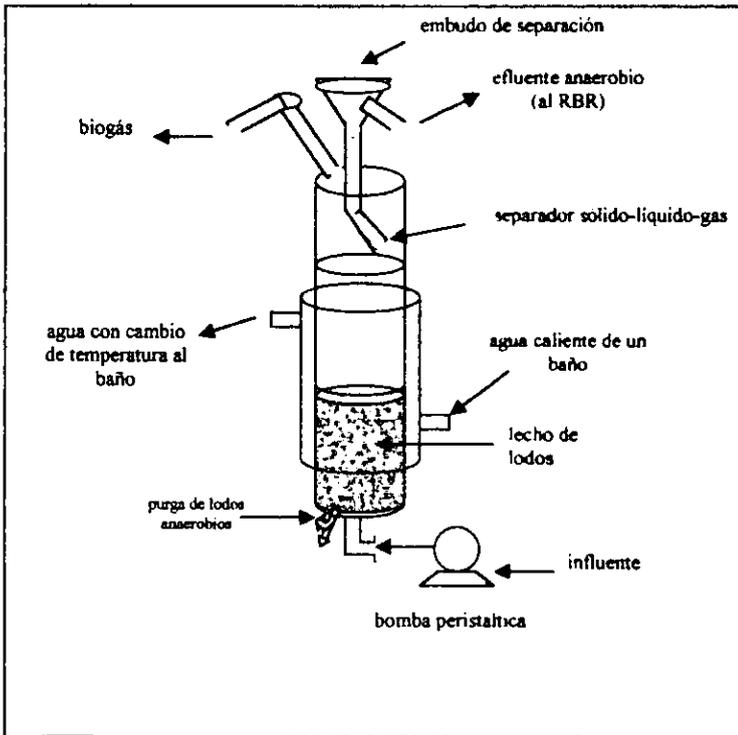


FIG. 3.1 Reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente usado en la degradación de aguas residuales de cempasúchil

El reactor tiene una capacidad de almacenamiento de 10L agua residual, la cual se alimenta por la parte inferior del reactor por medio de una bomba peristáltica marca Masterflex de 6-600 RPM. El flujo alimentado para la primera etapa era de 33% de agua de cempasúchil, 33% de agua tratada anaerobiamente, conocida como "recirculada" y 33% de agua de la llave. Su gasto definía el tiempo de residencia hidráulico, que para estos experimentos fue de 3 días. Para la segunda etapa se alimentaron 40% de agua de cempasúchil, 40% de agua recirculada y 20% de agua de la llave y se mantuvo un TRH de 3d.

En la parte superior del reactor se tiene un separador sólido-líquido-gas, construido con un embudo colocado a aproximadamente 55° de inclinación y una mampara de plástico, en dicho sistema se separa el efluente del biogás y se retiene la biomasa que haya sido arrastrada por las burbujas ascendentes del gas, evitando su elutriación.

El biogás se elimina por medio de una manguera de látex conectada a una tubería de plástico que envía el gas a un sistema de medición y, posteriormente fuera del laboratorio debido a su elevada calidad como combustible que, de acumularse, genera la posibilidad de explosión.

Finalmente, el agua tratada se envía a través de una manguera de látex como tubería hacia el reactor biológico rotatorio, donde continuará la fase aerobia del tratamiento.

3.2 Reactor biológico rotatorio (RBR)

El reactor biológico rotatorio (RBR) en estudio tiene 20 litros de capacidad. El recipiente que contiene el agua residual está construido de lámina galvanizada cubierta con pintura anticorrosiva. Se subdivide en diez cámaras de igual tamaño, separados por mamparas que se intercomunican mediante un par de ranuras laterales localizadas en la parte superior extrema de cada mampara. Estas ranuras permiten el paso del líquido hacia la siguiente cámara cuando éste ha llegado al nivel máximo de capacidad.

Se diseñó la base en forma semicilíndrica con objeto de evitar al máximo la generación de zonas de mezclado deficiente y consecuente anaerobiosis (Fig. 3.2). Cada cámara tiene un volumen aproximado de 2L y, además, dos discos de acrílico, sumergidos aproximadamente en 40% de su área total. Los discos están sujetos a un sólo eje, el cual es movido a partir de un juego de poleas acopladas a un motor eléctrico, cuya velocidad de rotación es regulada electrónicamente, permitiendo un intervalo en la rotación de los discos de 6 a 30rpm (Tabla 3.1).

La primera cámara del RBR se alimentó con agua previamente tratada en el RALLFA. Como se dijo antes, la velocidad rotacional con la que se trabajó fue de 12rpm, misma que se mantuvo constante a lo largo de todo el tiempo que duró la etapa

experimental. Esta velocidad permitió tener la aireación y el mezclado necesarios para un tratamiento adecuado, además de permitir la formación de la biopelícula sobre los discos. Como se indica, dicha velocidad se recomienda entre 6 y 30rpm, 12rpm es justamente la media del intervalo encontrado en la literatura. Expresada como velocidad tangencial corresponde a 0.19m/s (81.4km/h) ya que los discos son de 30cm de diámetro.

TABLA 3.1 CARACTERÍSTICAS DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO (RBR) EXPERIMENTAL

CARACTERÍSTICA	
Número de etapas	10
Número de discos por etapa	2
Diámetro de los discos, cm	30
Espesor de los discos, cm	0.3
Área superficial total por etapa, m ²	0.2827
Volumen de agua por etapa, m ³	0.002
Relación área/volumen, m ² /m ³	141.4
Porcentaje sumergido	40
Velocidad de rotación, rpm	6 a 30
Velocidad periférica, m/s	0.094

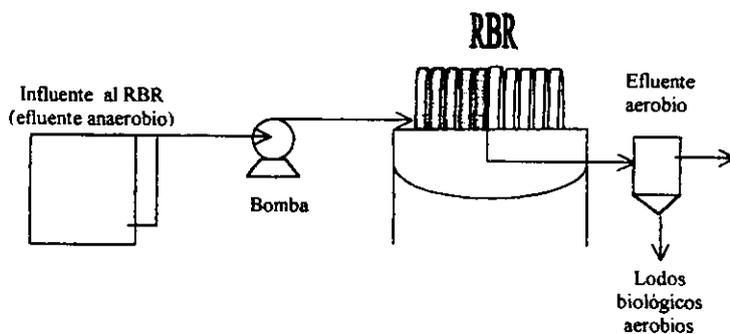


Fig. 3.2 Reactor biológico rotatorio (RBR) experimental

Considerando el tiempo de residencia requerido de 24h para las cinco cámaras, de acuerdo a lo establecido en el inciso 2.6, el flujo se mantuvo en 14mL/min, que se logró a través de dos factores, uno de ellos fue inclinar el RBR aproximadamente 5° con respecto a la horizontal para facilitar el flujo por gravedad y el segundo fue ajustar la bomba de alimentación al reactor al flujo requerido calibrándola con probeta graduada y cronómetro.

3.3 Análisis monitorios

El agua residual en estudio proviene de una planta deshidratadora de cernpasúchil, ubicada en Irimbo, Michoacán. Se ha mantenido en recipientes de plástico de cloruro de polivinilo cerrados, almacenados en un cuarto frío a 4°C. El tiempo de almacenamiento aproximado es de 30 meses.

Además de la caracterización al agua cruda, a lo largo de la investigación, se realizaron análisis en las siguientes partes del sistema:

Reactor anaerobio: RALLFA

- influente (alimentación)
- efluente (cono)

Reactor aerobio: RBR

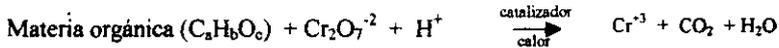
- influente (alimentación)
- cámara uno
- cámara dos
- cámara tres
- cámara cuatro
- cámara cinco
- sedimentador
- efluente

Para su caracterización se realizaron los siguientes análisis monitorios.

3.3.1 Demanda química de oxígeno (DQO)

El examen de DQO se usa para medir el contenido de materia orgánica, tanto en aguas naturales como residuales. El "oxígeno equivalente" a la materia orgánica que puede oxidarse se mide al usar un agente químico fuertemente oxidante en un medio ácido. Se encontró que el dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) es excelente para este propósito. El examen debe llevarse a cabo a una temperatura elevada. Se requiere de un catalizador, sulfato de plata (Ag_2SO_4), necesario para ayudar a la oxidación de estos contaminantes inorgánicos y orgánicos. Puesto que algunos compuestos inorgánicos interfieren en el análisis, debe tenerse cuidado para eliminarlos. La reacción principal en

la que se usa $K_2Cr_2O_7$ como agente oxidante se puede representar de manera general mediante la siguiente reacción (no balanceada):



El análisis de DQO también se usa para medir la materia orgánica en desechos industriales y municipales que contienen compuestos que son tóxicos para la vida biológica. La DQO de un desecho es, en general, más elevado que la DBO porque se pueden oxidar más compuestos química que biológicamente. Para muchos tipos de desechos, es posible correlacionar la DQO con la DBO, lo cual puede ser muy útil ya que la DQO se puede determinar en tres horas, mientras que la DBO requiere de cinco días, como mínimo. Una vez que se establece la correlación, las mediciones de DQO pueden usarse ventajosamente para controlar y operar un sistema de tratamiento.

En el laboratorio se usó la siguiente técnica aceptada para determinar la DQO. Inicialmente se tomaban muestras del influente anaerobio, del efluente anaerobio, del influente aerobio, de la cámara 1, de la cámara 3, de la cámara 5 y del efluente aerobio; 3mL de cada una por duplicado.

Se colocaban en la centrifuga durante 15 minutos, se tomaba 1mL de cada una, y se mezclaban con 1mL de muestra no centrifugada con el objeto de homogeneizar la muestra. En un matraz volumétrico se diluían a 50mL, salvo la muestra de agua cruda que se diluía a 100mL, pues su concentración es muy elevada. De la muestra diluida se tomaban 10mL, se colocaban en los tubos especiales para DQO y se le agregaban 0.2g de $HgSO_4$ a cada uno. Se colocaron siempre 10mL de agua destilada en otros dos tubos como testigos.

A cada muestra se adicionaba después 5mL de dicromato de potasio, se colocaba un refrigerante cuidando de poner agua en el esmerilado, se añadía por las paredes del refrigerante 15mL de H_2SO_4 con Ag_2SO_4 . Se colocaban en la estufa todas las muestras durante 2h (excepto el blanco frío). Al término de ese tiempo se sacaban y enfriaban las muestras, se añadían 40mL de agua destilada, se retiraba el refrigerante y se añadían 2 gotas de ferroína. Finalmente se titulaba con la disolución de sulfato ferroso amoniacal (FAS) 0.05N hasta un color marrón.

La concentración en mg de DQO/L se obtiene:

$$N_{FAS} = \frac{5mL * 0.25N}{mL \text{ de titulación B.F.}}$$

ESTA TESIS DEBE SER ENTREGADA ALA BIBLIOTECA

$$\text{mg DQO / L} = \frac{[(a-b)N_{\text{FAS}} 8000]}{F \cdot 10 \text{ mL}}$$

donde: F = fracción de dilución (1/50), (1/100), etc.
 a = volumen de titulación en blanco caliente (BC)
 b = volumen de titulación en muestra
 N = normalidad de FAS (N_{FAS})

El problema con el método es que genera una gran cantidad de residuos, que deberán ser tratados antes de desecharse al drenaje, de manera que se observó la necesidad de utilizar un método en microescala y, utilizando el espectrofotómetro, la técnica es más rápida y mucho más ecológica, pues se usan menores cantidades de muestras y reactivos y, puesto que las cantidades son menores, también lo es el tiempo necesario para concluir el análisis de cada una de ellas.

3.3.2 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

El parámetro que más ampliamente se usa para determinar la contaminación orgánica de aguas residuales y superficiales es el análisis de 5 días de la DBO (DBO_5). Esta determinación involucra la medición del oxígeno disuelto que usan los microorganismos en la oxidación bioquímica de la materia orgánica. A pesar del gran uso de este análisis, tiene varias limitaciones, por lo que se espera que las investigaciones que se llevan a cabo en este campo, proporcionen una alternativa a este tipo de examen.

A pesar de todas sus limitaciones, actualmente se usa la DBO para determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requiere para estabilizar biológicamente la materia orgánica disuelta presente, para establecer las dimensiones del tratamiento, para medir la eficiencia de algún proceso de tratamiento y para determinar la congruencia de las descargas de agua residual con las normas.

Para asegurarse de obtener resultados significativos, la muestra debe ser cuidadosamente diluida con una disolución de agua que se preparó especialmente para que los nutrientes y el oxígeno adecuados estén disponibles durante el periodo de incubación, normalmente se preparan varias disoluciones para cubrir completamente todos los valores posibles.

Cuando el agua tiene una gran cantidad de microorganismos (por ejemplo, agua sin tratamiento), no es necesario sembrar. Si se requiere, la disolución de agua se

“siembra” con una colonia de bacterias que ya se aclimató a la materia orgánica u otros materiales que pueden estar presentes en el agua residual. La colonia sembrada que se usa para preparar la disolución de agua para el análisis de DBO es una colonia combinada. Tales colonias contienen un gran número de bacterias saprófitas y otros organismos que oxidan la materia orgánica. Además, contienen bacterias autótrofas que pueden oxidar materia sin carbono orgánico.

El periodo de incubación suele ser de cinco días a 20°C, pero se pueden usar otros periodos de tiempo y temperaturas. A menudo se usan periodos de tiempo largos (siete a 20 o más días), que corresponden a los horarios de trabajo, especialmente en plantas pequeñas donde el personal de laboratorio no trabaja los fines de semana. La temperatura, sin embargo, debe ser constante a lo largo de todo el análisis. El oxígeno disuelto de la muestra se mide antes y después de la incubación, y el DBO se calcula usando las siguientes ecuaciones:

1. Cuando la disolución de agua no se sembró:

$$\text{DBO, mg/L} = \frac{D_1 - D_2}{P}$$

2. Cuando la disolución de agua se sembró:

$$\text{DBO, mg/L} = \frac{(D_1 - D_2) - (B_1 - B_2)f}{P}$$

Donde:

- D₁ = oxígeno disuelto de la muestra diluida inmediatamente después de prepararse
- D₂ = oxígeno disuelto de la muestra diluida después de 5 días de incubación
- P = fracción volumétrica decimal de la muestra que se usó
- B₁ = oxígeno disuelto del testigo que se sembró antes de la incubación
- B₂ = oxígeno disuelto del testigo que se sembró después de la incubación
- f = relación de siembra en la muestra y la siembra en el testigo
= (% siembra en D₁) / (% siembra en B₁)

3.3.3 Sólidos totales y sólidos disueltos

Analíticamente el contenido de sólidos totales del agua residual se define como toda la materia que permanece como residuo después de evaporar a 103-105°C. La materia que tiene una presión de vapor significativa a esta temperatura se pierde durante la evaporación y no se puede definir como sólido. Los sólidos sedimentables son

aquellos que se van a precipitar en el fondo de un contenedor con forma de cono (cono Imhoff) en un periodo de 60min (Fig. 3.3).

Los sólidos sedimentables se expresan como mL/L y son una medida aproximada de la calidad del lodo que se va a remover por sedimentación primaria. Los sólidos totales o el residuo de la evaporación, puede clasificarse más adelante como suspendido o filtrable al hacer pasar un volumen conocido del líquido a través de un filtro. Un filtro de fibra de vidrio con un poro nominal de $1.2\mu\text{m}$ se usa comúnmente para este paso de separación.

La fracción de sólidos filtrables consiste en sólidos coloidales y disueltos. La fracción coloidal son partículas con un tamaño aproximado de 0.001 a $1\mu\text{m}$. Los sólidos disueltos son moléculas orgánicas e inorgánicas e iones que están presentes en disoluciones de agua reales. La fracción coloidal no puede removerse con filtros, por lo que generalmente se logra mediante oxidación biológica o coagulación, seguida por sedimentación.

Cada una de las categorías de los sólidos puede clasificarse de acuerdo a su volatilidad a $550 \pm 50^\circ\text{C}$. La fracción orgánica se oxidará y se conducirá al exterior como gas a estas temperaturas, la fracción inorgánica permanece como ceniza. De este modo, el término "sólidos suspendidos volátiles" y "sólidos suspendidos fijos" se refiere, respectivamente, al contenido orgánico e inorgánico de los sólidos suspendidos. A $550 \pm 50^\circ\text{C}$, por ejemplo, se restringe a carbonato de magnesio la descomposición de sales inorgánicas, el cual se descompone en óxido de magnesio y bióxido de carbono a 350°C .

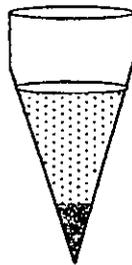


FIG. 3.3 Cono Imhoff

Para el agua en estudio se usó una variante de este método para determinar la cantidad de sólidos totales presentes. Se colocaban las capsulas de porcelana en la mufla durante 2 horas a 550°C , después se sacaban de la mufla y se dejaban aproximadamente 5 minutos en una superficie limpia, posteriormente en un desecador y permanecían ahí hasta alcanzar la temperatura ambiente. Se mide su masa (masa A).

Se toman entre 20 y 15mL de cada muestra y se colocan en las cápsulas, se meten a la estufa a $103-105^\circ\text{C}$ y se dejan durante 2h mínimo, hasta que se seque. Se ponen a enfriar en el desecador (15 o 20min), se pesan (masa B).

Se meten nuevamente a la mufla (durante 15 o 20min) hasta que sólo queden cenizas. Se colocan nuevamente en el desecador hasta que alcancen la temperatura ambiente, y se pesan (masa C).

El cálculo del contenido de sólidos totales se realiza como sigue:

SÓLIDOS TOTALES:

$$\text{mg ST / L} = \frac{(B - A)}{m} \cdot 1000$$

m = volumen de muestra (mL)

SÓLIDOS TOTALES FIJOS:

$$\text{mg STF / L} = \frac{(C - A)}{m} \cdot 1000$$

SÓLIDOS TOTALES VOLÁTILES:

$$\text{mg STV / L} = \text{mg ST / L} - \text{mg STF / L}$$

El carbonato de calcio, el mayor componente de las sales inorgánicas, es estable hasta 825°C. El análisis de sólidos volátiles se aplica comúnmente a los lodos de las aguas residuales para determinar su estabilidad biológica.

3.3.4 Acidez, alcalinidad y pH

La acidez de un agua es una medida de la cantidad total de sustancias ácidas (H^+) presentes en esa agua, expresadas como partes por millón de carbonato de calcio equivalente. Ya se ha demostrado que un equivalente de un ácido (H^+) es igual a un equivalente de una base (OH^-). Por lo tanto, no importa si el resultado se expresa como ácido o como base y, por conveniencia, la acidez se reporta como el $CaCO_3$ equivalente, debido a que en muchas ocasiones no se sabe con exactitud qué ácidos están presentes.

La alcalinidad es una medida de la cantidad total de sustancias alcalinas (OH^-) presentes en el agua, y se expresa como partes por millón de $CaCO_3$ equivalente. También se hace así porque puede desconocerse cuales son los álcalis presentes, pero éstos son, al menos, equivalentes al $CaCO_3$ que se reporte. La actividad de un ácido o un álcali se mide mediante el valor del pH. En consecuencia, cuanto más activo sea un ácido, menor será el pH, y cuanto más activo sea un álcali, mayor será el pH.

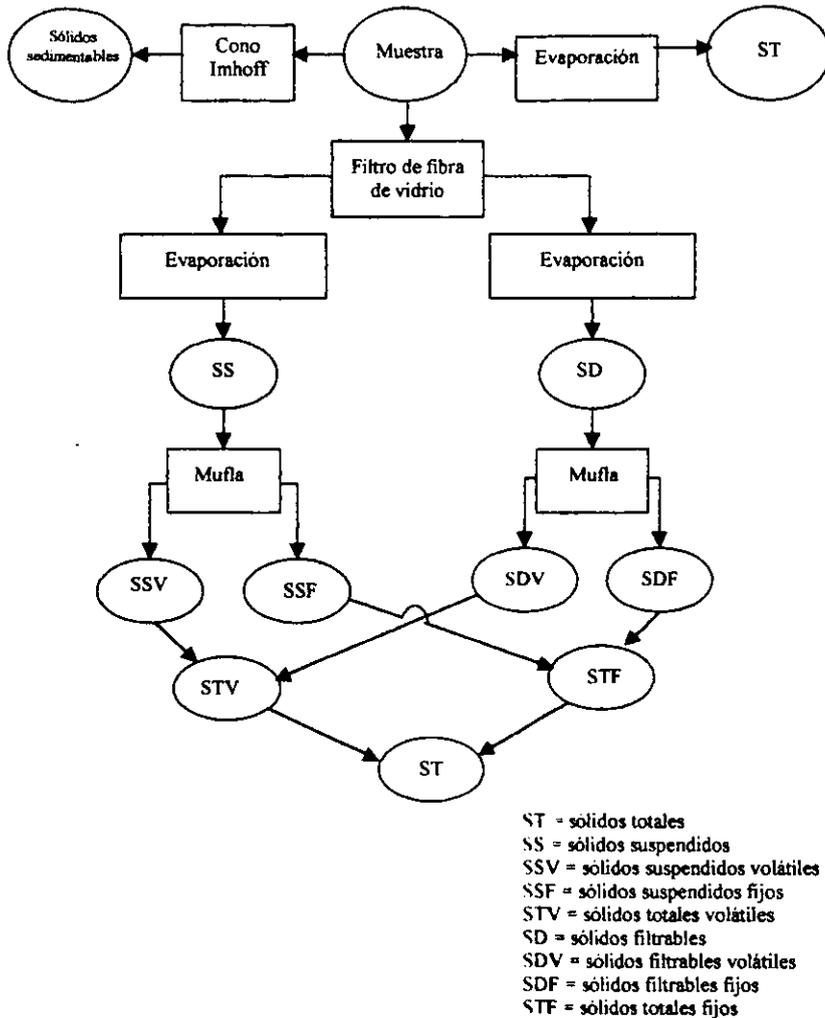


FIG. 3.4 Interrelación de los sólidos encontrados en agua y agua residual

Esto puede ilustrarse así: Si 1/1000 de equivalente de un ácido fuerte se agrega a un litro de agua, producirá 1/1000 de equivalente de iones H^+ . Con auxilio de la Tabla 3.2, se deduce que 0.001 equivalentes de H^+ en un litro corresponde a un pH de 3.0; pero

si se agrega a un litro de agua 1/1000 equivalentes de un ácido débil que se ionice un 10%, producirá solamente la décima parte de equivalentes de iones H^+ , o sea $0.001 \times 0.1 = 0.0001$ equivalentes de iones H^+ por litro y, por lo tanto, su pH será de 4.0. En ambas disoluciones, la acidez, o sea la cantidad total de ácido, es la misma, pero una tiene un pH de 3.0 y la otra de 4.0. La de pH más bajo corroerá más activamente el hierro que la de pH más alto.

TABLA 3.2 CONCENTRACIONES DE IONES H^+ COMO MÚLTIPLOS DE 10^{12}

Peso molecular, en gramos, de iones hidrógeno (H^+), por litro de disolución	pH
1.0	0
0.1	1
0.01	2
0.001	3
0.0001	4
0.00001	5
0.000001	6
0.0000001 neutro	7
0.00000001	8
0.000000001	9
0.0000000001	10
0.00000000001	11
0.000000000001	12
0.0000000000001	13
0.00000000000001	14

El valor de pH del agua en estudio, así como su alcalinidad se midieron usando el método propuesto por Jenkins⁵, que consiste en titular a un valor de pH de 5.75 además del común a 4.3. El método consiste en tomar una muestra de agua residual, medir su pH inicial con un potenciómetro y agregar ácido sulfúrico 0.1N con la bureta hasta un pH=5.75, se anota el volumen como V1, y se continúa la titulación hasta pH=4.3, se anota este volumen como V2.

La alcalinidad se determina con la siguiente ecuación:

$$\text{Alcalinidad} = \frac{V1 - V2}{V2}$$

CAPÍTULO 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 4.1 presenta los análisis rutinarios realizados al agua residual en estudio y los lapsos entre ellos.

TABLA 4.1. ANÁLISIS RUTINARIOS Y FRECUENCIA DE LECTURA

Análisis	lunes	Martes	miércoles	jueves	viernes	sábado
DOO						X
DBO			X			
Valor de pH	X	X	X	X	X	X
alcalinidad	X	X	X	X	X	X
sólidos totales					X	X
temperatura	X	X	X	X	X	X

Se alimentó una proporción de agua residual, agua recirculada y agua potable que, a lo largo del desarrollo del proyecto, habría de variar, ya que los experimentos se llevaron a cabo en una serie de tres etapas, en las que se aumentó gradualmente la carga orgánica alimentada. El objetivo original era alcanzar una carga orgánica tan elevada como la que contenía el agua cruda.

La primera etapa consistió en alimentar en iguales proporciones agua cruda, agua recirculada y agua potable. Se alimentó durante aproximadamente tres meses la carga que se presenta en las Tablas 4.2 y 3.

4.1 Alimentación de 33% agua cruda, 33% de agua recirculada y 33% de agua potable

En la Tabla 4.2 se presenta la caracterización del agua de alimentación al sistema anaerobio-aerobio durante la primera etapa experimental que duró 38 días:

Los resultados promedio de la degradación del agua de compasúchil a lo largo de todo el sistema durante este período se presentan en la Tabla 4.3.

La producción promedio de biogás en el RALLFA durante esta etapa del experimento, a condiciones normales de temperatura y presión y de acuerdo a la estequiometría de la reacción, fue de 35mL/s.

Del capítulo anterior, se tiene la reacción estequiométrica siguiente:

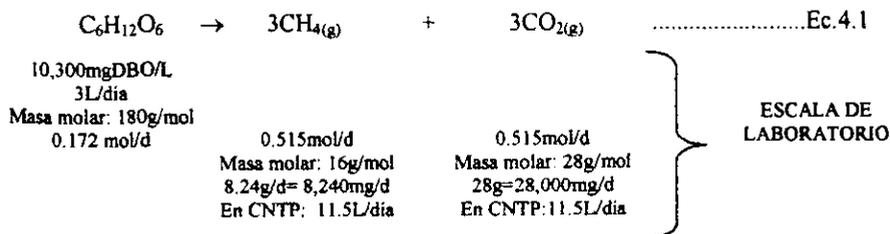


TABLA 4.2. VALORES PROMEDIO DE LA CARACTERIZACIÓN DEL INFLUENTE ANAEROBIO EN LA PRIMERA ETAPA DEL EXPERIMENTO

PARÁMETRO	VALOR
Valor de pH	6.8
Relación de alcalinidad (α)	0.22
Temperatura (°C)	20
Demanda química de oxígeno total (mg/L)	30 000
Demanda química de oxígeno soluble (mg/L)	25 000
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	10300
Sólidos totales (mg/L)	12 000
Sólidos totales fijos (mg/L)	750
Sólidos totales volátiles (mg/L)	11 250

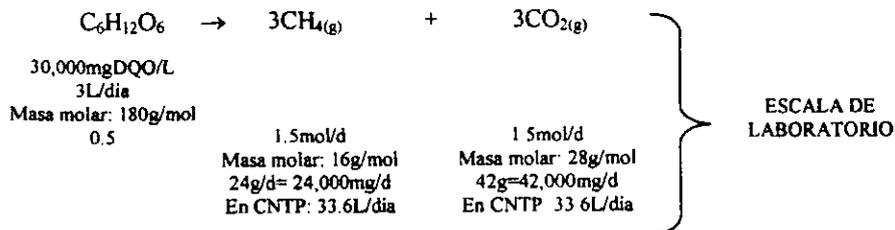
TABLA 4.3. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA DE CEMPASÚCHIL A TRAVÉS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DURANTE LA PRIMERA ETAPA

Parámetro	RALLFA		RBR				Eficiencia global de remoción
	Inf.	Efl.	C-1	C-3	C-5	Efl.	
Valor de pH	6.8	8.0	9.0	9.4	9.7	9.5	-
Relación de alcalinidad (α)	-	0.22	-	-	-	-	-
Temperatura(°C)	20	27	15	15	16	18	-
DQOt (mg/L)	30 000	17 000	13 000	18 000	15 000	17 000	43%
DQOs (mg/L)	25 000	12 400	9 400	8 600	9 400	10 300	38.8%
DBO (mg/L)	10300	10250	9000	7500	7000	6800	34%
ST (mg/L)	12 000	13 500	10 500	10 500	15 000	12 000	-
STF (mg/L)	750	750	750	700	750	750	-
STV (mg/L)	11 250	12 750	9 750	9 600	14 250	11 250	-

De acuerdo con la masa total de gases (36,240mg/d), se calcula estequiométricamente que el metano representa aproximadamente un 23% en masa del

gas total. El rendimiento de biogás con respecto al DBO removido sería de 69L biogás/g DBOrem [(11.5 L_{biogás}/d)(3d)/(0.05gDBOrem/L)(10L_{reactor})] bajo condiciones normales de presión y temperatura.

Asimismo, con propósitos de comparación, se evaluó la productividad teórica de biogás, si la materia orgánica medida como DQO fuera convertida en biogás:



Considerando la masa total de gases (66,000mg/d), se calcula estequiométricamente que el metano representa aproximadamente un 40% en masa del gas total. El rendimiento de biogás con respecto al DBO removido sería de 0.8L biogás/g DQOrem [(33.6 L_{biogás}/d)(3d)/(12.6gDBOrem/L)(10L_{reactor})] bajo condiciones normales de presión y temperatura.

Los datos sobre productividad de biogás se presentan en la Fig. 4.1. En ella puede observarse una gran variabilidad, debida probablemente a que las mediciones eran puntuales y pudieran haber coincidido con periodos de reacomodo del lecho de lodos que, al mantener “atrapadas” las burbujas de biogás, pueden ser soltadas repentinamente justo durante la medición. Por ello, estos datos deberán ser obtenidos en experimentos futuros mediante sistemas continuos, que permitan obtener resultados confiables. Por ello, los datos obtenidos, que fluctúan entre 15 y 65 mL/min (equivalentes 21.6 y 93.6 L/d a condiciones de laboratorio o 17.2 y 74 L/d a CNTP), no pueden ser tomados como un parámetro para este trabajo, puesto que para la conversión teórica de DBO a biogás se tiene un valor de 23 L/d (a CNTP).

En experimentos previos (Casarubias y Hernández, 1996), se obtuvieron los datos que se detallan en la Tabla 4.4. De acuerdo con la información de los párrafos anteriores, la productividad de biogás considerando la medición con DQO, tuvo el mismo problema que para este trabajo, ya que los datos se obtuvieron puntualmente y no en forma continua.

La productividad del RBR para esta primera fase experimental fue de Y=0.26mg biomasa/mg DQOremovida (Anexo 3), la cual es muy adecuada, especialmente si se compara con la obtenida en experimentos previos (para el disco 1: Y = 0.05 mg B/mg DQOrem para un TRH de 24h, 28-30 rpm, DQOi de 5,000 mg/L, Vt de 20 L y, para el disco 20, Y = 0.079 mg B/mg DQOrem y, para el disco 1, Y= 0.054 mg B/mg DQOrem para un TRH de 12h, 28-30 rpm, DQOi de 5,000 mg/L, Vt de 20 L y, para el disco 20, Y= 0.0402 mg B/mg DQOrem) (Chávez, 1995). Esto indica que el sistema aerobio está

funcionando mejor a 3 días de tiempo de residencia hidráulico que a los 0.5 y 1 d en que se operó previamente.

TABLA 4.4. DATOS DE PRODUCTIVIDAD DE BIOGÁS EN UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE, RALLFA QUE TRATA CEMPASÚCHIL (CASARRUBIAS Y HERNÁNDEZ, 1996)

	Volumen de biogás producido, L/d	Metano en el biogás, %	Rendimiento de biogás, L*/g DQOrem
Etapa 1 (12.69 g DQO _i /L, TRH=1d)	N.d.	60	N.d.
Etapa 2 (18.06 g DQO _i /L, TRH=1d)	140.3	65	17.36* (13.82 [†])
Etapa 3 (32.29 g DQO _i /L, TRH=1d)	176.6	60	14.31* (11.40 [†])
Etapa 4 (21.6 g DQO _i /L, TRH=3d)	77	65	2.21* (1.77 [†])

* A CNTP (25°C y 760 mm Hg) [Teórico: 0.8L_{biogás}/gDQOrem]

[†] A condiciones del laboratorio (15°C, 585 mm Hg) [Teórico: 1L_{biogás}/gDQOrem]

En la Fig. 4.2 se muestra una relación de alcalinidad prácticamente constante, pues oscila entre 0.1 y 0.36, sin presentar desviaciones. En las Fig.4.3 y 4 se observan los resultados del comportamiento de los reactores anaerobio y aerobio para la remoción de material biodegradable y la producción de biomasa y compuestos que precipitan al cambiar el pH (de 6.9 a 9.5), mientras que, en el reactor aerobio, realmente se tiene una degradación muy pequeña, lo que comprueba lo obtenido en experimentos previos (Granados-Hernández y col., 1996). Ellos encontraron en el agua de cempasúchil compuestos fácilmente biodegradables y compuestos recalcitrantes al tratamiento biológico. Los primeros se convierten fácilmente a biogás y biomasa anaerobia (40-60%), mientras que los segundos permanecen en el agua residual y tampoco pueden ser fácilmente degradados por las bacterias aerobias (30-50% de eficiencia de remoción). De hecho, los resultados obtenidos para la medición de la DBO en la entrada y salida del reactor anaerobio parecería indicar que no hubo remoción de contaminantes. Lo que probablemente ocurre es que como la medición con botellas para la DBO se hizo utilizando organismos que no estaban adaptados a estas aguas residuales, sus resultados no pueden considerarse muy confiables para esta fase experimental. De hecho, por ello no se hicieron mediciones de DBO en trabajos previos. En experimentos futuros se podría usar como inóculo para las botellas, la biomasa del propio RBR.

De la Figura 4.3, se observa que los sólidos totales se incrementan al final del sistema de tratamiento debido a las mismas razones ya expuestas, esto es, a la conversión de material soluble a biomasa y la precipitación debida al cambio de pH. El material inorgánico no se transforma sino que se mantiene constante en todo el experimento (STF).

Fig.4.1 Producción de biogás

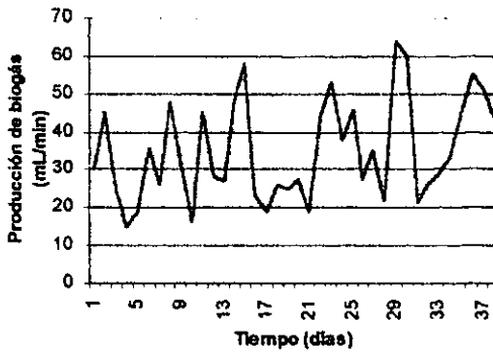


Fig. 4.2 Relación de alcalinidad durante la primera etapa del proceso

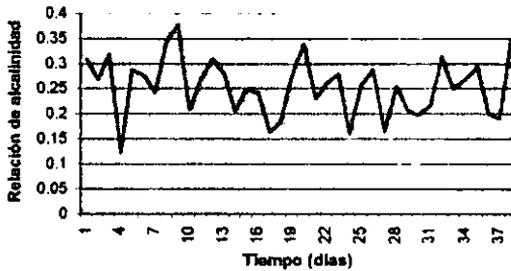
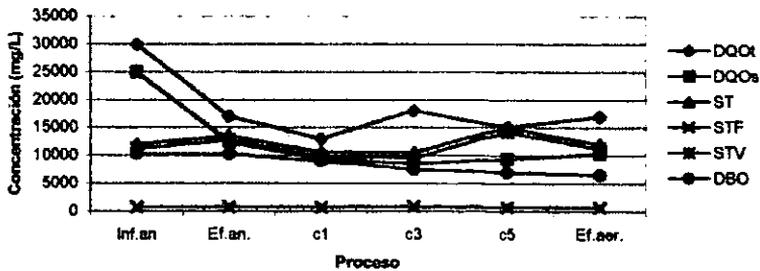


Fig.4.3 Comportamiento de los diferentes parámetros a lo largo del proceso durante la primera etapa



4.2 Alimentación de 40% de agua cruda, 40% de agua recirculada y 20% de agua potable

Una vez que se obtuvieron estos resultados se procedió a elevar la carga orgánica de alimentación al reactor anaerobio. Aunque dicho cambio en la alimentación se llevó a cabo el día 39 del experimento, los primeros resultados no se obtuvieron sino hasta el día 42, puesto que el reactor anaerobio presenta 3 días de TRH.

Para la segunda etapa, la elevación en la carga orgánica de alimentación representó un 25% de las condiciones iniciales. La caracterización del influente durante la segunda etapa se presenta en las Tablas 4.5 y 6.

TABLA 4.5. CARACTERIZACIÓN PROMEDIO DEL INFLUENTE ANAEROBIO DURANTE LA SEGUNDA ETAPA DEL EXPERIMENTO

PARAMETRO	VALOR
Valor de pH	6.2
Relación de alcalinidad (α)	0.28
Temperatura (°C)	19.2
Demanda química de oxígeno total (mg/L)	38 000
Demanda química de oxígeno soluble (mg/L)	32 000
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/L)	17000
Sólidos totales (mg/L)	21 600
Sólidos totales fijos (mg/L)	850
Sólidos totales volátiles (mg/L)	20 850

El planteamiento original de este proyecto consistía en elevar gradualmente la carga orgánica de alimentación al sistema de tratamiento hasta que dicha carga representara el 100% del agua cruda. Desafortunadamente las condiciones cambiaron y después de un mes de alimentar la carga cuya caracterización se presenta en la Tabla 4.5, el reactor anaerobio se acidificó.

TABLA 4.6 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA DE CEMPASÚCHIL A TRAVÉS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DURANTE LA SEGUNDA ETAPA (TRH=3d, w=12rpm)

Parámetro	RALLFA			RBR			Eficiencia global de remoción
	Inf.	Efl.	C-1	C-3	C-5	Efl.	
PH	6.2	7.8	9.0	9.4	9.7	9.5	-
Relación de alcalinidad (α)	-	0.28	-	-	-	-	-
Temperatura (°C)	19.2	28	15	15	16	18	-
DQOt (mg/L)	38 000	26 000	23 000	19 000	17 000	19 000	50%
DQOs (mg/L)	32 000	13 500	13 900	10 800	8 300	12 800	60%
DBO (mg/L)	17000	12350	11800	10900	10600	10500	38%
ST (mg/L)	21 600	21 000	20 700	20 700	20 235	18 000	-
STF (mg/L)	750	600	900	900	990	1 050	-
STV (mg/L)	20 850	20 400	19 800	19 800	19 245	16 950	-

Estas carga de alimentación se mantuvo durante un mes, a lo largo del cual las condiciones en el resto del sistema permanecieron prácticamente constantes y se presentan en la figura 4.6.

Fig. 4.4 Remoción de materia orgánica durante la primera etapa

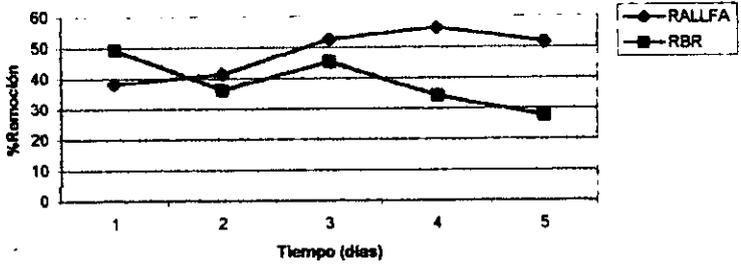
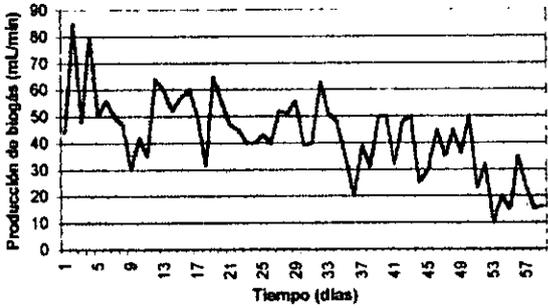
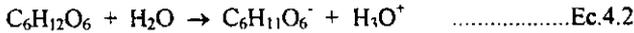


Fig.4.5 Producción de biogás durante la segunda etapa



Como se puede observar en la Figura 4.6, el reactor anaerobio no se acidificó instantáneamente, sino que fue un proceso gradual, que no pudo revertirse, a pesar de utilizar todos recursos disponibles para estabilizar nuevamente el reactor (adición desustancias químicas, disminución de la carga orgánica alimentada, aumento del TRH, etc). Las consecuencias inmediatas fueron, como se observa en las Figs. 4.4 y 4.5 una disminución significativa en la producción de biogás y una elevación de la relación de alcalinidad (Fig. 4.6). Esta disminución global en la producción de biogás en la segunda etapa experimental es debida a la paulatina pérdida de estabilidad que presentó el reactor al acidificarse. Un valor de pH bajo indica que la concentración de iones H^+ es elevada; es decir, se están aportando iones hidronio mediante la siguiente reacción:



El equilibrio está delimitado por la ecuación:

$$K_{eq} = [C_6H_{11}O_6^-][H_3O^+] / [C_6H_{12}O_6][H_2O] \dots\dots\dots Ec.4.3$$

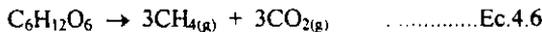
Puesto que $[H_2O]$ puede considerarse constante cuando se trata de ácidos y bases débiles, como es el caso de todos aquellos de origen orgánico, se establece un equilibrio ácido-base, cuya constante de acidez se escribe como sigue:

$$K_a = [C_6H_{11}O_6^-][H_3O^+] / [C_6H_{12}O_6] \dots\dots\dots Ec.4.4$$

La concentración de $C_6H_{11}O_6^-$ es igual a la concentración H_3O^+ , y pueden escribirse como x ; mientras que la concentración de $C_6H_{12}O_6$ en el equilibrio puede considerarse $1-x$ de manera que la constante de acidez también puede escribirse:

$$K_a = x^2 / (1-x) \dots\dots\dots Ec.4.5$$

A menores valores de pH, es claro que K_a se eleva, y ello implica que se disminuye la capacidad de producción de biogás, pues la encargada de producirlo es la biomasa conforme a la reacción:



que cuando lleva a cabo un equilibrio ácido-base participa en menor cantidad en la reacción anterior.

La clara elevación de la relación de alcalinidad medida como mg de $CaCO_3$ se debe a la reacción ácido-base que lleva a cabo la biomasa, pues el carbonato de calcio es una sal en disolución, es decir, el producto de una reacción ácido-base.

En la Fig. 4.7 se observa el promedio de los datos de los 60 días que duró el experimento, antes de desestabilizarse el reactor anaerobio. La carga orgánica, medida como mg de DQOt y s/L, presenta una disminución importante en el reactor anaerobio, como en el primer experimento. En el RBR también sigue un comportamiento similar al

primer experimento. La biomasa acumulada en el sedimentador, por las condiciones anaerobias prevaecientes se descompone rápidamente aumentando la DQOs y un poco la DQOt.

Fig. 4.6 Relación de alcalinidad durante la segunda etapa del proyecto

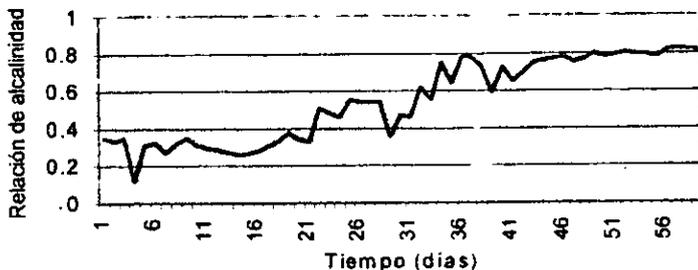
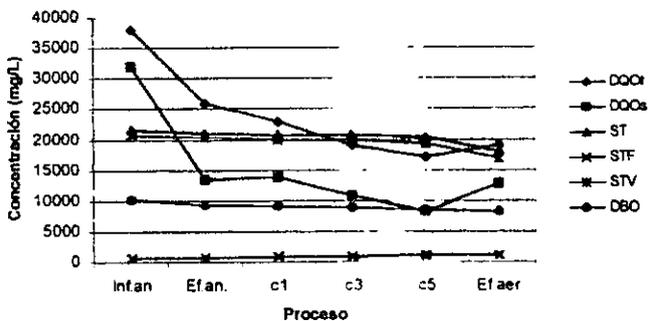


Fig. 4.7 Comportamiento de los diferentes parámetros a lo largo del proceso durante la segunda etapa



Puesto que parte de la materia orgánica se disocia elevando la concentración de iones hidronio, como se dijo antes, disminuye la cantidad de materia orgánica que habrá de producir biogás y permanecerá en el reactor como materia orgánica disociada. Esto explica que la remoción de materia orgánica disminuya significativamente durante la segunda etapa en la cual se perdió la estabilidad en el reactor.

Finalmente, se puede resumir el comportamiento general del sistema aerobio a través del análisis de la Fig. 4.9, en la que se presenta la eficiencia de remoción de DQO soluble. Es claro que la remoción en el RBR ocurre como en el experimento anterior, pues se ha discutido que, de hecho, la carga orgánica se eleva durante las últimas cámaras de este reactor.

Fig. 4.8 Remoción de materia orgánica durante la segunda etapa

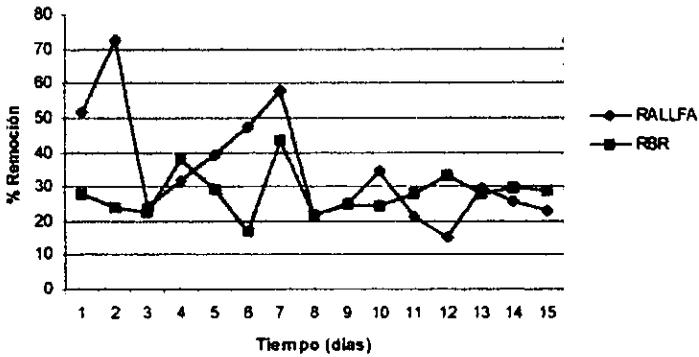


Fig. 4.9 %Remoción en el reactor aerobio

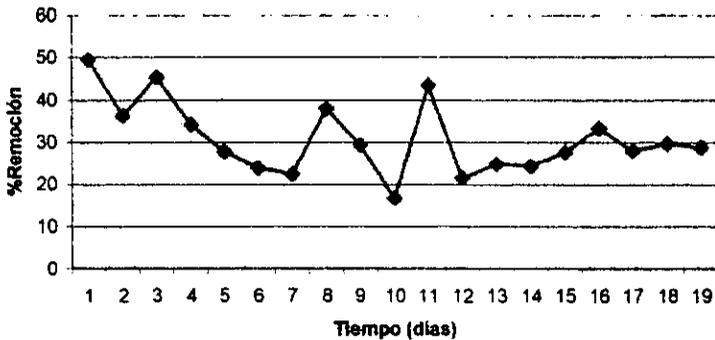
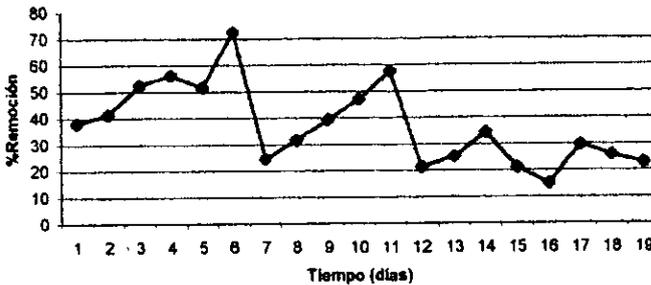


Fig. 4.10 %Remoción en el reactor anaerobio



Es evidente que la remoción disminuyó al final de la segunda etapa del proceso. La explicación radica en la pérdida de estabilidad del sistema, el reactor anaerobio se acidificó e instantáneamente dejó de producir biogás. En esta etapa del proceso, como se tenían antecedentes de desestabilización en trabajos anteriores (Casarrubias y Hernández, 1995), se procedió a seguir algunas sugerencias descritas en la bibliografía⁵ para recuperar la estabilidad en un RALLFA.

Para contrarrestar la acidez, se adicionó NaHCO_3 en el influente anaerobio, para, de esa manera, acelerar la estabilización; sin embargo, no se obtuvieron resultados significativos y se procedió a disminuir la carga orgánica de alimentación.

Posteriormente, se aplicó la recirculación, es decir, el efluente anaerobio se utilizó también como influente del RALLFA y a su vez el efluente aerobio alimentó el RBR.

Estos cambios se llevaron a cabo en aproximadamente tres meses adicionales a los dos meses en que operó a condiciones pseudoestables. La falta de recuperación del RALLFA planteó la alternativa de suspender la experimentación para verificar el estado del lecho de lodos. No se observó actividad alguna, por lo que se concluyó que la acidificación había terminado con la población microbiana activa en el sistema. Esta biomasa había estado operando en el reactor desde 1993, o sea, tuvo un periodo de actividad de casi seis años.

En el próximo capítulo se dan las conclusiones y recomendaciones derivadas de este trabajo experimental.

CAPÍTULO 5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A partir de los resultados obtenidos puede concluirse y recomendarse lo siguiente:

1. El cultivo de *compasúchil* representa una fuente de ingresos muy importante en nuestro país, tal y como puede observarse en la Tabla 1.2. Son muchos los estados de la República que se ven beneficiados por esta industria, de modo que es primordial buscar y dar solución al problema de contaminación que genera.
2. En el objetivo original global del proyecto se plantea la posibilidad de llevar el sistema anaerobio-aerobio de tratamiento del agua residual del procesamiento de la flor para producir harina a escala real. Los resultados indican que es posible lograrlo hasta en un 60%, siempre y cuando se tome en cuenta el factor mantenimiento. El hecho de que esta agua residual, de manera natural, contiene sustancias recalcitrantes al tratamiento biológico que deberán ser tratadas usando sistemas no biológicos sino químicos debe plantearse como una opción necesaria para su depuración completa.
3. El lodo inoculado al reactor anaerobio tuvo una vida útil de aproximadamente seis años, durante los cuales no presentó ningún problema de operación. Sin embargo, una vez que pierde la estabilidad es necesario que se cambie y, si se detiene, su arranque y operación son también lentos. Por su parte, el reactor aerobio requiere de un mantenimiento mínimo y no presenta problemas de operación ni de pérdida de estabilidad graves.
4. El seguimiento constante a los reactores permite verificar su estabilidad; sin embargo, se recomienda medir alcalinidad y pH diariamente, ya que son parámetros que, por su sencillez y bajo costo, no implican ningún problema adicional y por sí mismos hablan de la estabilidad del proceso, especialmente del reactor anaerobio.
5. El arreglo final al que se llegó, en donde el efluente anaerobio se usa como alimentación del reactor aerobio (RBR) realmente proporciona una remoción de hasta el 55%, en el reactor anaerobio junto con en el reactor aerobio, medidos como DQO soluble.
6. Los problemas de acidificación en el RALLFA, que enviaron un efluente ácido y concentrado al RBR también desestabilizan a este último, pero un grado menor. Su recuperación fue mucho más rápida.
7. En el reactor anaerobio, alimentando 30 g DQOs/L, se pueden llegar a generar hasta 0.8mL de biogás/g de DQOrem teóricos a condiciones normales de temperatura y presión (CNTP), constituido en un 60% por metano. En este sistema a escala de laboratorio, las mediciones puntuales realizadas indicaron que se obtuvo un promedio que resulta mayor que el teórico. Esto se debió a que las mediciones pudieron

coincidir con momentos en que el lecho de lodos pudiera haber permitido el paso de una cantidad atrapada de biogás en un lapso más largo. Un tema para investigación posterior sería justamente la instalación de un sistema continuo para recolectar el biogás, tratarlo y reusarlo que permita evaluar la eficiencia real del proceso (Benvenuta, 1999).

8. No se alcanzó el objetivo inicialmente fijado de alimentar una carga orgánica de 90 g DQOs/L, que es la concentración inicial del agua residual proveniente de las fábricas de harina de flor y, de hecho, con los experimentos realizados desde 1993 hasta 1998 puede decirse que no es posible tratar biológicamente este tipo de aguas residuales por su contenido de sustancias recalcitrantes a la biodegradación. Esto indica que la propuesta planteada por Aguirre-López y Correa-Castellanos en 1998 de usar una tecnología más limpia es la opción técnicamente idónea⁰.
9. El secado de la flor fresca en forma continua reduce los malos olores del área de trabajo, generados por el agua residual proveniente de las etapas de ensilado y prensado, también da una mayor calidad en la harina producida y un rendimiento mayor, ya que prácticamente no se pierden pigmentos ni por descomposición química ni disueltos en el agua residual puesto que no hay formación de éstas.

Referencias

0. Aguirre-López, V., Correa Castellanos, I. 1998. Estudio técnico económico del secado en el proceso de obtención de harina de cempasúchil. Tesis profesional. F.Q., U.N.A.M., México, D.F. México.
1. Anónimo, 1994. Preserving the Legacy. Biological Treatment Technologies, Nueva York, NY, EEUUA.
2. Anuario Estadístico de la Producción Agrícola de los Estados Unidos Mexicanos 1996. Tomo I. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural. Centro de Estadística 3. Agropecuaria, México, D.F. México.
3. Argueta-Villamar A. 1994. Atlas de plantas tradicionales mexicanas, I(3)-25-36. Instituto Nacional Indigenista, México, D.F. México.
4. AWWA, 1980. Water Quality and Treatment. 3ªed. Mc Graw Hill, Nueva York, NY, EEUUA.
5. Casarrubias-García, M., Hernández-Hernández, J.G., Briones Méndez, R.S. y Durán de Bazúa, C. 1996. Degradación anaerobia de aguas derivadas del ensilado y prensado del cempasúchil. Pub. PIQAYQA, Fac. de Química, UNAM, México, D.F. México.
6. CNA, 1994. Sistemas alternativos de tratamiento de aguas residuales y lodos producidos. Manual de diseño de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Libro II 3.2.2. México, D.F. México.
7. Cortez-Valtierra. 1982. Tratamiento de agua en una corriente lateral en una torre de enfriamiento, Tesis. UNAM. México, D.F. México.
8. Chávez-Sánchez, I., Ramírez-Burgos, L.I., Pedroza-Islas, R. y Durán de Bazúa, C. 1995. Tratamiento aerobio de aguas diluidas de cempasúchil en un reactor de biodiscos. Informe técnico CEMPA-01-95. Pub. PIQAYQA, Fac. de Química, UNAM, México, D.F. México.
9. Daugherty J.E. 1987. Industrial Environmental Management. A practical handbook. Ed. Government's Institutes, Inc. Rockville, Maryland, EEUUA.
10. Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York, Albany. 1987. Manual de Tratamiento de Agua, 9ª ed. CECSA. México, D.F. México.
11. Durán-Domínguez-de-Bazúa, C. 1994. Tratamiento biológico de aguas residuales de la industria química y de proceso. Pub. PIQAYQA, Fac. de Química, UNAM, México, D.F. México.

12. Fair, E.; Geyer, S. y Okun, J. 1984. Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales. Ingeniería Sanitaria y de Aguas Residuales. Ed. Limusa. México, D.F. México.
13. Gaudy, A. F., Jr., y Gaudy E. T. 1988. Elements of Bioenvironmental Engineering, Engineering Press, Inc., p.180. San José, California, EEUUA.
14. Grady, C.P. Leslie, Jr.: Biodegradation of Hazardous Wastes by Conventional Biological Treatment. 1986. Hazardous Waste & Hazardous Materials, 3(4):142-324.
15. Grady, C.P.L. 1990. Biodegradation of Toxic Organics: Status and Potential, Journal of Environmental Engineering, 116(5): Nueva York, NY, EEUUA.
16. Granados-Hernández, E., López-Andrade, X., Pandiyan, T. y Durán de Bazúa C. 1996. Separación e identificación de moléculas orgánicas en agua de proceso de compasúchil. Pub. PIQAYQA, Fac. de Química, UNAM, México, D.F. México.
17. Harrison, J.R. 1988. O&M of Trickling Filters, RBCs, and Related Processes. Manual of Practice M-10. Operations and Maintenance Series. Alexandria, Virginia, EEUUA.
18. Irvine, R.L. y Wilderer P.A. 1988. Aerobic Processes, Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal. McGraw-Hill, Inc., p.98, Nueva York, NY, EEUUA.
19. Kiestra, H. y Eggers, E. 1986. Industrial Water Technology: Treatment, Reuse and Recycling. International Association of World Pollution Removal and Control. Ed. K.K. Chin y K. Kumarasivam, Singapur, Gran Bretaña.
20. La Grega, M.D; Buckingham P. L. y Evans, J.C. 1991. Hazardous Waste Management, McGraw-Hill, Inc. pp. 563. Nueva York, NY, EEUUA.
21. Manahan, S. E. 1999. Introduction to Environmental Chemistry, 7a ed. UNAM, Facultad de Química. México D.F. México. American Society of Civil Engineers, Sewage Treatment Plant Design, Manuals of Engineering Practice, No.36, 222. Columbia, Missouri, EEUUA.
22. Morrison, R., Boyd, R., 1987. Química Orgánica. Ed. Addison Wesley Iberoamericana, Delaware, EEUUA.
23. Rochkind, Blackburn, and Saylor, "Microbial Decomposition of Chlorinated Aromatic Compounds".
24. Singleton, P. Sainsbury, D. 1985. Dictionary of Microbiology, John Wiley & Sons, pp 1078. Nueva York, NY, EEUUA.

Referencias

25. Tchobanoglous, G. y Burton, F.L. 1991. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse. McGraw-Hill series in Water Resources and Environmental Engineering. Metcalf & Eddy, Inc. Nueva York, NY, EEUUA.
26. Tebbutt, T.H.Y. 1990. Fundamentos de control de la calidad del agua. Ed. Limusa. México, D.F. México.
27. Tiedje, J.M. y Stevens T.O.: "The Ecology of an Anaerobic Dechlorinating Consortium," Environmental Biotechnology Reducing Risks from Environmental Chemicals through Biotechnology, editor G.S. Omenn, Plenum Press, , p.3-14, Nueva York, N.Y. EEUUA.
28. Torpy MF. 1989. Biological Treatment of Hazardous Waste, Pollution Engineering, pp. 25-136. Biological Treatment Technologies, Nueva York, NY. EEUUA.

APÉNDICE I

RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE LOS REACTORES ANAEROBIO Y AEROBIO DURANTE LA PRIMERA ETAPA DE EXPERIMENTACIÓN

Día	α	pH Inf.an.	pH Efl.an.	pH C 1	pH C 2	pH C 3	pH C 4	pH C 5	pH Efl.aer.	Biogás (mL/min)
1	0.31	6.84	8.18	9.03	9.2	9.31	9.437	9.58	9.578	30
2	0.269	6.97	7.41	9.38	9.34	9.43	9.405	9.42	9.573	45
3	0.32	7.52	8.15	9.16	9.44	9.49	9.58	9.54	9.76	25
4	0.122	10	8.15	10.7	10.9	11.1	11	11.1	11.3	15
5	0.289	8.7	10.8	11.7	12.1	12.1	12.2	12.4	12.3	19
6	0.276	5.3	8.2	8.9	9.4	9.4	9.6	9.6	9.8	36
7	0.242	5.02	8.44	8.65	9.2	9.26	9.48	9.53	9.55	26
8	0.346	6.62	8	8.82	9.08	9.15	9.42	9.45	9.44	48
9	0.378	6.72	7.98	8.91	9.04	9.09	9.32	9.4	9.45	32
10	0.208	6.36	8.15	8.96	9.19	9.22	9	9.49	9.49	16
11	0.269	6.41	7.98	8.91	9.12	9.2	9.32	9.39	9.49	45
12	0.31	6.47	7.98	9.06	9.27	9.33	9.39	9.48	9.47	28
13	0.28	6.68	7.97	9.11	9.29	9.35	9.42	9.46	9.48	27
14	0.205	6.96	8.2	9.09	9.27	9.31	9.44	9.5	9.47	
15	0.249	7.02	7.97	8.96	9.23	9.3	9.46	9.57	9.43	58
16	0.242	6.96	8.12	9.07	9.3	9.3	9.49	9.54	9.5	23
17	0.164	6.93	8.06	9.03	9.35	9.36	9.46	9.55	9.54	19
18	0.184	6.88	8.04	9.05	9.26	9.3	9.42	9.46	9.46	26
19	0.28	7.01	8.42	9.2	9.39	9.39	9.58	9.68	9.54	25
20	0.34	6.78	7.72	9.14	9.2	9.27	9.37	9.46	9.41	27.5
21	0.23	7.01	7.56	8.87	9.05	9.13	9.25	9.25	9.34	18.75
22	0.26	6.82	7.92	8.66	8.99	9.1	9.25	9.3	9.3	44
23	0.28	6.95	8.01	8.93	9.05	9.08	9.37	9.3	9.3	53.3
24	0.16	6.86	7.99	9.19	9.29	9.3	9.33	9.38	9.03	38
25	0.258	6.34	8.02	9.34	9.26	9.1	8.45	9.32	9.28	45.88
26	0.29	6.22	7.99	8.79	9	9.06	9.22	9.23	9.33	27.5
27	0.165	6.44	7.96	9.13	9.25	9.25	9.34	9.36	9.35	35
28	0.256	6.21	7.95	8.83	8.99	9.07	9.21	9.26	9.28	21.53
29	0.208	6.66	8.06	8.96	9.04	9.1	9.23	9.25	9.24	64
30	0.197	6.44	7.91	8.99	9.11	9.22	9.3	9.33	9.38	60.14
31	0.217	6.67	7.99	9.14	9.29	9.28	9.37	9.44	9.4	21.42
32	0.316	6.16	7.84	9.17	9.28	9.3	9.37	9.41	9.4	26
33	0.25	6.42	7.88	8.82	9.05	9.16	9.32	9.4	9.41	28.57
34	0.27	6.29	7.96	8.86	9.15	9.16	9.32	9.38	9.37	33
35	0.294	6.3	7.95	8.9	9.1	9.12	9.27	9.34	9.34	44
36	0.2	6.5	8.1	9.34	9.4	9.41	9.43	9.47	9.37	55
37	0.191	6.58	8.12	9.16	9.34	9.4	9.46	9.5	9.27	51
38	0.347	6.02	8.03	8.8	9.12	9.15	9.25	9.33	9.27	44

RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DE LOS REACTORES ANAEROBIO Y AEROBIO DURANTE LA SEGUNDA ETAPA DE EXPERIMENTACIÓN

Día	α	pH Inf. an.	pH Efl. an.	pH C1	pH C2	pH C3	pH C4	pH C5	pH Efl. aer.	Biogás (mL/min)
39	0.33	6.11	9.16	8.6	9.05	9.15	9.26	9.34	9.16	85
40	0.351	6.3	8.19	8.68	9.056	9.17	9.27	9.35	9.332	48
41	0.12	6.16	7.75	8.79	8.93	9.09	9.27	9.32	9.4	80
42	0.31	6.53	6.5	8.53	8.84	9.07	9.19	9.3	9.28	50
43	0.32	7.62	7.92	8.69	8.94	9.07	9.26	9.38	9.39	56
44	0.267	9.29	6.12	9.2	9.04	8.99	8.76	8.02	8.11	50
45	0.32	9.25	7.62	8.35	8.83	9	9.22	9.32	9.33	47
46	0.35	6.62	7.75	8.51	8.78	9.03	9.1	9.19	9.2	30
47	0.31	6.53	7.8	8.66	8.96	9.05	9.17	9.28	9.18	42
48	0.295	5.58	7.8	8.87	9	9.05	9.19	9.28	8.89	35
49	0.286	4.54	7.58	8.37	8.68	8.83	9	9.18	9.2	64
50	0.27	5.51	7.52	8.52	8.76	8.86	9.06	9.16	9.16	60
51	0.26	5.82	7.76	8.77	8.96	9.05	9.21	9.34	9.1	52
52	0.265	5.93	7.78	8.75	8.96	9.03	9.18	9.32	9.1	57
53	0.28	6.15	7.81	8.71	8.93	9.01	9.19	9.28	9.09	60
54	0.305	6.23	7.83	8.67	8.911	8.98	9.19	9.26	9.09	50
55	0.33	6.17	7.85	8.66	8.96	9.04	9.23	9.27	9.25	31.5
56	0.38	6.14	7.85	8.83	9.06	9.12	9.27	9.33	9.2	65
57	0.337	6.37	7.82	8.94	9.1	9.18	9.31	9.37	9.31	56
58	0.33	6.27	7.6	8.68	8.9	8.98	9.17	9.28	9.13	47
59	0.51	6.32	7.83	8.51	8.91	8.97	9.2	9.25	9.24	45
60	0.48	5.76	7.87	8.76	9	9.1	9.25	9.29	8.88	40
61	0.46	5.82	7.81	8.58	8.62	9.03	9.221	9.27	9.27	40
62	0.55	5.68	7.72	8.62	8.98	9.1	9.28	9.35	8.92	43
63	0.54	5.83	7.62	8.68	8.98	9.09	9.27	9.39	9.37	40
64	0.54	6.51	7.67	7.67	8.1	8.96	8.15	9.17	9.16	52
65	0.54	6.23	7.81	8.75	9.07	9.15	9.3	9.41	9.34	51
66	0.355	6.51	8.23	8.86	9.12	9.17	9.31	9.4	9.38	56
67	0.47	6.29	7.75	8.92	9.21	9.27	9.42	9.53	9.5	39
68	0.46	6.3	7.79	8.69	8.1	9.1	9.2	9.25	9.24	40
69	0.62	6.49	7.29	8.35	8.96	9.08	9.33	9.42	9.41	63
70	0.554	7.18	7.76	8.38	9.13	9.22	9.49	9.68	9.62	51
71	0.75	5.66	7.05	8.02	8.41	8.63	9.09	9.15	9.03	48
72	0.64	5.97	7.17	8.28	8.43	8.62	9.06	9.16	9.15	35
73	0.78	5.77	7.01	8.27	8.34	8.45	9	9.03	9.02	20
74	0.78	5.83	6.95	8.31	8.41	8.49	9.01	9.1	9.06	39
75	0.73	5.79	7.35	8.84	9.16	9.26	9.83	9.95	9.93	31
76	0.59	6.03	8.75	8.76	9.12	9.29	9.86	9.97	9.62	50
77	0.726	5.92	7.68	9.31	9.63	9.66	9.8	9.79	9.75	50
78	0.65	5.7	7.89	8.87	9.21	9.43	9.74	9.86	9.84	32
79	0.7	5.86	7.95	8.44	9.01	9.42	9.76	9.85	9.82	48
80	0.75	5.48	7.93	8.7	8.95	8.99	9.28	9.65	9.5	50

APÉNDICE I

Día	α	pH Inf. an.	pH Efl. an.	pH C1	pH C2	pH C3	pH C4	pH C5	pH Efl. aer.	Biogás (mL/min)
81	0.76	5.39	7.06	8.9	9	9.01	9.41	9.81	9.78	25
82	0.77	5.6	7.12	8.8	9.04	9.1	9.27	9.74	9.73	30
83	0.78	5.74	6.94	8.43	8.8	8.99	9.14	9.42	9.48	45
84	0.75	5.95	6.86	8.98	8.99	9.01	9.17	9.54	9.52	35
85	0.77	5.73	6.89	8.77	9.03	9.2	9.31	9.78	9.75	45
86	0.801	5.59	6.72	8.81	9.98	9.02	9.25	9.68	9.65	36
87	0.78	5.71	6.8	8.36	8.88	8.99	9.23	9.7	9.68	50
88	0.791	5.74	6.722	8.87	8.98	9	9.16	9.62	9.58	23
89	0.805	5.67	6.71	9.05	9.05	9.02	9.09	9.57	9.36	32
90	0.793	5.53	6.67	8.58	8.97	9.03	9.05	9.35	9.32	10
91	0.797	5.62	6.78	8.97	9.03	9.05	9.07	9.42	9.4	20
92	0.78	5.63	6.75	8.52	8.99	9.07	9.13	9.37	9.32	15
93	0.813	5.54	6.62	8.89	9.12	9.15	9.18	9.38	9.17	35
94	0.823	5.54	6.51	8.36	8.93	9.05	9.12	9.27	9.19	23
95	0.819	5.86	6.51	8.95	9.02	9.07	9.08	9.09	9	15
96	0.813	5.92	6.52	8.68	9.08	9.1	9.122	9.19	9.15	16

%Remoción en el RALLFA y en el RBR

Días	DQOt inf. an.	DQOt ef. an.	DQOt inf. ae	DQOt sed	%R RALLFA	%R RBR
1	32812	20312	19843	10032	38.0958186	49.4431286
15	34848	20445	18151	11584	41.3309229	36.1798248
25	28571	13556	11270	6158	52.5532883	45.3593611
35	25398	11111	11037	7262	56.2524608	34.2031349
40	35458	17164	16686	12063	51.5934345	27.7058612
45	38569	10598	9958	7584	72.5219738	23.8401285
50	39547	29875	28541	22145	24.4569752	22.4098665
55	37857	25862	23456	14569	31.6850252	37.8879604
58	35498	21500	20036	14154	39.4332075	29.3571571
60	38512	20365	19654	16351	47.1203781	16.8057393
62	40176	16987	15027	8487	57.7185384	43.521661
64	30158	23651	21698	17020	21.5763645	21.5595907
68	26947	20156	19598	14714	25.2013211	24.9209103
71	25879	16985	14569	11021	34.367634	24.3530785
73	31587	24897	22878	16549	21.1795992	27.6641315
78	30569	25986	24453	16320	14.9923125	33.2597227
80	26987	18965	16698	12021	29.7254234	28.0093424
85	29853	22145	20650	14514	25.8198506	29.7142857
90	24589	18957	16305	11620	22.9045508	28.7335173

APÉNDICE 2

TRATAMIENTOS PRIMARIOS, SECUNDARIOS Y TERCIARIOS MAS COMUNES

CRIBADO Y TAMIZADO: Operación para eliminar los sólidos grandes, se usa una rejilla protectora gruesa con aberturas de 75mm para evitar que los objetos grandes lleguen hasta la entrada. Las rejillas principales normalmente están dispuestas en forma de una malla con aberturas de 5 a 20mm y arregladas como una banda sin fin, un disco o un tambor a través del cual tiene que pasar el flujo. La malla cribadora gira lentamente para que el material recolectado pueda quitarse antes de que la pérdida de flujo sea excesiva. El material cribado que se retira del agua se regresa a la fuente aguas abajo del punto de extracción.¹²

SEDIMENTACIÓN: Un sedimentador es una estructura a través de la cual fluye el agua a tan baja velocidad que el material suspendido caerá depositándose en el fondo del tanque, saliendo de éste agua relativamente clara. La cantidad de materia removida en un tanque sedimentador es función directa del tiempo de retención.¹¹

FLOTACIÓN: Consiste en inyectar aire a presión por la base del tanque donde se lleva a cabo esta operación, el aire sale en forma de finas burbujas que se adhieren o entretejen con las partículas suspendidas que suben así a la superficie debido a su baja densidad.¹²

HOMOGENIZACIÓN: Los flujos de agua están sujetos a fluctuaciones temporales, tanto en cantidad como en calidad, este proceso se desarrolla en un tanque donde se balancean los extremos referentes a las fluctuaciones de calidad, en tanto que las variaciones de flujo requieren de una unidad de regulación.²⁵

NEUTRALIZACIÓN: Es la operación en donde se neutralizan los ácidos, la sustancia mas barata para ello es la cal (CaO), también se usa el carbonato de sodio (Na₂CO₃), que aunque más caro es más conveniente.¹⁷

LODOS ACTIVADOS: Su objetivo es la remoción de materia orgánica, en términos de DBO, de las aguas residuales. Se lleva a cabo mediante la acción de microorganismos en presencia de oxígeno, que convierten la DBO en CO₂ y H₂O y nuevas células de microorganismos que se separan por sedimentación. El oxígeno que se requiere suele suministrarse por medio de aereadores mecánicos.²⁵

AEREACIÓN: Se utiliza para eliminar gases indeseables y las impurezas volátiles (H₂S, CO₂ y materia orgánica volátil). La aereación se usa ampliamente para la oxidación de impurezas inorgánicas como Fe, Mn y la remoción u oxidación de impurezas volátiles causantes del olor y mal sabor.²⁷

ESTABILIZACIÓN POR CONTACTO: Se lleva a cabo con la adición de cal al lodo en cantidades suficientes para mantener un pH alto, lo que destruye las bacterias patógenas. El lodo estabilizado con cal se deshidrata bastante bien en lechos de arena sin problemas de olor.

LAGUNAS AEREADAS: Es una variante del proceso de lodos activados con la diferencia de que normalmente no se emplea recirculación de lodos, lo que provoca una baja concentración de biomasa en el reactor, altos TRH y grandes volúmenes de los reactores por lo que suelen construirse en forma de lagunas con bordes de tierra.

LAGUNAS FACULTATIVAS: Lagunas con profundidades que oscilan entre 1.2 y 2.4m, el agua que contienen está estratificada con una capa inferior anaeróbica, una superior aeróbica y una zona intermedia de transición. El oxígeno presente en la capa superior se origina en la fotosíntesis de las algas de la zona iluminada por la luz solar y la reaeración superficial. Los sólidos en suspensión y las células de algas muertas se depositan en el fondo de la laguna donde se estabilizan anaeróbicamente.

LAGUNAS ANAEROBIAS: Su profundidad puede alcanzar hasta 6m, el agua residual entra muy cerca del fondo (frecuentemente por el centro de la laguna); ésta se mezcla con la biomasa sedimentada cuyo espesor es de hasta 1.8m, el efluente se localiza en la parte superior de la laguna y debe estar por abajo de la superficie del líquido. El exceso de grasa no digerida flota, formando un cobertor que permite mantener el calor y evita la entrada de aire. El proceso no requiere de la recirculación de lodos.²⁵

MICROTAMIZADO: Forma más moderna de la rejilla de tambor que usa una malla fina de acero inoxidable con aberturas de 20 a 60µm; con este microtamiz se separan los sólidos relativamente pequeños. Se utiliza en el tratamiento de agua para retirar algas y partículas de tamaño similar de aguas que, por lo demás, son de buena calidad. También se emplea como nivel terciario final.¹⁷

COAGULACIÓN: La coagulación es un proceso para atrapar la turbidez y color del agua dentro de un flóculo. Esto incrementa el tamaño de los sólidos suspendidos en el agua hasta un punto en que estos pueden sedimentarse.²⁷

ADSORCIÓN: Es la adhesión física de moléculas o coloides a la superficie de un sólido, un adsorbente, sin que se lleve a cabo una reacción química. La adsorción se usa para eliminar sílice, óxidos insolubles y compuestos orgánicos, ya que son las sustancias que producen el color, el sabor y el olor.²⁷

INTERCAMBIO IÓNICO: Ciertos materiales naturales, especialmente zeolitas que son silicoaluminatos sódicos complejos y las arenas verdes, tienen la propiedad de intercambiar un ion en su estructura por otro ion en solución. Se han desarrollado materiales sintéticos de intercambio iónico que ofrecen mayores capacidades de intercambio que los componentes naturales. La ventaja es que no se producen lodos, pero se debe regenerar el material cuando se agota la capacidad de intercambio iónico.¹⁷

ÓSMOSIS INVERSA: En la ósmosis inversa, una fuerza impulsora, la presión diferencial a través de la membrana, hace que el agua fluya de la disolución más fuerte a la más débil. El flujo osmótico, directo o inverso, depende de la propiedad selectiva de algunas membranas para permitir el paso de ciertos componentes de la disolución,

usualmente el disolvente se pasa a través de la membrana más alta al de menor concentración debido a diferencias de potencial químico.²⁷

ELECTRODIÁLISIS: La electrodiálisis es una operación unitaria que utiliza un circuito de corriente inducida para separar los cationes y los aniones de los componentes de una disolución. Este método cuenta con una membrana que permite el paso de los iones de una disolución diluida a otra concentrada. Las membranas tienen los ángulos correctos respecto al flujo de corriente eléctrica. Se remueve el 40% de iones al pasar una vez por la electrodiálisis.

CLORACIÓN: Es la aplicación de cloro al agua, generalmente con fines de desinfección. El proceso será tan efectivo como lo sea el abastecimiento de cloro, para que produzca una desinfección eficaz. La desinfección significa una disminución en la población de bacterias hasta una concentración inocua, en contraste con la esterilización en la cual se efectúa una destrucción total de la población bacteriana.²⁷

OZONACIÓN: El ozono puede usarse como desinfectante del agua residual, después de que ésta se haya sometido a tratamiento. Como desinfectante (con dosis comunes de 3 a 10mg/L), el ozono es agente efectivo en la desactivación de bacterias, esporas bacterianas y microorganismos vegetativos encontrados en las aguas residuales. Adicionalmente, el ozono actúa para oxidar químicamente materiales encontrados en el agua residual, y puede reducir la DQO y la DBO. El tratamiento con ozono reduce el color y olor del agua residual.²⁵

REMOCIÓN DE AMONÍACO: El agua residual con pH elevado se bombea a la parte superior de una torre empacada con flujo a contracorriente de aire. El amoníaco libre (NH_3) se remueve del agua con el flujo de aire, que lo libera a la atmósfera. El pH del agua se eleva a un ámbito de 10.8 a 11.5 unidades, con la adición de cal o sosa cáustica, antes de las torres de remoción de amoníaco, lo que hace que esencialmente todos los iones de amonio pasen a gas amoníaco.²⁵

APÉNDICE 3

DETERMINACIÓN DE RENDIMIENTO DE BIOMASA

1. Se limpian los discos de biomasa por sus caras externas en cada cámara. Registrar fecha y hora, DQO y sólidos.
2. Mantener DQO y flujos constantes durante 15 días
3. Limpiar nuevamente las caras externas de cada disco en cada cámara
4. Colocar la biomasa recolectada en una charola con un plástico encima
5. Poner la charola en la parrilla hasta que se seque (un día a 100°C)
6. Pesar la biomasa recolectada y multiplicar el dato por dos (ΔB)

$$Y = \frac{\Delta B \text{ (mg/d)}}{\Delta DQO}$$

donde:

- ΔB (mg/d) representa la biomasa recolectada en cada cara de cada disco durante el tiempo que se dejó desarrollar (15 días)
- ΔDQO representa la $DQO_{\text{inicial}} - DQO_{\text{final}}$ en mg/d

DETERMINACIÓN DE RENDIMIENTO DE BIOGÁS

Para determinar el rendimiento de biogás se colocó una probeta llena de agua e invertida en un recipiente de plástico, se introdujo en ésta la manguera del biogás y se midió cuánto gas se acumulaba en un período de tiempo de entre 20 y 30min diariamente, la producción de biogás se obtiene como un promedio.

