



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**ALTERNATIVAS PARA EL TRATAMIENTO DEL
AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA EN COMUNIDADES
RURALES**

TRABAJO MONOGRÁFICO
PARA OBTENER EL GRADO DE

INGENIERO AMBIENTAL

PRESENTA

PEDRO ANTONIO VARGAS GÓNGORA

ASESORES

M.I.A. JUAN CARLOS ÁVILA REVELES

DR. JOSÉ ALFONZO CANCHÉ UUH

M.C. JOSÉ MARTÍN RIVERO RODRÍGUEZ





UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**TRABAJO MONOGRÁFICO BAJO LA SUPERVISIÓN DEL
COMITÉ DEL PROGRAMA DE LICENCIATURA Y APROBADA
COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE:**

INGENIERO AMBIENTAL

COMITÉ DE TRABAJO MONOGRÁFICO

ASESOR:


M.I.A. JUAN CARLOS ÁVILA REVELES

ASESOR:


DR. JOSÉ ALFONZO CANCHÉ UUH

ASESOR:


M.C. JOSÉ MARTÍN RIVERO RODRÍGUEZ



CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO, ~~DICIEMBRE DE 2015~~



DEDICATORIA

Este trabajo, símbolo de mucho esfuerzo y compromiso está dedicado únicamente a ustedes:

Mis padres

Miriam Leticia Góngora Barbosa, por ser una madre ejemplar que ha dedicado su vida al bienestar y futuro de sus hijos.

Pedro Vargas Fernández, por ser el mejor padre del mundo.

AGRADECIMIENTOS

A través de estas líneas quisiera agradecer primeramente a **Dios** por darme la dicha de la vida, tener una hermosa familia, por rodearme de buenas personas que me han impulsado en la vida y por muchas e infinidad de cosas más que tú has hecho por mí.

Por el esfuerzo que has hecho para que nunca falte nada en casa, por tus grandes virtudes que tienes, gracias **Mamá** por todo, sin ti mi vida no sería igual.

Por tu compañía, tu sabiduría, tu paciencia, por ser como eres, gracias **Papá** por todo, mi vida sin ti tampoco sería igual.

Por ser mi inspiración, mi compañía, mi amor en estos últimos años y seguramente para toda la vida, también te agradezco a ti **Nely**.

También agradezco a todos los maestros de la carrera que fueron parte de este gran aprendizaje, en especial al **M.I.A. Juan Carlos Ávila Reveles**, al **Dr. José Alfonzo Canché Uuh** y al **M.C. José Martín Rivero Rodríguez** que fueron los docentes asesores con el cual pude concluir esta maravillosa etapa.

De igual manera agradezco a todo mis compañeros con los que compartí momentos inolvidables y también muy difíciles cuando se trataba de trabajos finales, en fin, agradezco a todos aquellos que hicieron posible este logro.

ÍNDICE

ASPECTOS GENERALES	1
Introducción	1
Justificación	2
Objetivos	3
Abstract	4
CAPÍTULO 1 GENERALIDADES DEL AGUA	5
1.1. Importancia del agua y su disponibilidad	5
1.2. Algunas propiedades importantes del agua	7
1.2.1 Propiedades organolépticas	7
1.2.2. Propiedades físicas	8
1.2.3. Propiedades químicas	8
CAPÍTULO 2 EL AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA COMO FUENTE CONTAMINANTE	9
2.1. Contaminación por agua residual	9
2.2 Principales tipos de agua residual	9
2.3. Agua residual de tipo doméstico	10
2.3.1. Composición	10
2.3.2. Concentración de materias oxidables biológicamente	13
2.3.2.1. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	15
2.3.2.2. Demanda química de oxígeno (DQO)	16
2.3.2.3. Carbono orgánico Total (COT)	16
2.3.3. Sólidos en suspensión	17
2.3.4. Nutrientes	18
2.3.5. Correlación de parámetros esenciales en las aguas residuales domésticas	18
CAPÍTULO 3 INFRAESTRUCTURA SANITARIA EN UNA COMUNIDAD RURAL	19

3.1. Comunidad rural	19
3.2. La actualidad sobre la infraestructura sanitaria a nivel rural	19
3.3. Fosas sépticas	19
3.3.1. Identificación de las partes que la componen y descripción general	20
3.3.2. Tipos de fosas sépticas (una, dos y tres cámaras)	22
3.3.3. Tipo de contaminantes que remueve y eficiencia de remoción	24
3.4 Letrinas	24
3.4.1. Identificación de partes que compones una letrina	26
3.4.2. Tipos de letrinas	27
3.4.2.1 letrinas de pozo seco	27
3.4.2.2. Letrinas húmedas	32
CAPÍTULO 4 ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO	37
4.1. Tanque Imhoff	37
4.1.1. Funcionamiento y operación	38
4.1.2. Ventajas y desventajas del tanque Imhoff	38
4.2. Sistemas de Aplicación subsuperficial	39
4.2.1. Tipos	40
4.2.1.1. Zanjas filtrantes	40
4.2.1.2. Lechos Filtrantes	41
4.2.1.3. Pozos Filtrantes	41
4.2.1.4. Filtros Intermitentes de Arena Enterrados	42
4.2.1.5. Lechos de turba	42
4.2.2. Funcionamiento de los sistemas de aplicación subsuperficial	43
4.2.3. Mecanismo de depuración de los sistemas de aplicación subsuperficial	43
4.2.4. Rendimiento de depuración	44
4.2.5. Ventajas y desventajas los sistemas de Aplicación Subsuperficial	44
4.3. Lagunaje	45
4.3.1. Tipos de lagunas	47
4.3.1.1. Lagunas anaerobias	47
4.3.1.2. Lagunas facultativas	59
4.3.1.3. Lagunas de maduración	51
4.3.2. Factores que influyen en el proceso	52
4.3.2.1. Radiación solar	52
4.3.2.2. Temperatura	52
4.3.2.3. Nutrientes	53
4.3.2.4. Viento	53

4.3.2.5. Profundidad	54
4.3.2.6. Evaporación y precipitación	54
4.3.3. Microbiología del lagunaje	55
4.3.4. Rendimientos de depuración	55
4.3.5. Mejora de la calidad de los efluentes de los lagunajes	56
4.3.5.1. Filtros de piedra	57
4.3.5.2. Filtros intermitentes de arena	57
4.3.6. Ventajas y desventajas del lagunaje	57
4.4. Humedales artificiales	59
4.1. Tipos de humedales artificiales	59
4.1.1. Humedales artificiales de flujo superficial (HAFS)	60
4.1.2. Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS)	60
4.2. Esquemas de funcionamiento	62
4.2.1. Humedales artificiales de flujo superficial	62
4.2.2. Humedales artificiales de flujo subsuperficial	62
4.2.2.1. Tratamiento secundario	62
4.2.2.2. Tratamiento terciario	63
4.2.2.3. Combinaciones de HAFSS verticales y horizontales	63
4.2.2.4. Combinación de HAFSS verticales sin tratamiento primario	63
4.3. Mecanismos de depuración	64
4.4. Rendimientos de depuración	68
4.4.1. Humedales artificiales de flujo superficial	68
4.4.2. Humedales artificiales de flujo subsuperficial	69
4.5. Ventajas y desventajas de los humedales artificiales	70
CAPÍTULO 5 CONCLUSIONES	72
BIBLIOGRAFIA	73

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Destrucción mundial del agua	6
Tabla 1.1	Principales características del agua	8
Tabla 2	Bacterias en las aguas residuales y posibles enfermedades transmitidas	11
Tabla 2.1	Supervivencia de los microorganismos (en meses)	12
Tabla 2.2	Principales componentes de la materia orgánica	14
Tabla 2.3	Distribución de los sólidos en suspensión	17
Tabla 2.4	Correlación de parámetros esenciales en las aguas residuales domésticas	18
Tabla 3	Aspectos importantes de una fosa séptica	22
Tabla 3.1	Aspectos importantes de una letrina	36
Tabla 4	Necesidad de superficie	40
Tabla 4.1	Remoción general del tratamiento de lechos de turba	44
Tabla 4.2	Remoción esperada zanjas filtrantes	44
Tabla 4.3	Condiciones operativas de las lagunas anaerobias	49
Tabla 4.4	Condiciones operativas de las lagunas facultativas y de maduración	51
Tabla 4.5	Eficiencia de los lagunajes en la eliminación de bacterias y quistes de protozoos	55
Tabla 4.6	Rendimientos de eliminación de contaminantes en las distintas etapas de los lagunajes	56
Tabla 4.7	Métodos de eliminación de sólidos en suspensión en los efluentes de los lagunajes	56
Tabla 4.8	Características medias de las corrientes de entrada y salida	69
Tabla 4.9	Rendimientos de depuración en HAFSS	69
Tabla 4.10	Rendimiento físico-químico para una estación depuradora con sistemas naturales en una casa de campo	70

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura. 3	Fosa séptica y campo de oxidación	20
Figura. 3.1	Esquema de una fosa séptica	21
Figura. 3.2	Fosa séptica de dos cámaras	23
Figura. 3.3	Fosa séptica de tres cámaras	23
Figura. 3.4	Ubicación de la letrina	25
Figura. 3.5	Componentes de una letrina	26
Figura. 3.6	Letrina de pozo simple	28
Figura. 3.7	Letrina seca mejorada con ventilación	29
Figura. 3.8	Letrina seca con separación de orina	30
Figura. 3.9	Letrina seca ventilada de doble cámara	31
Figura. 3.10	Letrina compostera tipo Multrum	32
Figura. 3.11	Letrina húmeda de pozo directo	33
Figura. 3.12	Detalle del pozo de la letrina húmeda	34
Figura. 3.13	Extracción de lodo de una letrina húmeda	34
Figura. 3.14	Letrina de pozo adjunto	35
Figura. 3.15	Letrina húmeda de pozo adjunto	35
Figura 4	Tanque Imhoff	37
Figura 4.1	Zanjas filtrantes	40
Figura 4.2	Lecho filtrante	41
Figura 4.3	Pozo filtrante	41
Figura 4.4	Esquema de la tecnología de lagunaje	46
Figura 4.5	Esquema básico de operación de una laguna anaerobia	48
Figura 4.6	Esquema una laguna facultativa	50
Figura 4.7	Corte longitudinal de un humedal artificial de flujo superficial	60
Figura 4.8	Humedal artificial subsuperficial horizontal (HAFSSH)	61
Figura 4.9	Humedal artificial subsuperficial vertical (HAFSSV)	62
Figura 4.10	Principales procesos de depuración que tienen lugar en los humedales artificiales	68

ASPECTOS GENERALES

Introducción

Durante todo el transcurso de la vida, el ser humano genera desperdicios de manera constantemente. Los residuos propios de la actividad humana, si no son tratados adecuadamente contaminan los cuerpos de aguas y los suelos. Las aguas residuales a menudo son vertidas directamente en cuerpos de agua, sin haber recibido tratamiento previo, contaminándolos severamente y siendo el origen de enfermedades infecciosas que afectan a todas personas, siendo ésta última una característica de gran mortalidad desde hace muchos años.

Para el tratamiento de las aguas residuales domesticas en zonas urbanas, existen técnicas convencionales donde las aguas contaminadas se someten a una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que tienen por objeto reducir la concentración de los contaminantes y permitir el vertido de los efluentes depurados, minimizando los riesgos tanto para el medio ambiente, como para las poblaciones (CENTA, 2008). Sin embargo, Las tecnologías no convencionales o innovadoras por ser más prácticas y económicamente accesibles, son una alternativa para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas comunidades rurales.

El presente documento se puede considerar como una herramienta que cuenta con los elementos necesarios para mostrar algunos métodos para el tratamiento del agua residual en pequeñas comunidades rurales, donde se describirán ciertas características que ayuden a la elaboración y a un adecuado funcionamiento, comentando sus ventajas e inconvenientes.

Justificación

En una región rural o en general cualquier comunidad rural del país, contar con un sistema de tratamiento de agua residual convencional que cuente con los tratamientos primarios, secundarios y terciarios, es prácticamente imposible; Esto se debe a los altos costos que éste conlleva, además de las condiciones geográficas y topográficas del terreno y muchas veces a la ignorancia de los habitantes de las comunidades respecto al cuidado del ambiente. Es por esta razón, la necesidad de contar con más alternativas de procesos de tratamiento de bajo costo de inversión, operación y mantenimiento, lo que permitirá ampliar la cobertura del servicio de tratamiento de aguas residuales en pequeñas comunidades rurales.

Objetivos

General

Establecer un documento que integre las alternativas para el tratamiento de las aguas residuales domésticas en comunidades rurales.

Específicos

- Describir las características principales de las alternativas en los diferentes procesos como son la operación, ventajas y desventajas.
- Indicar la importancia del cuidado del agua.
- Mencionar la infraestructura sanitaria en las comunidades rurales.
- Servir de marco de referencia para una adecuada implementación de los servicios básicos causando cierto interés en organizaciones, universidades y de más instancias que realizan y/o coadyuvan en el saneamiento del agua residual doméstica de pequeñas comunidades rurales.

Abstract

El presente trabajo consiste en una investigación documental sobre las alternativas para el tratamiento del agua residual doméstica en comunidades rurales, a partir de la cual se dará a conocer las generalidades e importancia del agua; la contaminación ocasionada por el agua residual doméstica mencionando su composición y algunos parámetros importantes; también hablaremos de las letrinas y fosas sépticas la cual pertenecen a la infraestructura sanitaria en una comunidad rural y por ultimo las alternativas propuestas para coadyuvar el tratamiento del agua residual, como son, el tanque Imhoff, los métodos subsuperficiales, lagunas de estabilización y humedales artificiales.

CAPÍTULO 1

GENERALIDADES DEL AGUA

1.1 Importancia del agua y su disponibilidad

El agua es uno de los compuestos más comúnmente encontrados en la naturaleza, cubriendo aproximadamente 75% de la superficie de la tierra. A pesar de su aparente abundancia, ciertos factores limitan la cantidad de agua disponible para el uso humano. Más del 97% del total de la proporción de agua se encuentra en los océanos y otros cuerpos salinos y no es realmente utilizable para la mayoría de los fines. Del 3% restante, un poco más del 2% se encuentra en glaciares y en otros lugares congelados y al igual que la humedad atmosférica y del suelo, es inaccesible. Sin embargo, el hombre depende del .62% restante que se encuentra en cuerpos de agua dulce, como lagos, ríos y fuentes de agua subterránea para poder realizar sus variadas actividades técnicas y de agricultura (Peavy, Rowe, Tchobanoglous 1985).

El agua es pura solo en su estado de vapor, y las impurezas se empiezan a acumular mientras la condensación ocurre. Los gases se disuelven en gotas formando nubes, y estos gases afectan fuertemente la calidad del agua. Hasta recientemente lo más importante gases disueltos eran el oxígeno (O_2) y el dióxido de carbono (CO_2). El incremento en el uso de combustibles fósiles que contiene el azufre y el de los motores de combustión interna ha resultado en la generación de dióxido de azufre (SO_2) y de óxidos de nitrógeno (NO_x). Cuando estos gases se disuelven en gotas de agua, los ácidos minerales son producidos y el contenido de iones de Hidronio de la precipitación puede incrementar. Debido a que los gases pueden viajar largas distancias antes de que la precipitación ocurra, la causa y efecto de la lluvia acida frecuentemente ocurre en diferentes países (Letterman, 1999).

La disponibilidad del agua comúnmente se evalúa a través del volumen de agua por habitante. Este indicador ha sido empleado comúnmente como una medida del posible estrés que pueden enfrentar los habitantes de una región o país dado. Una disponibilidad inferior a los 1 700 m³ por habitante por año se considera como una situación de estrés hídrico Indicador de "Falkenmark" (UNDP; UNDESA; WEC; 2000), en la cual con frecuencia puede ocurrir el desabasto de agua para las diversas actividades que la consumen, sobre todo en países con propensión a sufrir sequías, como es el caso de México. Cuando la disponibilidad es inferior a

los 1000m³/hab/año las consecuencias pueden ser más severas y comprometer seriamente la seguridad alimentaria y el desarrollo económico del país. Por lo común, en esas circunstancias se carece transitoriamente de agua en algunos lugares y es preciso tomar decisiones que involucran prioridades de uso entre las actividades agrícolas, industriales o el abasto a la población urbana y rural (FNUAP, 2001).

Tabla 1. Destrucción mundial del agua

Locación	Volumen, 10 ¹² m ³	% del total
Áreas Terrestres		
Lagos de agua dulce	125	0.009
Lagos salinos y mares tierra adentro	104	0.008
Ríos	1.25	0.00010
Humedad del suelo	67	0.005
Agua subterránea	8,350	0.61
Glaciares y formaciones de hielo	29,200	2.14
Área terrestre total (redondeada)	37,800	2.8
Atmosfera (vapor de agua)	13	0.001
Océanos	1,320,000	97.3
<i>Total redondeado</i>	<i>1,360,000</i>	<i>100</i>

(Peavy et al, 1985).

Si consideramos la cifra del censo de población y vivienda 2010 del INEGI en México (112, 336,538 millones de habitantes), la disponibilidad natural del agua para ese año fue 4 090 m³/hab/año, volumen que corresponde a una categoría de disponibilidad baja, muy cerca de los 5000m³/hab/año límite de disponibilidad media. Para poner en contexto esta cifra, en 1910 la disponibilidad promedio per cápita era de 31000 m³/hab/año, en 1950 era de 17700m³/hab/año, pasando a poco menos de 11 mil en 1960 y a menos de 8 mil en 1970. Cabe señalar, que esta reducción esta explicada fundamentalmente por el crecimiento de la población y no por una posible disminución de la cantidad de lluvia que recibió el país en esos años. Se estima que para el 2020, de acuerdo con las proyecciones que realiza el Consejo Nacional de Población (CONAPO) sobre la población del país, la disponibilidad de agua por habitante se reducirá a cerca de 3750 m³/hab/año. En contexto mundial, la disponibilidad del agua por habitante en México en la actualidad es considerable menor que la que tienen países como Canadá (84 633 m³/hab/año) Panamá (42 577 m³/hab/año) o Estados Unidos (9 159

m³/hab/año), y en general de toda América del Sur, pero ligeramente superior al promedio de muchos de los países europeos (CONAGUA, 2012).

Otra forma de evaluar la disponibilidad del agua es mediante la determinación de lo que se conoce como el Grado de Presión del Recurso Hídrico (GPRH), que representa la proporción del agua disponible que se extrae en una zona ya sea para fines agrícolas, públicos, industriales u otros. De acuerdo con ese valor, la Comisión para el Desarrollo Sustentable (CDS) de la ONU define cuatro categorías que incluyen desde una presión fuerte (la extracción supera el 40% de la disponibilidad natural) hasta la presión escasa (el agua extraída no rebasa el 10% del líquido disponible). México, con un valor de GPRH del 17.4% estimado para el año 2010 se encuentra en la categoría de presión moderada, valor ligeramente superior al 11.5% estimado para el promedio de los países de la (OCDE) Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico. Sin embargo, este valor está influido de manera muy significativa por la alta disponibilidad de agua en el sur del país, ya que en regiones como Frontera Sur, Golfo Centro, Península de Yucatán y Pacífico Sur se extrae menos del 8% del agua disponible. (FAO, 2012).

1.2. Algunas propiedades importantes del agua

Las medidas de calidad del agua pueden ser clasificadas de diferentes maneras, pero son comúnmente agrupadas como organolépticas, físicas, químicas y biológicas. Ejemplos de tales características pueden ser el olor, temperatura, pH y la demanda bioquímica de oxígeno respectivamente.

1.2.1. Propiedades organolépticas

Las propiedades organolépticas del agua son todas aquellas descripciones de las características físicas que tiene la materia en general, según las pueden percibir los sentidos, por ejemplo su sabor, textura, olor, color. Se consideran muy esenciales para el estudio del agua, ya que es posible evaluar esta última sin la necesidad de usar instrumentos científicos. El agua puede ser im potable sin ser insípida y sin ser im potable. Para que sea agradable el agua debe estar exenta de color, turbidez, sabor y olor; poseer una temperatura moderada y estar bien aireada. Dichas características organolépticas del agua pueden ser perfectamente

percibidas por nuestros sentidos; los sentidos de la vista (color y turbidez); gusto (sabor); olfato (olor) y en algunos casos el tacto (temperatura). (Fair, Geyer, 1996).

1.2.2. Propiedades físicas

El agua químicamente pura es un líquido inodoro e insípido; incoloro y transparente en capas de poco espesor, toma color azul cuando se mira a través de espesores de seis y ocho metros, porque absorbe las radiaciones rojas. Sus constantes físicas sirvieron para marcar los puntos de referencia de la escala termométrica Centígrada.

A la presión atmosférica de 760 milímetros el agua hierve a temperatura de 100°C y el punto de ebullición se eleva a 374°, que es la temperatura crítica a que corresponde la presión de 217,5 atmósferas; en todo caso el calor de vaporización del agua asciende a 539 calorías/gramo a 100°.

Tabla 1.1. Principales características del agua

Densidad	1 g./c.c. a 4°C
Punto de congelación	0°C
Punto de ebullición	100°C
Presión crítica	217.5 atm
Temperatura crítica	374°C

(METCALF & EDDY, 2004)

1.2.3. Propiedades químicas

El agua pura tiene la capacidad de dissociarse en iones, por lo que en realidad se puede considerar una mezcla de: agua molecular (H₂O), protones hidratados (H₃O⁺) e iones hidroxilo (OH⁻). En realidad esta disociación es muy débil en el agua pura, y así el producto iónico del agua a 25°C es de: [H⁺] [OH⁻]=1x10⁻¹⁴ (Clair, Perry, Gene, 2001).

El pH indica la medida de la concentración de los cationes hidronios H⁺ libres en el agua. En función de las sustancias presentes y de su afinidad por los H⁺, el agua tendrá un pH diferente. Dicho pH del agua en su estado natural de los ríos, está entre 6.5 y 8, por lo que se le considera al agua, como uno de los agentes más ionizantes.

CAPÍTULO 2

EL AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA COMO FUENTE CONTAMINANTE

2.1. Contaminación por agua residual

El hombre ha utilizado las aguas, no solo para su consumo sino con el paso del tiempo, para su actividad y para su confort, convirtiendo las aguas usadas en vehículos de desecho, es aquí donde surge la denominación de agua residual.

En la actualidad podemos enumerar distintas formas de contaminación del medio ambiente. La contaminación del agua sin duda, es una de las más alarmantes a nivel mundial y ésta se debe a la escasez y vitalidad de la misma. Esta triste realidad puede ser por el constante crecimiento poblacional, donde el hombre vierte sus desechos domésticos e industriales respectivamente, provocando una severa contaminación hídrica.

2.2 Principales tipos de agua residual

Aguas residuales domésticas: Son las aguas residuales producidas por las actividades humanas relacionadas con el consumo de agua potable: lavado de platos, duchas, lavatorios, servicios sanitarios y similares. Su calidad es muy uniforme y conocida y varía un poco con respecto al nivel socioeconómico y cultural de las poblaciones.

Aguas residuales industriales: Son las aguas que han sido utilizadas en procesos industriales y que han recibido subproductos contaminantes. Su calidad es sumamente variable y prácticamente se requiere un estudio particular para cada industria.

Aguas residuales urbanas: Son aguas residuales domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial. Todas ellas habitualmente se recogen en un sistema colector y son enviadas a una planta de tratamiento de aguas residuales).

2.3. Agua residual de tipo doméstico

2.3.1. Composición

Los compuestos químicos que se hallan presentes son muchos. Por decir: microorganismos, tenemos; urea, albúminas, proteínas, ácidos acético y láctico; bases jabonosas y almidones; aceites: animales, vegetales y minerales; hidrocarburos; gases: Sulfhídrico, metano, etc.; sales: bicarbonatos, sulfatos, fosfatos, nitritos, nitratos, etc. Cabe añadir, que la incorporación de sales por el uso del agua en una ciudad puede estimarse en un incremento de 35-80 p.p.m. (Cohn, Cox, Beger, 2002).

Para efectos prácticos de estudio, interesa destacar la composición del agua residual considerando el tipo de sustancia incorporada.

- A. La materia líquida con elementos disueltos.
- B. Materia sólida.
- C. Materia viva.

El contenido total de materia sólida contenida en el agua se define como sólidos totales (ST), comprendiendo los sólidos tanto orgánicos como inorgánicos. Estos pueden encontrarse como:

B₁- Sólidos disueltos (SD) que no sedimentan encontrándose en el agua en estado iónico o molecular.

B₂- Sólidos en suspensión (SS) que pueden ser:

- Sedimentables (Ss), que por su peso pueden sedimentar fácilmente en un periodo de tiempo de 2 horas.
- No Sedimentables (Sc), que no sedimentan tan fácilmente por su peso específico próximo al del líquido o por encontrarse en estado coloidal.

Los sólidos orgánicos proceden de la actividad humana, siendo de origen animal y/o vegetal. Contienen principalmente C, H, O, así como N, S, P, y K.

Entre la materia viva incorporada a las aguas, pueden citarse: virus, algas, protozoos, bacterias, hongos, insectos, rotíferos, etc.

C₁- Los microorganismos pueden clasificarse en:

- Parásitos, viven a expensas de otro organismo vivo, pudiendo ser benignos o patógenos. Estos últimos pueden ser causa de enfermedades que afectan directamente al hombre, marcando el peligro potencial de las aguas residuales domésticas.

La importancia de la bacteriología de las aguas residuales domésticas, se justifica al señalar que de los 20g/hab.d en las heces, el 25% son bacterias, cuyo número se estima en 2.5×10^{10} bacterias por gramo. Cabe mencionar que las bacterias coliformes, son las más abundantes constituyendo del 30 al 40% (American Water Works Association, 2002)

Tabla 2. Bacterias en las aguas residuales y posibles enfermedades transmitidas

Bacterias	Enfermedades
Vibrio cholerae	Cólera
Vibrio cholerae NAG	Enfermedades de coliformes
Vibrio parahaemolyticus	Enteritis
Otros tipos de Vibrio	enteritis
Salmonella typhi	Fiebre tifoidea
Salmonella paratyphi	Fiebre paratifoidea
Otras Salmonellas	Enteritis
Escherichia coli	Enteritis
Shigella dysenteriae	Disentería
Shigella flexneri y otros	Disentería
Clostridium botulinum	Botulismo
Clostridium perfringens	Enteritis
Leptospira	Leptospirosis
Mycobacterium tuberculosis	Tuberculosis
Yersinia enterocolitica	Enteritis, artritis

(Cohn, Cox, Beger, 2002).

Con independencia de los coliformes y del escherichia coli se encuentran los estreptococos, lactobacillus, estafilococos, proteus y pseudomonas y especies bacterianas esporogonias. Las bacterias patógenas se excretan generalmente de forma intermitente, y en cantidades variables, según el estado de salud e la población. Entre los principales organismos que se

encuentran en las aguas residuales, se pueden citar los gérmenes salmonella, sigella, brucella, micobacterium, leptospira y vibrio coma.

Otros organismos y efectos, quedan reflejados en la tabla 2 (Continuación).

Tabla 2. (Continuación)

Grupo biológico	Organismo	Enfermedad
Virus	Poliovirus	Poliomelitis
	Hepatitis A	Hepatitis
	Echovirus	Fiebres, diarreas
	Cocksacckie	Vómitos
	Rotavirus	Gastroenteritis
Bacterias	Vibrio colerae	Cólera
	Salmonella typhi	Tifus
	Salmonella paratyphi	Paratíficas
	Otras salmonellas	Gastroenteritis
	Shygella spp	Disentería bacilar
	Leptospira ssp	Fiebre
Protozoos	Entamoeba hystolytica	Abscesos hepáticos, Disentería ameb.
	Guardia lamblia	Diarreas
	Baltidium coli	Diarreas
Helmintos	Taenia sagitaria	-
	Taenia solium	-
	Ascarasis lumbricoides	-

(Cohn, Cox, Beger, 2002).

Tabla 2.1 supervivencia de los microorganismos (en meses)

Microorganismo	En el lodo	En el suelo	Sobre cultivos
Virus entéricos	5	6	2
Bacterias indicadoras	5	1.2	6
Salmonellas	5	-	-
Vibrios	5	-	-
Báculo tuberculoso	24	-	-
Quistes de Protozoos	1	0.30	0.15
Huevos de Helmintos	varios	80	5

(Hernández, 1992).

Otra clasificación importante es la basada en la posibilidad que tienen los microorganismos para la captación de oxígeno, como elemento básico energético de su vida. Atendiendo a esta característica se clasifican en:

- Aerobios, que constituyen el 60- 66% de microorganismos existentes en un agua residual doméstica, caracterizándose por captar de forma directa el oxígeno disuelto en el agua.
- Anaerobios, que constituyen el 10-25% de los microorganismos. Obtienen el oxígeno por descomposición de la materia orgánica constituida por tres o más elementos (C, H, O, N, S, P, K).
- Facultativos, que constituyen el 10-25% de los microorganismos. Estos pueden adaptarse a las condiciones aerobias o anaerobias, dependiendo de la existencia o no de oxígeno disuelto en las aguas.

C₂- Organismos macroscópicos, que son visibles, como gusanos, insectos y otras formas que ayudan a la descomposición biológica de la materia orgánica.

No se puede echar de menos la fuente energética de los seres vivos, el oxígeno, éste se convierte en el índice fundamental para el análisis y control de las aguas residuales domésticas. Se le conoce como oxígeno disuelto (OD).

La cantidad de oxígeno en el agua puede ser incrementada por:

- Captación de oxígeno a través de la superficie de interface agua-aire.
- Acción fotosintética, debida principalmente a la presencia de algas verdes.

2.3.2. Concentración de materias oxidables biológicamente

No hay que dejar a un lado las concentraciones de materias que se oxidan de forma biológica. Estas materias de tipo orgánico, absorben de forma natural hasta su mineralización de cierta cantidad de oxígeno, debido a los procesos químicos o biológicos de oxidación que se producen en el seno del agua.

El índice para medir este fenómeno puede efectuarse mediante el análisis de parámetros tales como: oxidación al permanganato, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), Carbono orgánico total (COT).

Los compuestos orgánicos naturales, contienen carbono combinado con uno o más elementos como el hidrogeno y oxigeno principalmente. También son conformados por otros elementos como lo son el nitrógeno, fosforo y azufre. Cabe mencionar, que los compuestos naturales del carbono son de origen vegetal y animal (Ferrer, Seco, 2003).

Los compuestos orgánicos naturales pueden estar constituidos por:

Tabla 2.2 Principales componentes de la materia orgánica

Proteínas	40-60%	Presentes en todos los alimentos de origen animal o vegetal (frutas, verduras, carne, etc.). La composición química de las proteínas es muy compleja e inestable, pudiendo adoptar muchos mecanismos de descomposición diferentes. Generalmente grandes cantidades de proteínas en las aguas residuales domésticas, pueden dar origen a olores desagradables, especialmente la urea.
Carbohidratos	25-50%	Los hidratos de carbono incluyen azúcares, almidones, celulosa y fibra de madera. Desde el punto de vista del volumen y la resistencia a la descomposición, la celulosa es el hidrato de carbono cuya presencia en el agua residual es más importante.
Lípidos	10%	Las grasas y aceites animales alcanzan las aguas residuales en forma de mantequilla, manteca de cerdo, margarina y aceites y grasas vegetales. Las grasas provienen habitualmente de carnes, gérmenes de cereales, semillas, nueces y ciertas frutas.

(Urrea; Pérez; 2004).

Deben de citarse otros compuestos orgánicos como los agentes tenso-activos (detergentes). Estos últimos poseen moléculas que son solubles uno en agua y el otro fácilmente soluble en aceite, por ejemplo, los jabones.

Otros compuestos orgánicos son sintéticos y pueden derivar de compuestos inorgánicos conteniendo halógenos, ciertos metales, etc.

Profundizando en el estudio de la contaminación generada por un ser humano, podríamos resumirla de la siguiente manera:

Orina en 24 horas

Volumen medio		1200 ml	
Materias secas		50 g	
Materia orgánica	Urea	25 g equivalente a 10 g de N	
	Creatinina	1.4 g equivalente a 0.5 g de N	
	Amoniaco	0.7 g equivalente a 0.4 g de N	
	Ácido úrico	0.7 g equivalente a 0.2 g de N	
	Aminoácidos	-	0.5 g de N
	Total		11.6 g de N

Elementos minerales

Cloruros	6.9 g
Sodio	4.0 g
Potasio	2.0 g
Magnesio	0.15 g
Calcio	0.20 g
Fosforo	1.0 g de P

Material fecal en 24 horas

Peso	100-150 g
Materias secas	24-40 g
N total	1.0 g de N
Lípidos	2-7 g
Colesterol	1.0 g
Calcio	0.3-0.5 g
Magnesio	0.05-0.18 g
Fosforo	0.5-0.7 g de P

Los gases del intestino humano se deben a la descomposición anaeróbica bacteriana de las heces dentro del intestino, produciendo gases como CO₂, H₂, CH₄, y N₂

2.3.2.1. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

La demanda bioquímica de oxígeno o la DBO en su forma abreviada, la podemos definir como; la cantidad de oxígeno expresada en mg/l y consumida en condiciones de ensayo (20°C, P.

atm y oscuridad) en un tiempo dado, como consecuencia de la oxidación por vía biológica de las materias biodegradables presentes en el agua residual (Hernández, 1992).

Su utilización se basa por la manifestación de la materia orgánica que existe en el agua, indicando el oxígeno necesario para alimentar a los microorganismos y las reacciones químicas. Cabe añadir, que para el control de los procesos de autodepuración de las aguas residuales suele adoptarse la demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días DBO₅.

2.3.2.2. Demanda química de oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno o la DQO, es la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidar químicamente al material orgánico. Todo el material orgánico biodegradable o no biodegradable es químicamente oxidado por el dicromato de potasio en medio de un ácido y en la presencia de un catalizador.

La DBO y la DQO son los parámetros más importantes en la caracterización de las aguas residuales. La DBO consiste de un proceso biológico y como tal no está exento de los problemas que conlleva un análisis de este tipo. La DQO es una prueba que solo toma alrededor de tres horas, por lo que los resultados se pueden tener en mucho menor tiempo que lo que requiere una prueba de DBO.

2.3.2.3. Carbono orgánico Total (COT)

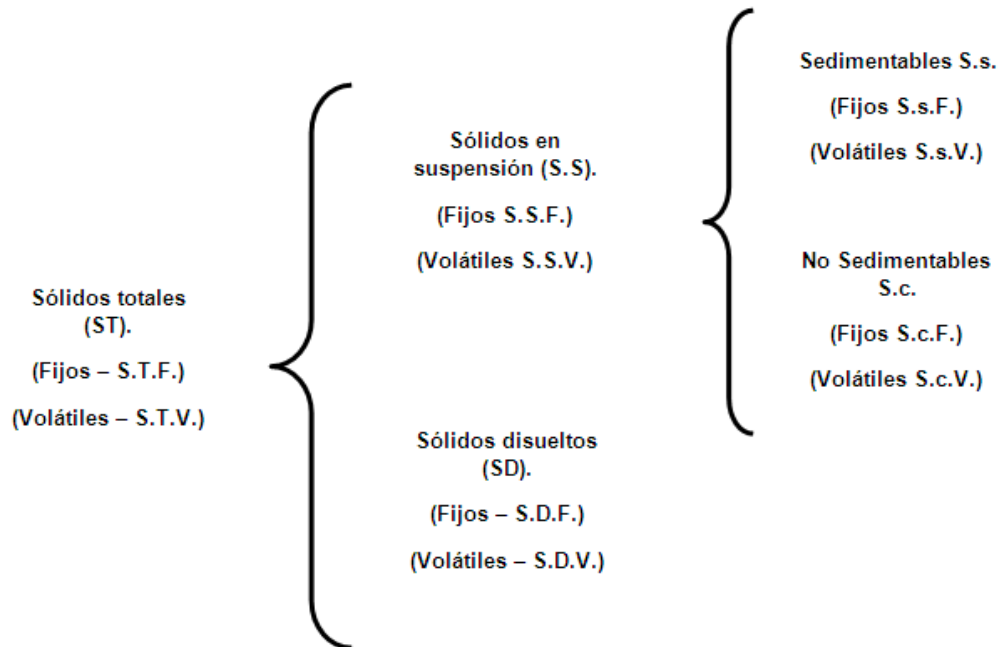
Designa a un grupo de diversos compuestos orgánicos en varios estados de oxidación. Algunos de los cuales son susceptibles de oxidación química o bioquímica (DQO, DBO). Las moléculas deben romperse en unidades de carbono simples y ser convertidas en una forma molecular sencilla que pueda medirse cuantitativamente, sometiéndolas a procesos oxidantes. Generalmente son convertidas a dióxido de carbono.

El ensayo se lleva a cabo inyectando una cantidad conocida de la muestra en un horno a alta temperatura o en un medio químicamente oxidante. En presencia de un catalizador, el carbono orgánico se oxida a dióxido de carbono, la producción del cual se mide cuantitativamente con un analizador de infrarrojos; o titulado químicamente; o mediante la conversión de CO₂ a CH₃, detectado por ionización de llama.

2.3.3. Sólidos en suspensión

Es necesario un índice que represente los elementos en suspensión orgánicos e inorgánicos presentes en el agua. Para este fin deben determinarse y definirse los siguientes parámetros que figuran a continuación.

Tabla 2.3 Distribución de los sólidos en suspensión



(American Water Works Association, 2002).

Los sólidos disueltos representan el material soluble y coloidal, el cual requiere para su remoción, oxidación biológica o coagulación y sedimentación.

Los sólidos suspendidos o no disueltos constituyen la diferencia entre los sólidos totales de la muestra no filtrada y los sólidos de las muestras filtradas. Los sólidos volátiles son, básicamente, la fracción orgánica de los sólidos o porción de los sólidos que se volatiliza a temperaturas aproximadamente 600°C.

Por otra parte, a los sólidos inorgánicos se les denomina sólidos fijos (F) y a los sólidos orgánicos volátiles (V).

2.3.4. Nutrientes

Los datos del nitrógeno son necesarios para evaluar la tratabilidad de las aguas residuales de origen doméstico. La forma predominante del nitrógeno en tal, es el nitrógeno orgánico; las bacterias rápidamente descomponen el nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal y si el medio es aerobio en nitritos y nitratos (Romero, 1999).

En su variedad amoniacal, nitritos y nitratos señalan la proximidad o distancia al punto de vertido de agua residual. El ión-amonio procede también de la disolución de amoniaco de alguna de sus sales o compuestos nitrogenados en fase de descomposición. Las aguas con un contenido reducido de amoniaco no es perjudicial para usos agrícolas, pues transforman en nitratos (abonos), pero si perjudicial para la vida piscícola.

Los compuestos de fósforo provienen generalmente de residuos urbanos, fosfatos y polifosfatos que se encuentran en la formulación de los detergentes. Estos compuestos de nitrógeno y fósforo pueden aparecer en las aguas como contaminación difusa de las actividades agrícolas y ganaderas.

2.3.5. Correlación de parámetros esenciales en las aguas residuales domésticas

Las características de los distintos vertidos quedan definidas de la siguiente manera:

Tabla 2.4 Correlación de parámetros esenciales en las aguas residuales domésticas

Tipo de vertido	Caudal l/hab.d.	D.B.O ₅ mg/l	D.B.O ₅ g/hab.d	D.Q.O mg/l	S.S. mg/l	N (NH ₄) mg/l
Aguas fecales	19.5	590	11.5	1.140	400	174
Lavadora	13.5	590	8	1.467	342	20.5
Lavavajillas	2	750	1.5	1.237	246	35
Baños y duchas	6	360	2.2	935	434	22.5
Lavabos y fregaderos	17.5	600	10.6	1.333	375	40
Total	58.5	-	33.8	-	-	-

(Hernández, 1992).

CAPÍTULO 3

INFRAESTRUCTURA SANITARIA EN UNA COMUNIDAD RURAL

3.1. Comunidad rural

Una comunidad rural se caracteriza por la baja densidad de población, una falta de infraestructura en general, pueden estar constituidos por pequeñas poblaciones o parcelas con ciertas hectáreas o de terrenos vírgenes. Es decir, es lo opuesto a la urbano hablando en un espacio geográfico.

El número de habitantes en una comunidad rural varía de acuerdo al país, y desde luego a su actividad socioeconómica. Por ejemplo, en España se considera una comunidad rural a poblaciones con menos 10000 habitantes. Por otra parte, En México es considerada una comunidad rural a poblaciones menores a 2500 habitantes (INEGI, 2010).

3.2. La actualidad sobre la infraestructura sanitaria a nivel rural

Como ya mencionamos, el 40.4 % de la población rural, 10.43 millones de habitantes de acuerdo con el Censo de Población y Vivienda 2010 del INEGI, disponían de fosas sépticas para descargar y tratar sus aguas residuales domésticas. El saneamiento para la población rural considera la construcción de fosas sépticas secas o húmedas unifamiliares y/o comunales, las que en muchos casos son simples pozos llamados pozos negros y en otros son fosas sépticas formales, construidas por la población; también incluye letrinas ecológicas construidas o suministradas a través de los programas de apoyo federales, estatales y/o municipales e internacionales, programas que han sido desarrollados en forma extensiva, pero aún insuficiente dada la magnitud del número de localidades que existen en la actualidad.

3.3. Fosas sépticas

Las fosas sépticas son estructuras sencillas para el tratamiento primario de las aguas residuales domésticas ya sea en una vivienda, conjuntos habitacionales, escuelas, comercios, hospitales, servicios sanitarios, ubicados en zonas urbanas o rurales, con abastecimiento de agua domiciliario pero carencia de alcantarillado. El efluente de las fosas se descarga al subsuelo mediante un sistema de absorción.

La fosa séptica tiene tres funciones importantes que cumplir: sedimentación, almacenamiento y digestión de la materia orgánica presente en las aguas residuales domésticas (sólidos sedimentables y suspendidos) (Lesur, 2007). Pueden ser de forma circular o rectangular, donde el tiempo de retención del agua dentro del tanque es de 24-48 horas y funcionan de manera continua y por gravedad.

3.3.1. Identificación de las partes que la componen y descripción general

Los sistemas sépticos generalmente están constituidos de tres partes: trampa de grasas, fosa séptica y campo de oxidación (figura 3).



Figura. 3. Fosa séptica y campo de oxidación

Dentro del tanque se definen cuatro capas o zonas: zona de almacenamiento, donde se acumulan los sólidos o lodos; la zona de sedimentación o clarificación, donde se almacenan los líquidos; sobre estos se encuentran las grasas o natas y, por último, se tiene el espacio

libre apropiado para los gases producidos por el proceso anaerobio de descomposición de la materia (figura 3.1.).

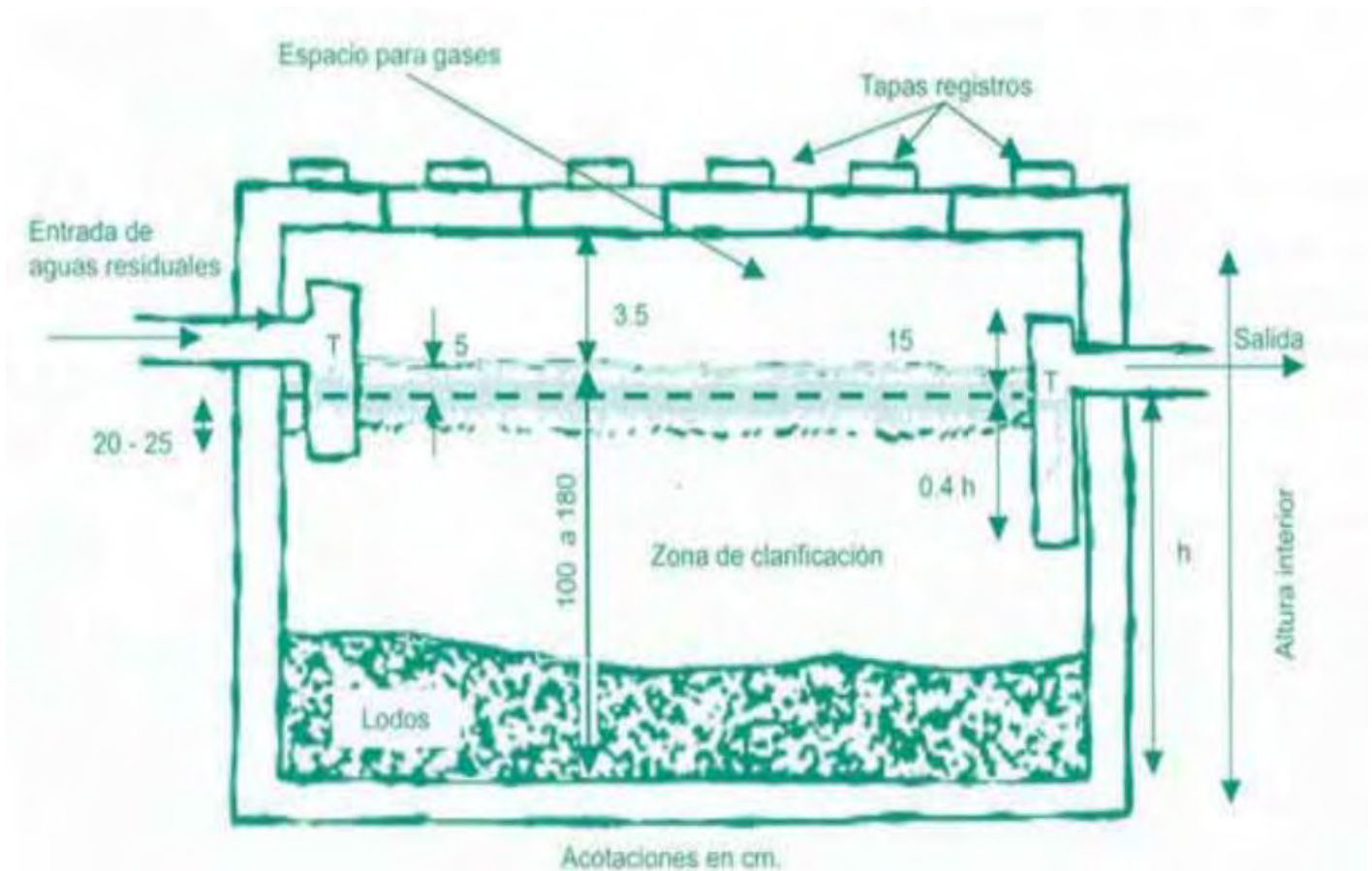


Figura. 3.1. Esquema de una fosa séptica

El tanque séptico a su vez, puede estar constituido por una, dos o tres cámaras. Además contiene estructuras de entrada y de salida con un registro para efectos de limpieza e inspección por cada cámara y, en algunos casos, con tubo de ventilación (Almedom; Blumenthal; Manderson; 1997).

Los campos de oxidación e infiltración y los pozos de absorción tienen por función la disposición segura del efluente de la fosa mediante la oxidación y la infiltración en el subsuelo.

La trampa de grasas y aceites, colocada antes de la fosa séptica, es un pequeño tanque construido de ladrillo, bloques o concreto diseñado para eliminar tales grasas y aceites de las aguas residuales domésticas. El efluente del tanque séptico no debe contener más de 30 mg/l de grasas y aceites para evitar que los subsecuentes sistemas de tratamiento (campos de

oxidación e infiltración, pozos de absorción etc.) se vean afectados (Almedom *et al*; 1997). También es necesario que el tiempo de retención dentro de estas trampas sea de treinta minutos para conseguir una adecuada flotación de grasas.

Tabla 3. Aspectos importantes de una fosa séptica

Tiempo de retención del agua	24-48 hr
Dimensiones	1:2 1:3 ancho y largo Profundidad 1.20-1.80 m
Material	Fibra de vidrio, polietileno, plástico y concreto
Capacidad común	8-20 personas
Tiempo de retención trampa de grasas	30 min
Descomposición de lodos	2-3 años

(Elaboración propia con datos: IMTA; inspección de fosas sépticas y letrinas)

3.3.2. Tipos de fosas sépticas (una, dos y tres cámaras)

Los tanques sépticos pueden contar de una, dos y tres cámaras o compartimientos. Los mejores se logran con un tanque de tres compartimientos, pero esto implica mayor costo de construcción.

En el tanque séptico de un solo compartimento, las burbujas de gas producidas en los lodos en ascensión, arrastran partículas de materia orgánica en descomposición y microorganismos que inoculan el agua residual cruda entrante. Sin embargo, este burbujeo crea un efecto desfavorable porque obstaculiza la sedimentación de las partículas (Lesur, 2007).

En los tanques sépticos de dos cámaras (figura3.2) las partículas más ligeras en suspensión que han rebasado el primer compartimento encuentran condiciones favorables para la sedimentación, sobre todo cuando la descomposición anaerobia es muy rápida y la cantidad de sólidos sedimentados en la primera cámara es muy grande. La masa de lodos en la cámara suplementaria es más homogénea y tiene un mayor grado de floculación, por lo que sedimenta más fácilmente, generándose menor cantidad de espuma, es decir, el tanque séptico de dos cámaras tiene menor cantidad de sólidos suspendidos lo que favorece a los sistemas de infiltración y absorción.

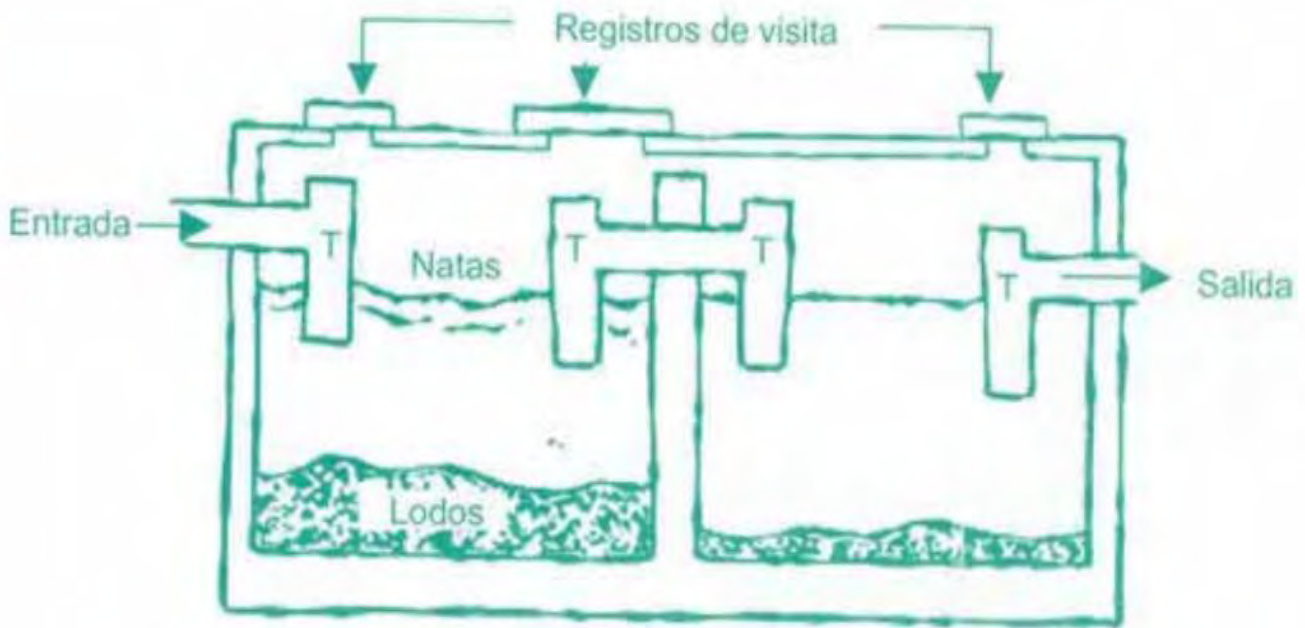


Figura 3.2. Fosa séptica de dos cámaras

En el primer compartimiento de las fosas sépticas de tres cámaras (figura 3.3), la espuma y los lodos se mezclan con el líquido debido a la turbulencia generada por la entrada del agua residual y el proceso digestivo. El segundo compartimiento recibe el efluente clarificado a baja tasa de carga propiciando menor turbulencia y mejorando las condiciones existentes para la sedimentación de sólidos de baja densidad.

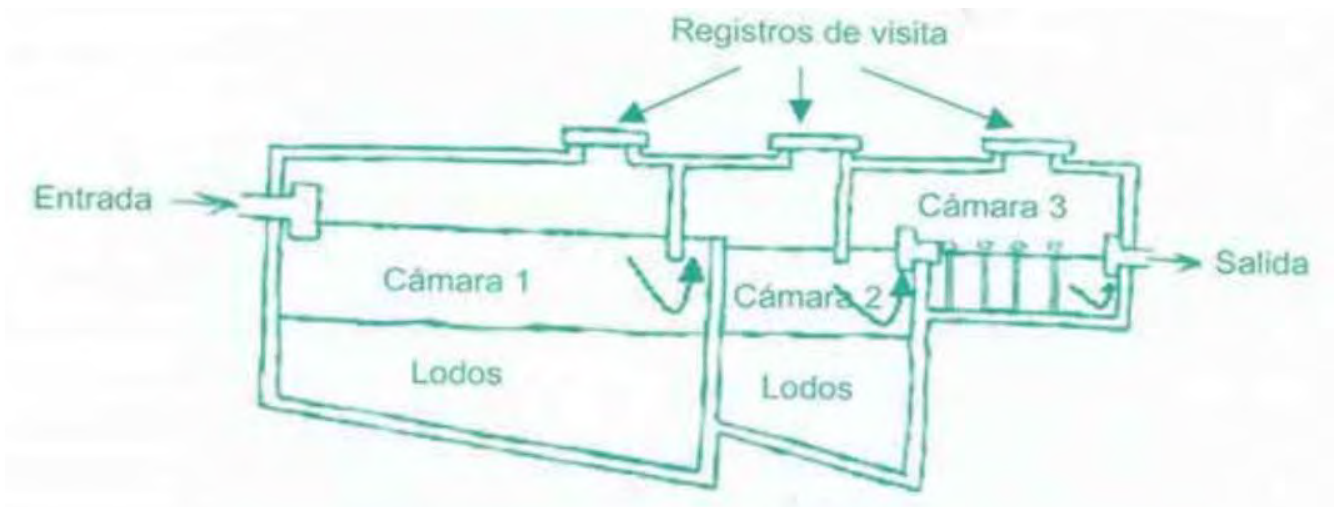


Figura 3.3. Fosa séptica de tres cámaras

El uso del tercer compartimiento permite separar las aguas grises de las residuales, por ejemplo, al primer depósito entran solo las aguas negras (proveniente de excusado), las cuales fluyen por la segunda cámara y en el tercer compartimiento se reciben las aguas grises donde ambas se juntan (Collí, 2000). Al separar los flujos se tiene una menor velocidad en las dos primeras cámaras y, por consiguiente, menor cantidad de sólidos en el efluente.

En otros modelos, el tercer compartimiento puede tener medios filtrantes o mamparas para mejorar la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos. Cabe mencionar, que el uso de más de tres compartimientos no tiene utilidad práctica ni mejora la eficiencia del proceso (Collí, 2000).

3.3.3. Tipo de contaminantes que remueve y eficiencia de remoción

Las fosas sépticas están diseñadas para la remoción de sólidos orgánicos, las cuales se miden como demanda bioquímica de oxígeno al quinto día (DBO_5) y los sólidos suspendidos totales (SST). La eficiencia esperada de remoción es de 30% para la DBO y 60% para los SST (Tavira, 1994).

Este tratamiento se basa en la oxidación de la materia orgánica por la actividad bacteriana en las capas superficiales de los suelos o de los lechos de grava y arena a través de sus poros (Brikké, 1999) Generalmente se usan campos de oxidación o pozos de absorción, pero también se pueden utilizar filtros intermitentes de arena, lechos de hidrófilas, lagunas de estabilización, entre otras.

3.4 Letrinas

Las letrinas a diferencia de las fosas sépticas, es el método más simple para la disposición adecuada de las excretas. Este tipo de sanitarios al confinar y tratar las excretas, reducen la posibilidad de contaminación de las fuentes de agua y el riesgo de enfermedades gastrointestinales causada por parásitos o agentes infecciosos (Cairncross; Feachem; 1996).

Generalmente la letrinas están diseñadas para pequeñas sociedades (familias, ranchos, escuelas, albergues etc.), por lo que su construcción es sencilla y de bajo costo, ya que se pueden construir con materiales existentes en las zonas y por los mismos usuarios.

Es preciso mencionar, que esta alternativa es implementada en zonas rurales muy marginadas o muy lejos de la mancha urbana y que para su funcionamiento óptimo se deben considerar las siguientes indicaciones:

- La disposición de excretas como principal constituyente del saneamiento básico.
- La ubicación de la letrina respecto a la casa o asentamiento, fuente de agua, límite de predios y nivel del terreno

En este último punto, se deben considerar lo siguiente:

- En terrenos con declive la letrina debe ir en la parte más elevada, excepto si en la parte más baja se encuentra un pozo para abastecimiento de agua.
- Evitar lugares que se inundan en épocas de lluvia.
- La distancia entre una letrina y un abastecimiento de agua será de 15m a la horizontal y 1.5m del fondo del foso al nivel freático.
- La distancia mínima entre una letrina y una casa habitación debe ser de 5m.

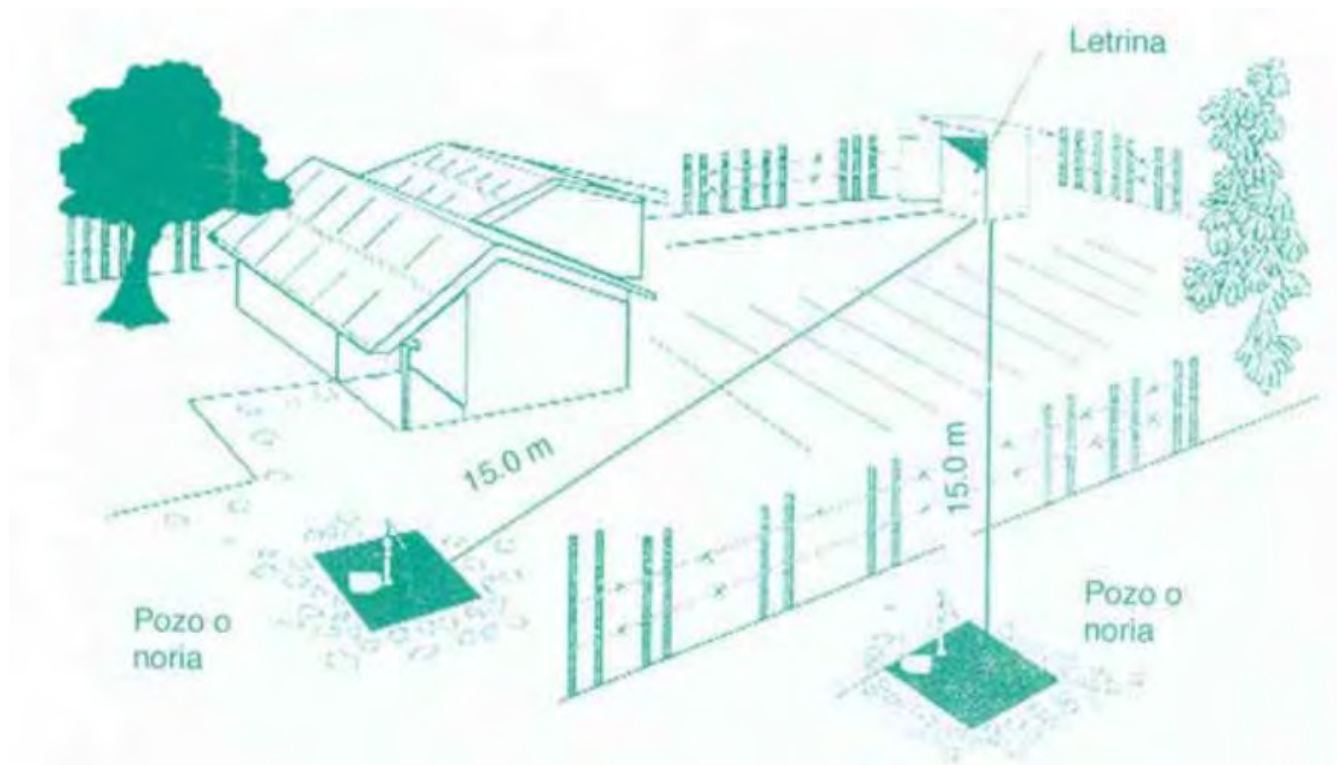


Figura 3.4. Ubicación de la letrina

3.4.1. Identificación de partes que componen una letrina

Los elementos básicos de una letrina son: foso, pozo o depósito de excretas (seco o húmedo), losa o tapa, cuneta, brocal, chaflán, tapa-asiento-tapa, caseta y tubo de ventilación (figura 3.5) (Cairncross; Feachem; 1996).

Dentro de los elementos importantes, el foso y el depósito sirven para el confinamiento y degradación de las excretas, por su parte la cuneta se usa para desviar las aguas de escurrimiento en épocas de lluvia, el brocal tiene el propósito de evitar que el agua entre al foso o depósito y es la base de la losa, el chaflán protege al brocal; la losa es la tapa del foso y base para la taza, la cual, junto con el asiento, hacen más cómoda la acción de defecar; la tapa del asiento evita el paso de moscas y mosquitos además de servir de seguridad para niños pequeños, el tubo de ventilación propicia la circulación del aire del interior al exterior del foso y evita la generación de malos olores y proliferación de mosquitos, por último, la caseta de privacidad y resguardo del usuario del clima.

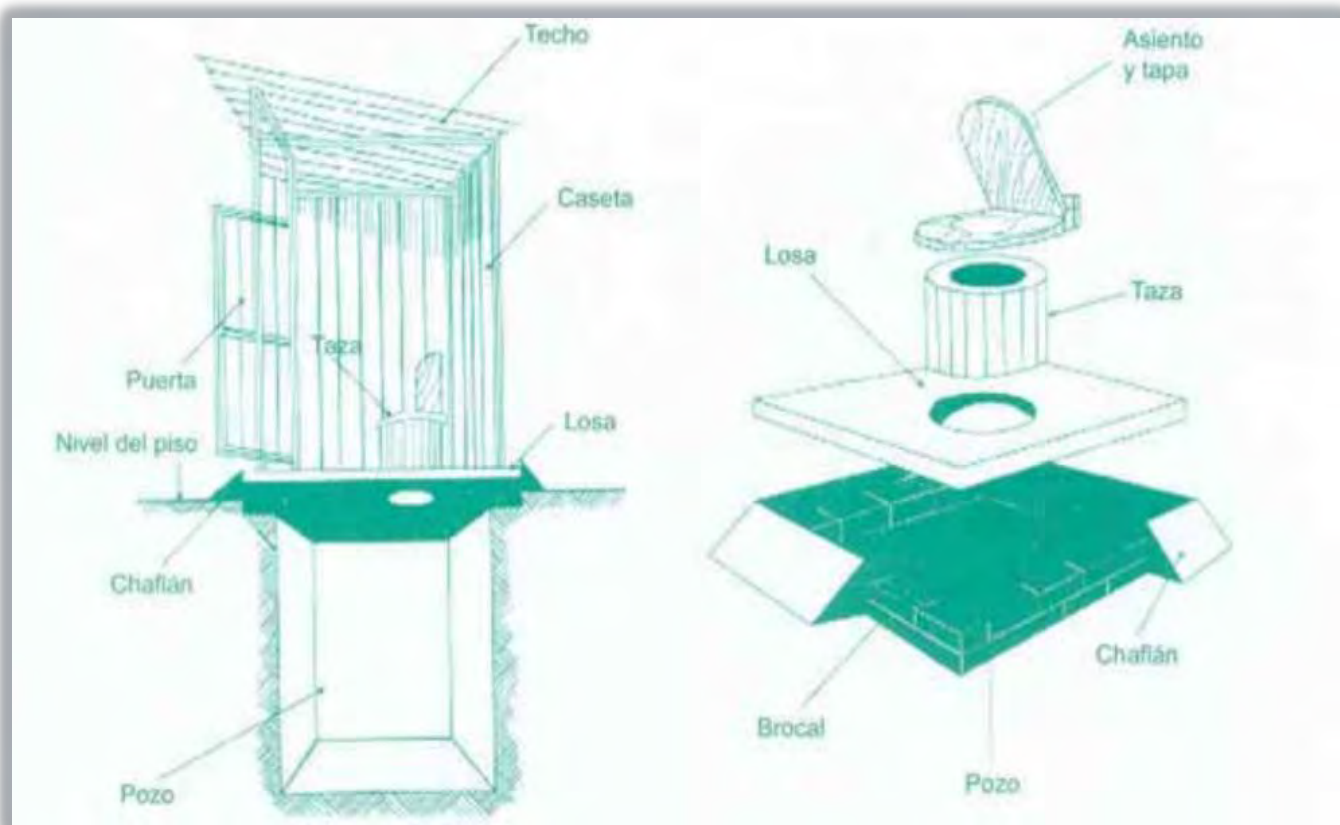


Figura 3.5. Componentes de una letrina

Para el efectivo funcionamiento de una letrina se tiene que considerar:

- La falta de algunos elementos mencionado harán que la letrina funcione mal.
- La profundidad del foso depende de la cantidad de usuarios, el tiempo de uso y la dureza del suelo.
- Como habíamos mencionado anteriormente, el nivel freático es un factor que condiciona el uso de letrinas.

3.4.2. Tipos de letrinas

Existen una gran variedad de letrinas adaptadas a las necesidades de los usuarios, es decir, los aspectos sociales y culturales, localización, requisitos operativos y recursos locales, así como organización institucional y la participación comunitaria son algunos de los aspectos principales que se deben de tomar en cuenta a la hora de elegir una letrina.

Las letrinas se clasifican de diferente manera, una de ellas y de manera resumida, es la que considera el uso del agua:

Letrina de pozo seco.

- Pozo simple.
- Pozo ventilado.
- De composteo.
- Multrum.
- Ventilada de doble cámara.

Letrinas húmedas (requerimiento de agua):

- Descarga directa: taza con sifón.
- De pozo adyacente.

3.4.2.1 letrinas de pozo seco

En este tipo de letrinas, las excretas se descargan directamente en el pozo sin necesidad de usar agua. Además de las excretas el pozo recibe papel sanitario, tierra o materia orgánica seca (hojas o hierbas molidas) y cal o cenizas cada vez que se usa el sanitario. De esta manera

se evitan malos olores, la presencia de moscos y roedores, además de iniciar la descomposición de la excreta.

En el proceso de composteo o degradación de las excretas, se destruyen gérmenes patógenos y el producto, en forma de humus, puede reintegrarse al suelo reciclando así la materia orgánica y los nutrientes (Esrey et al, 2001).

La letrina de pozo simple es el método de disposición de excretas más sencillo y barato que existe (figura 3.6). El pozo se excava en suelo permeable, por lo que el fondo del pozo debe estar por lo menos 1.5 m arriba del nivel freático. Su tamaño depende del número de usuarios y del tipo de material para la limpieza anal. Cabe mencionar, que la profundidad de un foso debe de ser de 1.5 a 2.0 m, siendo 1.25 m³ el volumen mínimo requerido para dar servicio a una familia.

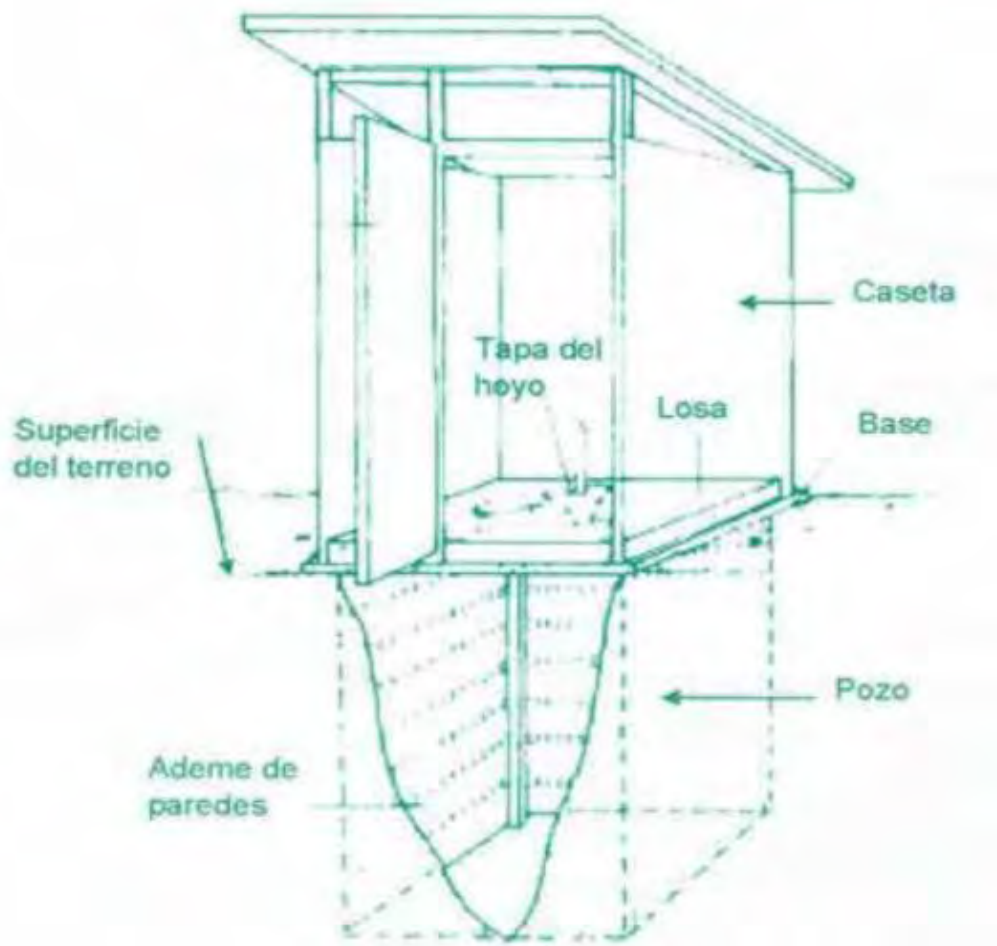


Figura 3.6 Letrina de pozo simple

Cuando el nivel de excretas en el foso alcanza su capacidad útil, (75% de la profundidad del foso), se llena con tierra y se deberá cavar otro foso. Las excretas del foso viejo se pueden retirar después de su periodo de descomposición (9-12 meses) y usarse como fertilizante (Glas; Carazco y González; 1998). Una vez limpio el pozo, puede repetirse el ciclo de uso. Este modelo se puede mejorar incluyendo un tubo de ventilación y/o taza con asiento (figura 3.7).

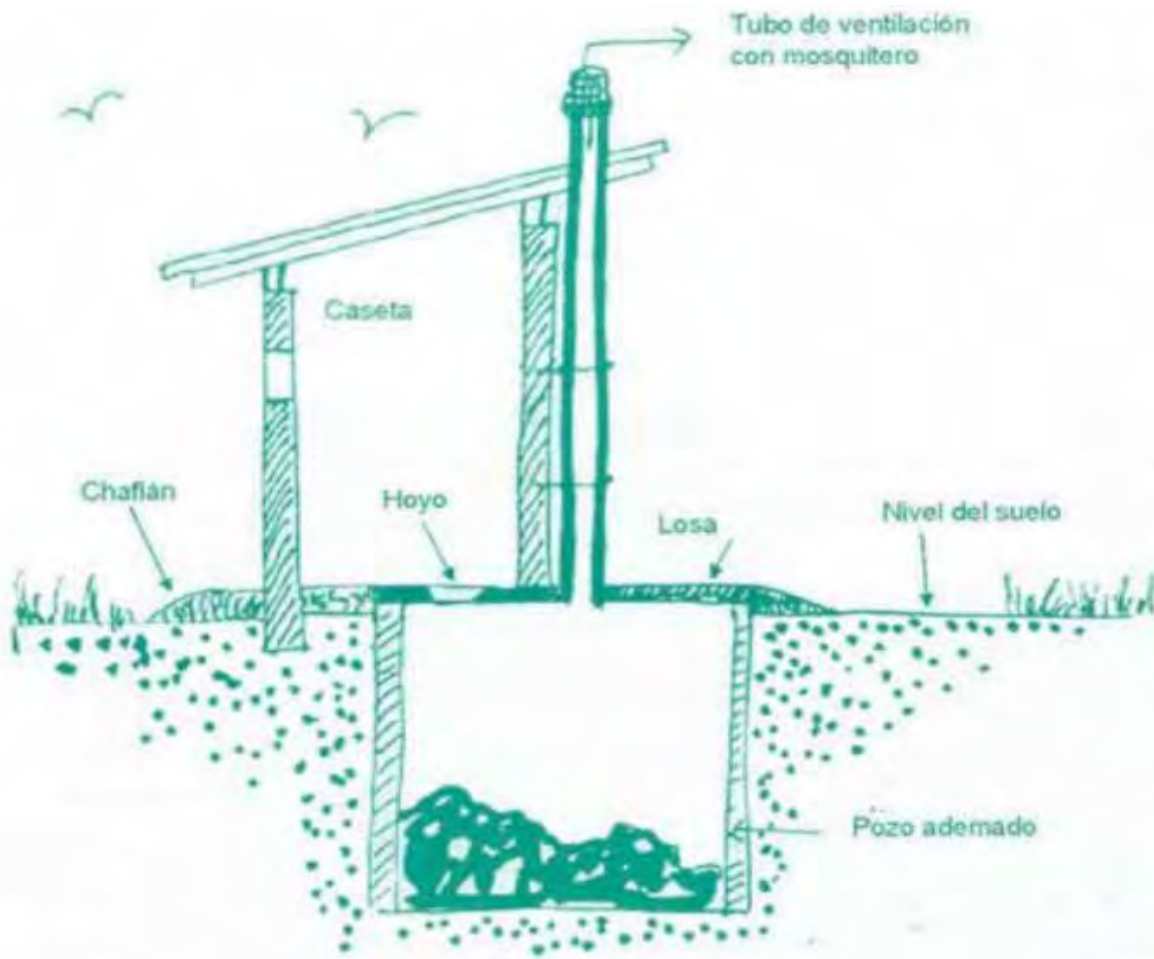


Figura 3.7 Letrina seca mejorada con ventilación

Algunos modelos tienen taza con separador de orina (figura 3.8), la cual se desvía hacia un pequeño pozo de absorción para infiltrarse en el suelo o se recolectan en un recipiente para posterior reúso (Glas, 1998). De ser necesario, por las condiciones inestables del terreno, se diseñaran las paredes del pozo con materiales de construcción de la región (tabique, bloc, mampostería etc.).

La letrina seca compostera de doble cámara permite el uso alternado y elimina el problema de construir dos o más letrinas (figura 3.9). Solo se usa una cámara a la vez. Al cabo de unos diez a doce meses, cuando la primera cámara se ha llenado a dos terceras partes, se llena completamente de tierra y se empieza a usar la otra. La que no está en uso debe permanecer sellada para evitar la entrada de aire y humedad y así acelerar la descomposición. Después de otros diez meses el contenido se ha transformado en composta, la cual se extrae a través de la ventana trasera o superior para usarse como abono o fertilizante (EPA, 2000).

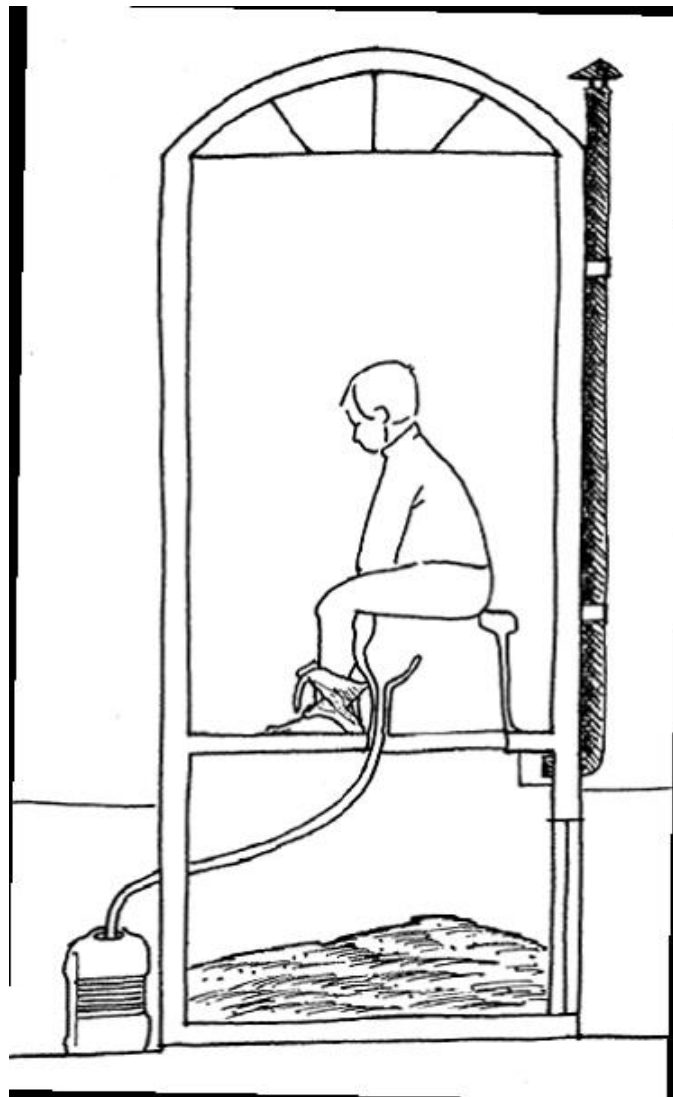


Figura 3.8 Letrina seca con separación de orina

Este tipo de letrina es permanente. Generalmente se construyen superficiales, evitando contacto a nivel del manto freático y reduciendo la excavación del foso al suelo. Cada cámara tiene una capacidad de un metro cúbico.

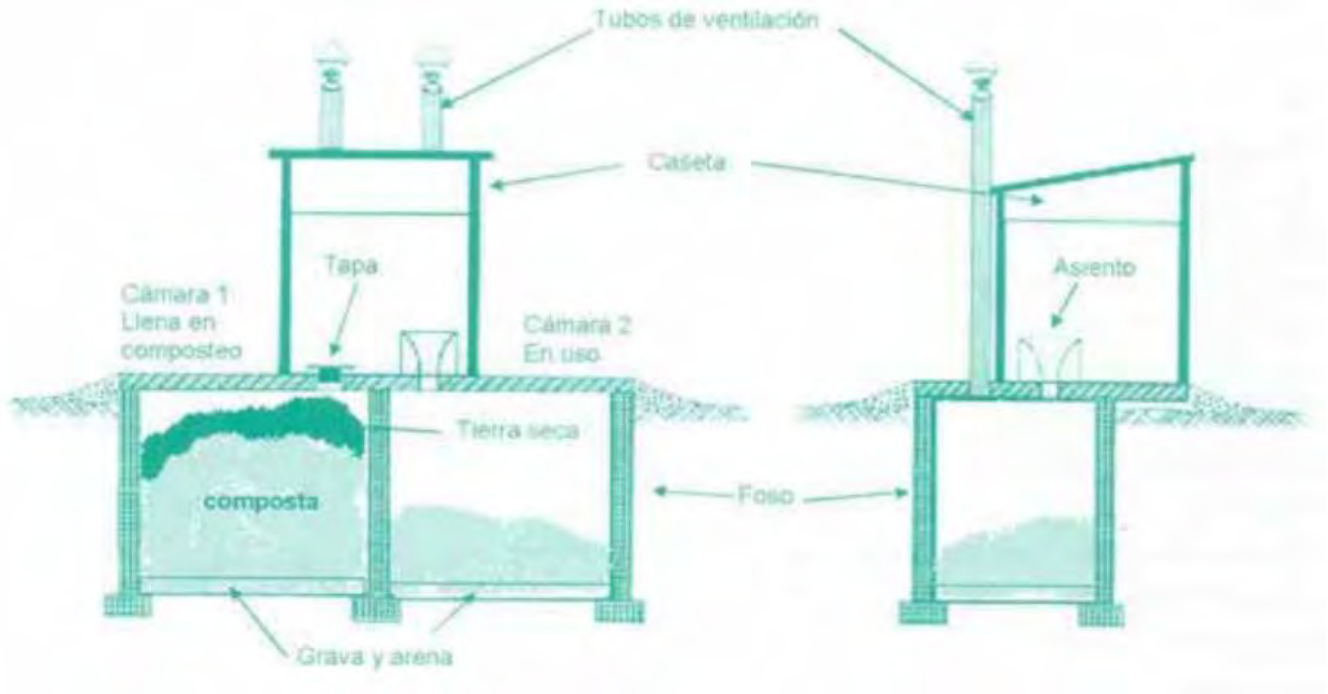


Figura 3.9 Letrina seca ventilada de doble cámara

La letrina tipo Multrum se caracteriza por llevar un proceso continuo de generación de abono en el que la degradación de las excretas se realiza bajo condiciones aerobias (Collí, 2000). El pozo se compone de dos cámaras consecutivas; la primera, que es la más grande y tiene el piso inclinado 30° para permitir el lento deslizamiento de las excretas a la segunda cámara, esta última, recibe la excretas junto con las cenizas o restos de materia orgánica seca que al combinarse inician el proceso de composteo.

La segunda cámara que es de menor tamaño y tiene el piso horizontal, acumula y termina de descomponer las excretas, las cuales después de 12 meses pueden retirarse periódicamente para usarse como abono de buena calidad y fácil manejo (figura 3.10).

Es importante mencionar, que se pueden instalar dentro o fuera de la vivienda, no obstante, la segunda cámara debe de quedar por fuera para facilitar la extracción de la composta (Lesur, 2007). Además, cuenta con un tubo de ventilación para facilitar la descomposición orgánica y evitar el mal olor.

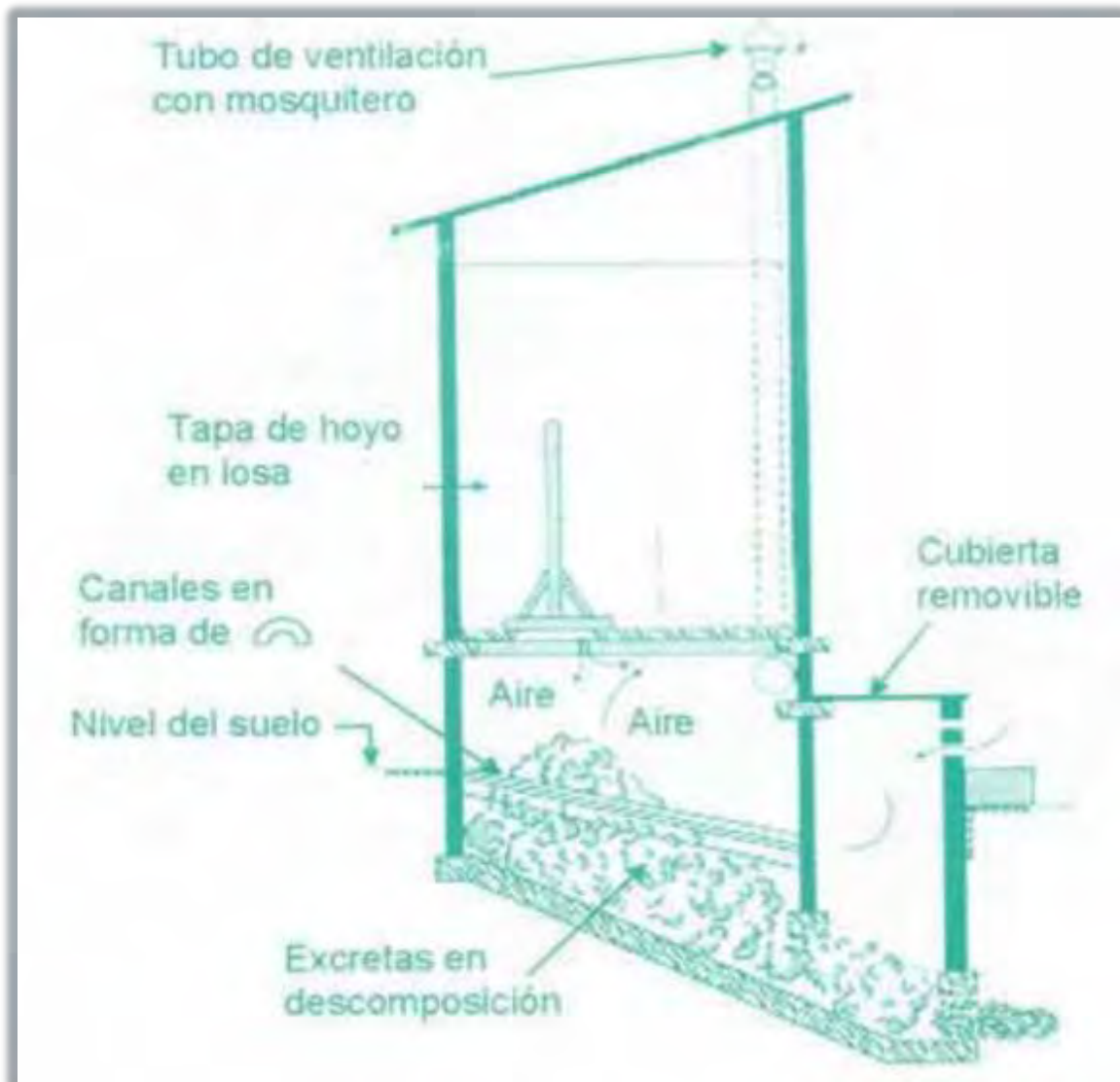


Figura 3.10. Letrina compostera tipo Multrum

3.4.2.2. Letrinas húmedas

La letrina humedad con descarga de agua manual, es una alternativa que proporciona un mayor nivel de servicio al usuario, excluyéndose la posibilidad de generación de malos olores y proliferación de moscas. Existen dos tipos de pozos: pozo directo y pozo adjunto. El pozo o cámara que recibe las descargas debe ser impermeable (concreto o mampostería), de 1 m² de área y 2 m de profundidad (Esrey *et al*, 2001).

En la letrina de pozo directo o anegado, la parte inferior del tubo de descarga de la taza debe penetrar en el cuerpo de agua 10 a 15 cm (figura 3.11). El efluente del pozo se dirige hacia un pozo de absorción.

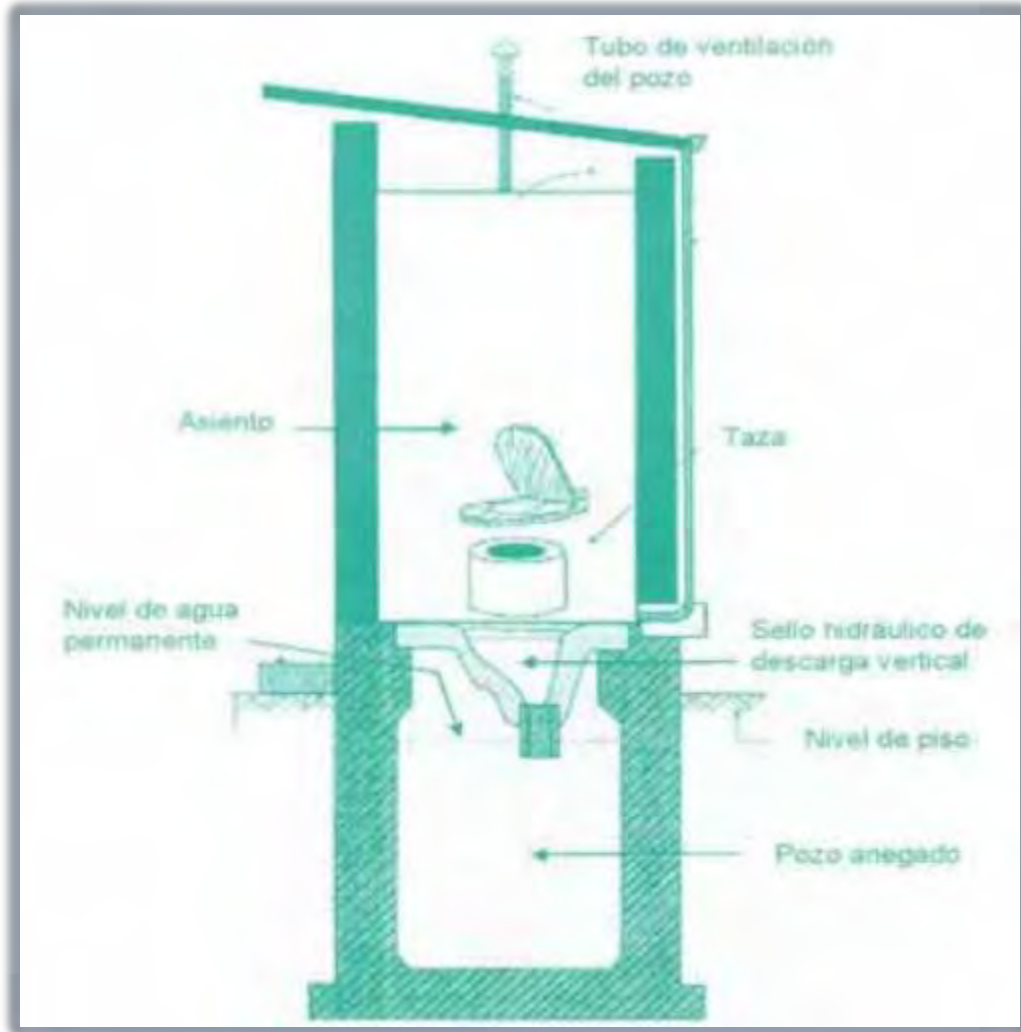


Figura 3.11. Letrina húmeda de pozo directo

Antes de usar la letrina de descarga directa y pozo anegado, este debe estar lleno de agua hasta el nivel de descarga. Durante su uso, se debe mantener el nivel del agua dentro del pozo igual al de descarga, nunca más abajo; de lo contrario, se escaparán hacia la caseta de gases malolientes producto de la fermentación (figura 3.12). Cada vez que se usa, se descargan de cuatro a seis litros de agua. Las bacterias del pozo degradan las excretas y los sólidos sedimentables se depositan al fondo. El exceso de líquido fluye a través de tubería de PVC

hacia el pozo de absorción mientras que el tubo de ventilación permite el escape del biogás (Cairncross; Feachem; 1996).

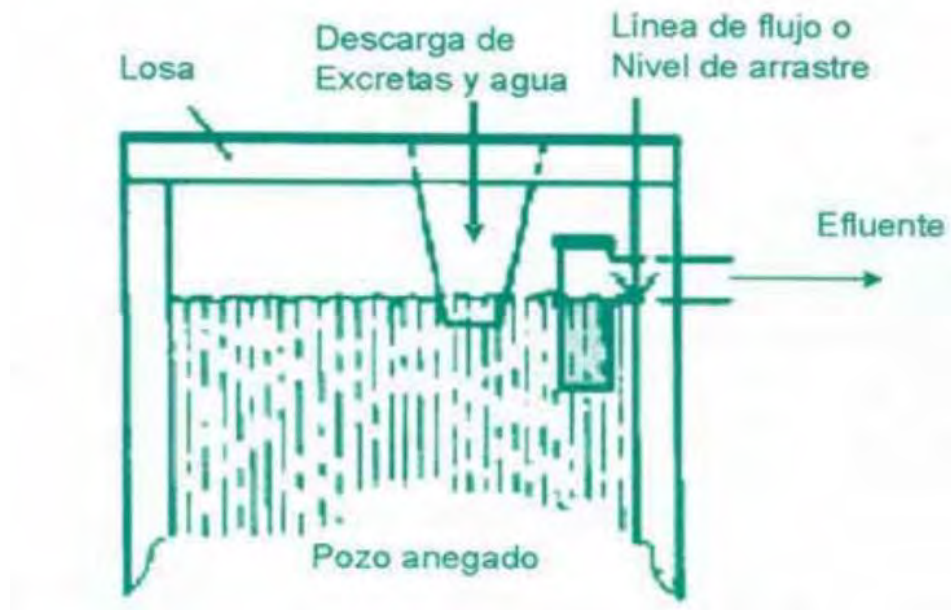


Figura 3.12. Detalle del pozo de la letrina húmeda

El pozo se llenará gradualmente con los lodos y cuando estos alcancen las dos terceras partes de la profundidad, se deberán sacar y enterrar (figura 3.13). Enseguida el pozo se vuelve a llenar con agua y reinicia el ciclo que dura de dos a seis años.



Figura 3.13. Extracción de lodo de una letrina húmeda

Por su parte, la letrina húmeda de pozo adjunto figura (3.14) puede quedar dentro de la vivienda cuando existen instalaciones hidráulicas intradomiciliarias. La descarga de la taza con sello hidráulico se conecta mediante tubo de PVC a un pozo de absorción. Opcionalmente se puede colocar un registro intermedio entre la casa y el pozo de absorción, donde se acopla el tubo de ventilación para la salida de gases y el control de olores (figura 3.15).

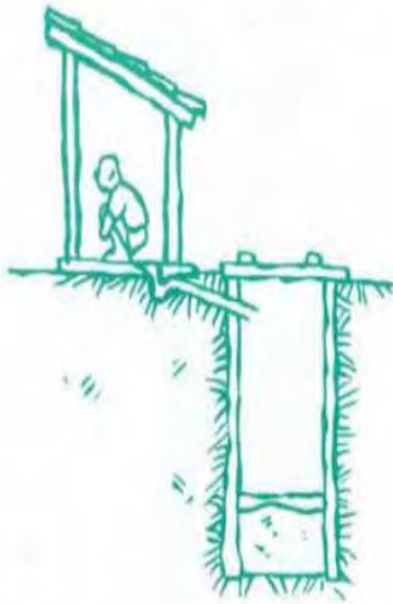


Figura 3.14. Letrina de pozo adjunto

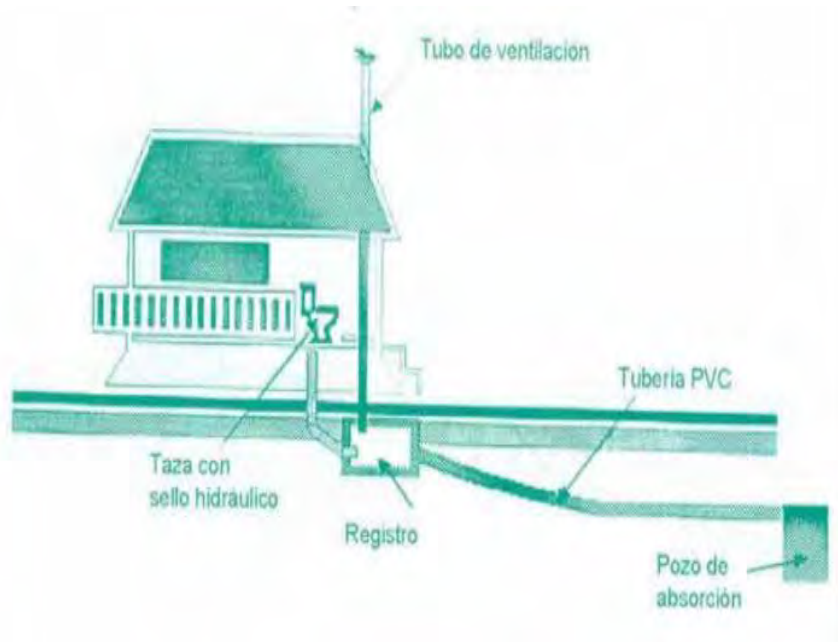


Figura 3.15. Letrina húmeda de pozo adjunto

Para concluir, las letrinas y en especial los sanitarios ecológicos secos, están diseñadas para la destrucción de microorganismos patógenos *in situ*, es decir, en el lugar donde son excretados. Por su parte, hay que recalcar, que la mayor parte de los patógenos se encuentran en las heces. Mientras que la mayor parte de nutrientes se encuentran en la orina.

En los sanitarios o letrinas con separación de orina, los patógenos de las heces fecales pueden ser destruidos en un lapso de varios meses, elevando el pH y deshidratando las heces. Al agregar materia secante, tal como la cal y cenizas a las excretas ayuda a la destrucción de patógenos (Collí, 2000).

Tabla 3.1 Aspectos importantes de una letrina

Construcción	Material existente en la localidad (fibra de vidrio, cemento, losa, madera, hormigón armado etc.).
Dimensiones	Diámetro o lado de 0.80-1.50 m Profundidad de 1.80 a 2.0 m
Volumen mínimo familia	1.25m ³
Descomposición de lodo	9-12 meses

(Elaboración propia con datos: IMTA; inspección de fosas sépticas y letrinas)

CAPÍTULO 4

ALTERNATIVAS PROPUESTAS

4.1. Tanque Imhoff

El tanque Imhoff creado por Karl Imhoff, es una unidad de tratamiento primario cuya finalidad es la remoción de sólidos suspendidos. Este tratamiento se recomienda cuando hay albergues o poblaciones que generan volúmenes diarios de aguas residuales mayores a 20m³. No obstante pueden situarse varios módulos y ampliar el rango poblacional de aplicación (Collado, 1992).

El tanque Imhoff ya sea rectangular o circular, está constituido por dos zonas. La primera zona se denomina cámara superior y la segunda zona cámara inferior donde pasaran por tres compartimientos o cámaras: sedimentación, espuma y digestión (Figura 4.) (CALTUR, 2008).

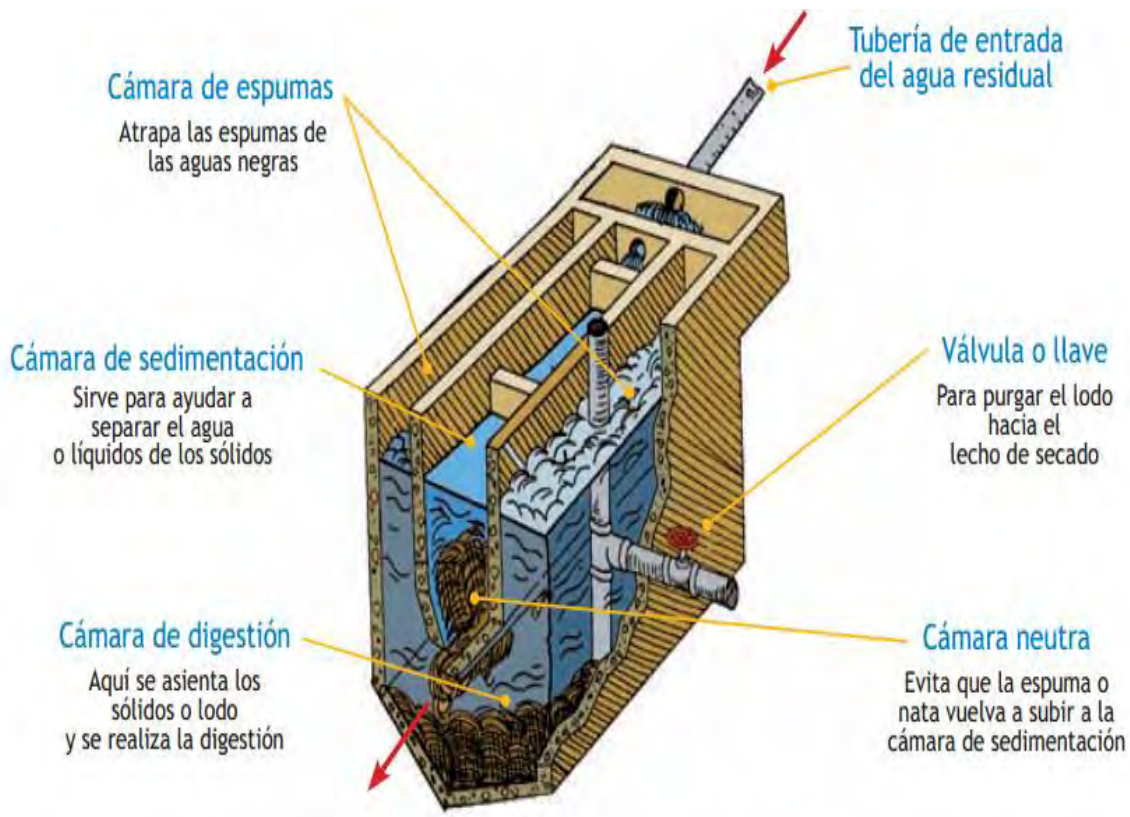


Figura 4. Tanque Imhoff

4.1.1 Funcionamiento y operación

El agua residual que llega mediante una canalización al tanque hace contacto con la cámara de sedimentación donde los sólidos van descendiendo lentamente y llegan a la cámara de digestión lugar donde se producen reacciones anaerobias, es decir sin la intervención del oxígeno. Los fangos se depositan en la parte baja donde permanecen unos treinta días, más o menos, o hasta que sean bien digeridos y son retirados periódicamente por medio del tubo de purga donde son llevados a las piletas de secado de lodos (Henry; Mongue *et al* 2011).

Al entrar en funcionamiento, un tanque Imhoff debe alimentarse para poner en marcha el proceso de digestión. Esto se hace utilizando lodos digeridos de otro tanque, o a falta de éstos, materia nutritiva (Lampoglia; Agüero; Barrios; 2008). También puede desarrollarse una espuma o nata excesiva, como resultado de condiciones ácidas, teniéndose que usar medios correctores, como adiciones de cal en poca cantidad, a fin de ajustar así el pH hasta el punto neutro.

En su funcionamiento normal, un tanque Imhoff debe ser vigilado diariamente. Al subir los gases para salir por las ventilas, llevan algunos sólidos a la superficie, y pueden formar espuma o nata gruesa flotante (Morales, 2003). Los gases pueden levantar las masas sobrenadantes aun hasta rebosar las paredes, volviéndose sépticos, a menos que sean removidos.

4.1.2. Ventajas y desventajas del tanque Imhoff

Ventajas:

- Contribuye a la digestión del lodo mejor que el tanque séptico, produciendo un agua residual de mejores características (Moscoso; Egocheaga;(2004).
- No descargan lodo en el líquido efluente.
- El lodo se seca y se evacua con más facilidad que el procedente de los tanques sépticos, esto se debe a que contiene de 90 a 95% de humedad (Blanco, 2007).
- Las aguas que se introducen en los tanques Imhoff, no necesitan tratamiento preliminar, salvo el paso por una criba gruesa y la separación de arenas.
- El tiempo de retención es mínimo en comparación de otras alternativas.
- Tiene bajo costo de construcción y operación.

- Son adecuados para ciudades pequeñas y para comunidades donde no se necesite una atención constante y cuidadosa, y el efluente satisfaga ciertos parámetros para evitar la contaminación de las corrientes (STENCO, 2004).

Desventajas:

- Son estructuras profundas (>6m).
- Es difícil su construcción en arena fluida o en roca y deben tomarse precauciones cuando el nivel freático sea alto, para evitar que el tanque pueda flotar o ser desplazado cuando quede vacío.
- Está diseñado para 500 habitantes por limitaciones contractivas, sin embargo con la colaboración de varios módulos es posible ampliar este rango poblacional (Collado, 1992).
- El efluente que sale del tanque es de mala calidad orgánica y microbiológica.
- En ocasiones puede causar malos olores, aun cuando su funcionamiento sea correcto.

4.2. Sistemas de Aplicación subsuperficial

En los sistemas de aplicación subsuperficial, el agua a tratar se somete a un tratamiento previo, normalmente en una fosa séptica o tanque Imhoff, para posteriormente aplicarla al terreno por debajo de su superficie.

Se pretende lograr la depuración de las aguas residuales mediante el conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos, que tienen lugar en su discurrir a través del terreno, siendo su campo habitual de aplicación el tratamiento de las aguas residuales generadas en aglomeraciones urbanas de tamaño muy reducido (IGME; 2003).

La capacidad de infiltración del terreno es el parámetro clave para el dimensionamiento de este tipo de sistemas de depuración, descartándose aquellos suelos de naturaleza excesivamente permeable o impermeable.

Como tratamiento previo, las aguas se someten a desbaste y a tratamiento primario, recurriendo para ello al empleo de rejillas de limpieza manual y a fosas sépticas o tanques Imhoff, respectivamente.

4.2.1. Tipos

Dentro de los sistemas de depuración mediante aplicación subsuperficial de las aguas residuales, destacan: las zanjas filtrantes, los lechos filtrantes, los pozos filtrantes y los filtros intermitentes de arena enterrados.

4.2.1.1. Zanjas filtrantes

Excavación larga y angosta realizada en la tierra, compuesta por tubería de distribución de agua residual sedimentada en el tanque séptico, el lecho de arena filtrante y tuberías de recolección de agua filtrada.

Tabla 4. Necesidad de superficie

Parámetro	Valor
Ancho de la zanja en (m)	0,45-0,80
Largo de la zanja en (m)	< 20 ó 30
Separación entre ejes zanja (m)	1,0-2,50

(USEPA 1980)

La superficie de infiltración está constituida por el fondo de las zanjas, pero ante posibles obstrucciones, también las paredes verticales pueden contribuir a la infiltración de las aguas a tratar (figura 4.1).



Figura 4.1. Zanjas filtrantes

4.2.1.2. Lechos Filtrantes

Es un proceso similar al anterior, siendo las zanjas más anchas (0,9 - 2 m), convirtiéndose en que alberga en su fondo varias tuberías perforadas (Figura 4.2) (Collado, 1992). Con esta disposición la superficie filtrante está constituida únicamente por el fondo del lecho y, si bien pueden ser más sensibles a las obstrucciones que las zanjas filtrantes presentan, frente a éstas, la ventaja de una menor necesidad de superficie para su implantación.

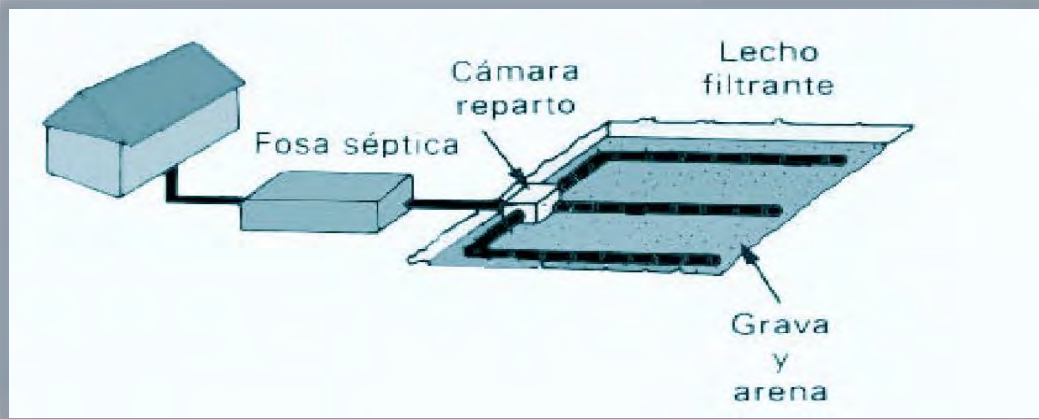


Figura 4.2. Lecho filtrante

4.2.1.3. Pozos Filtrantes

Son excavaciones normalmente cilíndricas de una profundidad entre 4-6 metros y un diámetro entre 1.5-3 metros. El terreno debe de estar relleno por gravas, arenas gruesas o medias. Esta técnica permite filtrar el agua residual pre-tratada (fosa séptica o tanque Imhoff) en el suelo en espacios muy reducidos, obteniéndose agua depurada.

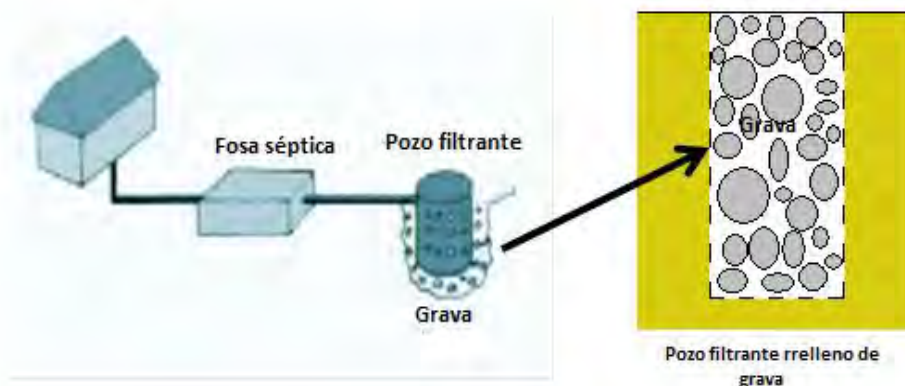


Figura 4.3. Pozo filtrante

En aquellos casos en los que el nivel freático es profundo (> 4 m), pueden construirse pozos (Figura 4.3), en los que la superficie vertical filtrante es mucho mayor que la horizontal, por lo que este tipo de sistema precisa una menor superficie para su implantación con relación a las zanjas y a los lechos filtrantes (CENTA, 2008).

4.2.1.4. Filtros Intermitentes de Arena Enterrados

Sistema de filtración similar a la zanja filtrante pero situado en una trinchera para purificar las aguas residuales sedimentadas en el tanque séptico.

Cuando la naturaleza del terreno disponible para la implantación del proceso depurador (permeabilidad excesiva o impermeabilidad), imposibilita la aplicación de los sistemas habituales de aplicación subsuperficial, puede recurrirse a un sistema artificial de infiltración mediante el empleo de filtros de arena intermitentes enterrados.

En estas unidades el lecho de arena filtrante presenta un espesor que oscila entre 0,6 y 1,0 m y descansa sobre una capa de grava, en la que se ubican las tuberías de recogida del efluente depurado (OPS; CEPIS; 2003).

Los filtros se disponen excavados en el terreno y en su parte superior se extiende una capa de tierra vegetal, por lo que la integración ambiental es máxima. Las aguas residuales pretratadas se reparten sobre la superficie del filtro mediante el empleo de tuberías perforadas.

4.2.1.5. Lechos de turba

El proceso consiste en una filtración a través de una capa de turba (50 cm) de determinadas características, que está asentada sobre un sistema drenante de arena (15 cm) y grava (15 cm).

El agua residual que ocupa un espesor 20 cm sobre la turba, si filtra a través de dicha durante un periodo de tiempo limitado (10 días), siendo necesario a continuación la retirada de la materia en suspensión que ha quedado retenido en la superficie de la turba. Posteriormente se deja en un periodo de recuperación (20 días), antes de volver a iniciar el ciclo de aplicación. Como consecuencia al menos, resulta necesario contar con dos lechos en paralelo (Collado, 1992).

4.2.2. Funcionamiento de los sistemas de aplicación superficial

En el caso de los tratamientos de purificación mediante aplicación subsuperficial en el terreno de las aguas a tratar, el esquema habitual consta de pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario.

El tratamiento secundario está constituido por el propio paso de las aguas a tratar a través del terreno. En este discurrir subterráneo de las aguas tienen lugar, igualmente, procesos asimilables a tratamientos terciarios (Crites; Tchobanoglous; 2000).

En resumen, los tratamientos mediante sistemas de aplicación subsuperficial están compuestos por pretratamiento (desbaste), fosa séptica o tanque Imhoff como tratamiento primario y el propio sistema de aplicación subsuperficial como secundario.

4.2.3. Mecanismo de depuración de los sistemas de aplicación subsuperficial

En los sistemas de depuración de las aguas residuales mediante su aplicación al terreno, el suelo constituye el núcleo central. En el ecosistema suelo-agua-plantas tiene lugar una serie de procesos físicos, químicos y biológicos, mediante los que es posible eliminar casi todos los contaminantes presentes en las aguas residuales urbanas: sólidos en suspensión, materia orgánica, nutrientes (N y P), metales, compuestos orgánicos a nivel de traza y microorganismos patógenos (Metcalf&Eddy; 2000).

Los principales procesos, que tienen lugar en los horizontes superiores del terreno, donde se encuentra una capa biológicamente activa, son:

Procesos físicos: Lo principal de estos procesos es la filtración, a través de la cual los sólidos en suspensión, presentes en las aguas residuales a tratar, quedan retenidos en los primeros centímetros del terreno.

Procesos químicos: En estos procesos juega un papel muy destacado la capacidad de cambio iónico que tenga el suelo, así como su pH y las condiciones de aireación/encharcamiento, que afectan a los procesos de óxido/reducción.

Procesos biológicos: Dentro de este grupo de acciones puede diferenciarse entre las inherentes a las actividades radiculares de las plantas (establecidas en algunas de las

modalidades de esta tecnología de tratamiento), y las producidas por los microorganismos del suelo.

4.2.4. Rendimiento de depuración

La Tabla 4.1 y 4.2 respectivamente muestran las características de los efluentes tratados de algunas alternativas descritas en este apartado como son los lechos de turba y las zanjas filtrantes. Cabe mencionar, que por ser alternativas similares los rendimientos de depuración son similares.

Tabla 4.1 Remoción general del tratamiento de lechos de turba

	Zanjas filtrantes	Lechos filtrantes	Pozos filtrantes	Lechos de turba
DQO	65-90	90-93	-	60-75
DBO	90-98	80-99	-	60-85
SS	-	30-99	-	85-90
N _t	25-99	23-90	-	20-70
P _t	80-99	20-80	-	20-25
Coliformes fecales	-	98-99.9	-	99.5

(Collado, 1992) Rendimiento= %

Tabla 4.2 Remoción esperada zanjas filtrantes

Parámetro	Eliminación (%)
Sólidos de suspensión	80-90
DBO ₅	-
DQO	50-80
N _T	
P _T	40-70
Sólidos disueltos	-
Coliformes fecales	99

(CENTA, 2008)

4.2.5. Ventajas y desventajas de las zanjas de infiltración.

Ventajas

- Sencillez operativa, dado que las labores de explotación y mantenimiento se limitan a la retirada de residuos del pretratamiento.
- Inexistencia de equipos mecánicos.
- El sistema puede operar sin ningún consumo energético.

- Los costes de explotación de la estación depuradora pueden ser sufragados, en parte, por la comercialización de la madera producida.
- No se producen lodos en el proceso depurador.
- Perfecta integración en el medio rural.
- Se alcanzan rendimientos de depuración muy elevados (tanto en sólidos en suspensión y materia orgánica, como en nutrientes y patógenos).
- Admite perfectamente incrementos en los caudales de aguas residuales a tratar ocasionados por incrementos poblacionales veraniegos.
- Actúa como sumidero de CO₂, fijando unas 150 t/año por hectárea de chopera.
- Uso de poca superficie.

Desventajas:

- Exige una gran superficie de terreno para su implantación (la mayor de todas las tecnologías no convencionales), por lo que su coste de implantación se relaciona directamente con el precio del suelo requiriéndose, además, terrenos no muy escarpados, con una determinada capacidad de filtración y que no presenten acuíferos próximos a su superficie (CENTA 2008).
- No es aplicable en zonas de elevada pluviometría, lo que limita enormemente las cantidades que se pueden aplicar de aguas residuales para su tratamiento.

4.3. Lagunaje

Una instalación de depuración de aguas residuales mediante la tecnología de lagunaje consiste en medio artificial (balsas, conducciones, etc.), diseñado y construido para que en él se den, de forma controlada, los procesos autodepuradores que tienen lugar de forma natural en ríos y lagos (CENTA, 2008).

En el lagunaje, el agua residual a tratar (que haya sido sometida previamente a los procesos de pretratamiento) se hace pasar por un conjunto de balsas dispuestas en serie y de profundidad decreciente, en las que se dan, de forma consecutiva, condiciones anaerobias y aerobias (Figura 4.4).

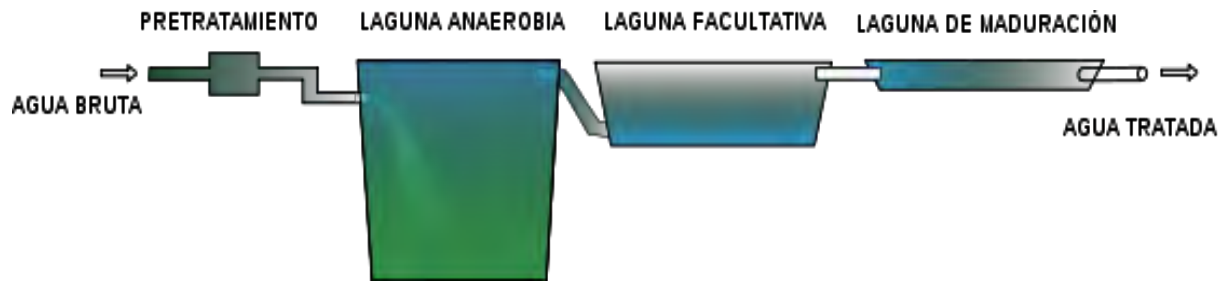


Figura 4.4 Esquema de la tecnología de lagunaje

Tras un tiempo de retención de varios días en las lagunas, en lugar de las horas de los tratamientos convencionales, se descarga un efluente depurado. Tras el proceso de contaminación, comienzan en el cauce fenómenos de autodepuración natural en la que toman parte:

- Procesos físicos: sedimentación, flotación.
- Procesos químicos: neutralización, oxidación.
- Procesos biológicos: los microorganismos presentes en las aguas y/o aportados por los vertidos, emplean como sustrato la materia orgánica biodegradable, metabolizándola y transformándola en nueva materia viva (Henry; Mongue; 2011)

Tras el vertido, a lo largo del cauce se pueden distinguir cuatro zonas, claramente diferenciadas (Reynoso, 2008):

Zona de degradación próxima al vertido: en ella desaparecen los animales superiores al decaer rápidamente el contenido en oxígeno disuelto de las aguas.

Zona de descomposición activa: se inician las reacciones de descomposición anaerobia de la materia orgánica presente en el vertido, lo que origina el desprendimiento de gases malolientes, presentando las aguas una coloración negruzca.

Zona de recuperación: comienza la degradación vía aerobia de los contaminantes vertidos, procediendo el oxígeno de fenómenos de reaireación superficial y, principalmente, de la actividad fotosintética de las microalgas que colonizan esta zona. Cesa la generación de malos olores y las aguas se clarifican paulatinamente.

Zona de aguas limpias: el cauce, finalmente, recupera las condiciones existentes previas al vertido.

4.3.1. Tipos de lagunas

El esquema de funcionamiento de una instalación de lagunaje es, en esencia, semejante al de un tratamiento convencional, constando de pretratamiento (ya estudiado en profundidad en la primera parte del documento), tratamiento primario, tratamiento secundario y, en cierto grado, tratamiento terciario. En función del tipo de reacciones que predominan, pueden distinguirse tres tipos de lagunas: anaerobias, facultativas y de maduración.

4.3.1.1. Lagunas anaerobias

Son lagunas de 3 a 5 m. de profundidad en las que imperan en toda la masa líquida, salvo en una delgada capa superficial, condiciones de ausencia de oxígeno disuelto, por lo que los microorganismos que en ellas se desarrollan son casi exclusivamente bacterias anaerobias.

Entre los mecanismos que contribuyen a mantener el ambiente anaerobio en este tipo de lagunas destacan (Terence, 1999):

- Las elevadas cargas orgánicas con las que se opera (más de $100 \text{ g DBO}_5 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), que hacen que el posible oxígeno introducido en las lagunas con las aguas residuales influentes se consuma rápidamente.
- La generación de sulfuros por reducción de los sulfatos (tóxicos para las algas) y que, además, al oscurecer las aguas dificultan la penetración de la luz solar, imposibilitando su desarrollo.
- Su escasa superficie, que limita los fenómenos de reaireación superficial.

Las aguas residuales pretratadas, ingresan en las lagunas anaerobias en las que tiene lugar la decantación de la materia sedimentable que se va acumulando en su fondo.

Los lodos decantados experimentan reacciones de degradación anaerobia, por lo que se van mineralizando (aumentando la relación mineral—materia volátil) a la vez que disminuye su volumen.

Tras un tiempo de operación, que suele oscilar entre 5-10 años, se procede a la purga de los lodos que, al encontrarse altamente mineralizados, tan sólo precisan ser deshidratados antes de su disposición final.

Como subproducto de las reacciones anaerobias que tienen lugar en estas lagunas, se genera biogás (mezcla de metano y de dióxido de carbono en proporción aproximada 70:30) que se desprende en forma de burbujas a través de la superficie de las lagunas (Romero 1999).

Los objetivos básicos de la etapa anaerobia son:

Retener la mayor cantidad de sólidos sedimentables y flotantes.

Estabilizar los lodos que se van acumulando en el fondo de las lagunas.

De acuerdo con estos objetivos, las lagunas anaerobias guardan ciertas similitudes con las fosas sépticas y con los tanques Imhoff. En la (figura 4.5) se muestra un resumen gráfico del funcionamiento de una laguna anaerobia.

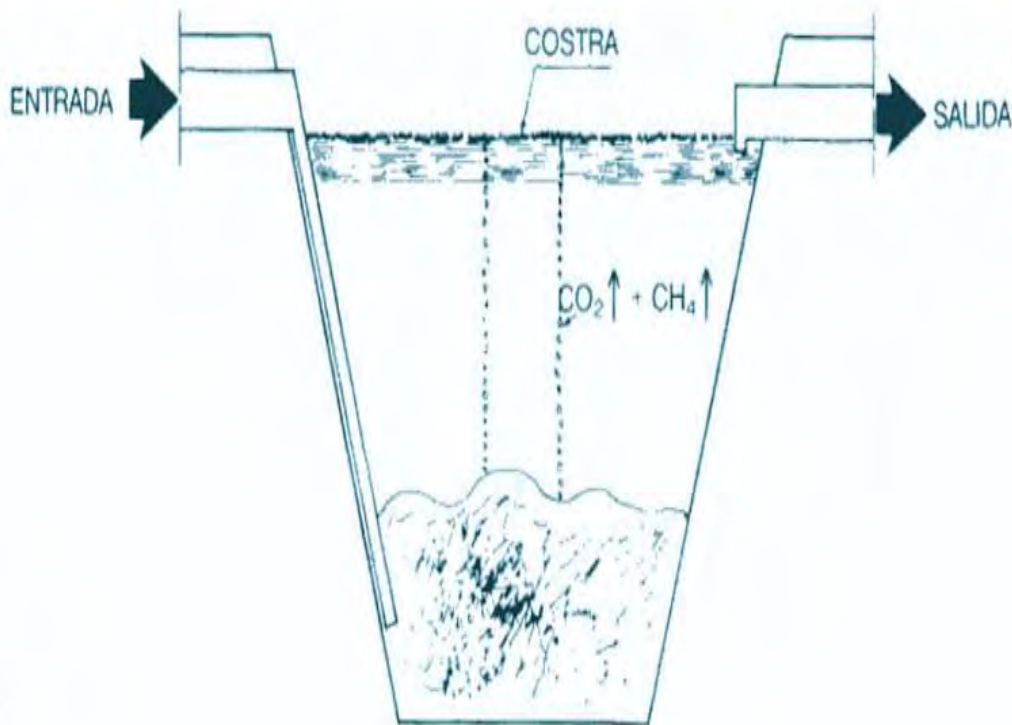


Figura 4.5 Esquema básico de operación de una laguna anaerobia

Tabla 4.3 Condiciones operativas de las lagunas anaerobias

Parámetros	Niveles óptimos recomendados
pH	El rango óptimo es de 6,8-7,4 y el extremo de 6,2-7,8.
Temperatura	Los rangos extremos de temperatura son de 15-40 °C, creciendo Mejor las bacterias metanogénicas en el rango de 0-35 °C.
Potencial redox:	El rango óptimo se sitúa en -520 a -530 mV, y el extremo en los -490 a -550 mV.
Tiempo de retención	Recomendándose tiempos de retención de dos a cinco días.
Carga orgánica	Las cargas orgánicas volumétricas que se recomiendan, oscilan entre 100 y 300 g DBO m ⁻³ d ⁻¹ .

(METCALF & EDDY, 2004).

4.3.1.2. Lagunas facultativas

En este tipo de lagunas, con profundidades de 1 a 2 m., se establecen, de forma natural, tres estratos claramente diferenciados (MOPT, 1991):

- En el **fondo** de estas lagunas, donde se acumulan los sedimentos, se establecen condiciones de anaerobiosis, en las que se dan los fenómenos y reacciones descritos en el anterior apartado.
- En la **zona intermedia**, en la que se dan condiciones muy variables, se establece una zona en la que predominan las bacterias de tipo facultativo, de las que toman el nombre este tipo de lagunas.
- En la **zona superficial** de las lagunas, se instauran condiciones aerobias, gracias a la actividad fotosintética de las microalgas que en ella se desarrollan y, en menor medida, a fenómenos de reaireación superficial inducidos por el viento.

El espesor de estos estratos varía en función de (Hess, 1980):

- **El momento del día:** durante la noche, al cesar la actividad fotosintética, decrece el espesor de la capa aerobia, incrementándose el de la anaerobia.

- **Las estaciones:** en primavera-verano, al intensificarse la actividad de las microalgas, se amplía el espesor de la capa aerobia.
- **El nivel de carga orgánica aplicada a la laguna:** si se sobrecarga la laguna, la zona anaerobia puede extenderse a todo su volumen.

En este tipo de lagunas se pueden encontrar múltiples tipos de microorganismos, desde anaerobios estrictos en el lodo del fondo, hasta aerobios estrictos en la zona inmediatamente adyacente a la superficie. Pero los seres más adaptados serán los microorganismos facultativos, dado que pueden sobrevivir a las condiciones cambiantes de oxígeno disuelto, típicas de estas lagunas a lo largo Esquema del día y del año. Además de bacterias y protozoos, es esencial la presencia de microalgas, que son las principales suministradoras de oxígeno.

El principal objetivo que se persigue en la etapa facultativa es la biodegradación vía aerobia de la materia orgánica presente en las aguas residuales a tratar, gracias al oxígeno aportado, principalmente, por la actividad fotosintética de las microalgas presentes y, en menor medida, por los fenómenos de reaireación superficial.

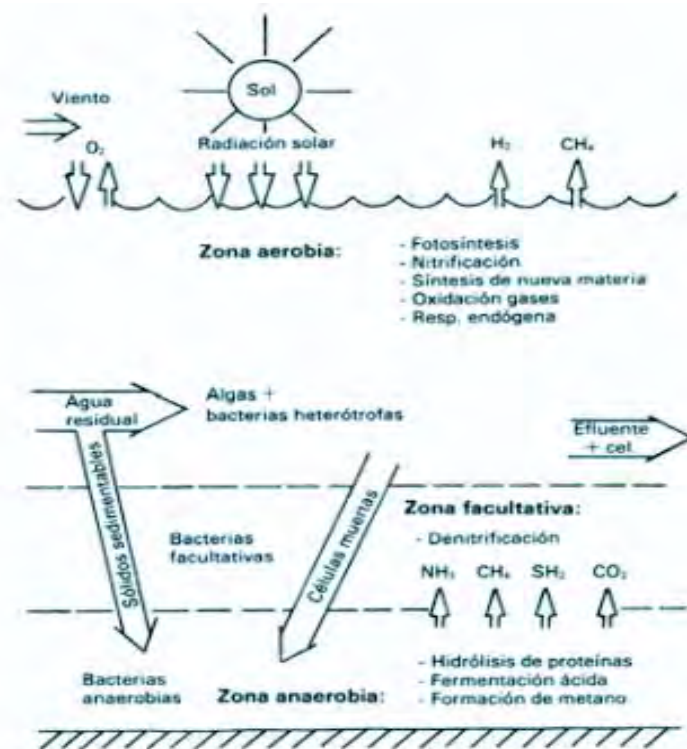


Figura 4.6 Esquema una laguna facultativa

La fotosíntesis es un proceso por el cual determinados organismos son capaces de emplear la energía solar, transformándola en energía química. En las lagunas los organismos fotosintéticos que se pueden encontrar se engloban en microalgas, cianobacterias y bacterias púrpura del azufre.

4.3.1.3. Lagunas de maduración

Estas lagunas, con espesores de lámina de agua entre 0,8 y 1 m; al soportar bajas cargas orgánicas (se sitúan en cola del tratamiento) y darse en ellas las condiciones propicias para la penetración de la radiación solar (aguas relativamente claras y poco profundas) adecuadas, por tanto, para el desarrollo de microalgas, predominan las condiciones de suficiencia de oxígeno y, en consecuencia, predominan en ellas los microorganismos heterótrofos aerobios.

Tabla 4.4. Condiciones operativas de las lagunas facultativas y de maduración

Parámetros	Niveles óptimos recomendados
pH	La actividad fotosintética provoca que el pH de estas lagunas presente oscilaciones comprendidas entre valores de 7-9.
Temperatura	Las algas verdes son las más eficientes para sobrevivir a temperaturas próximas a 30-35 °C, pero por encima de 28 °C se han observado descensos en la actividad fotosintética.
Tiempo de retención	En el caso de las lagunas de maduración, para lograr el adecuado abatimiento de patógenos, se recomienda que el tiempo de retención sea de, al menos, 5 días
Carga orgánica	En este tipo lagunas es más significativa la carga orgánica superficial, dadas las elevadas superficies que presentan estas lagunas para la captación de radiación solar. Dependiendo de la ubicación geográfica, las cargas orgánicas superficiales recomendadas para las lagunas facultativas oscilan entre 50 y 400 kg DBO ₅ ha ⁻¹ d ⁻¹ .

(METCALF & EDDY, 2004).

El principal objetivo de las lagunas de maduración, se centra en conseguir un elevado grado de desinfección de las aguas mediante el abatimiento de un gran número de los organismos

patógenos presentes, a la vez que se logra también una reducción en la presencia de microalgas en el efluente final depurado (CENTA, 2008).

4.3.2. Factores que influyen en el proceso

4.3.2.1. Radiación solar

Se define como la radiación total de luz directa, difusa o dispersa, que se recibe sobre una superficie horizontal, por unidad de superficie y unidad de tiempo, expresándose en langley/día ($\text{cal cm}^2 \text{d}^{-1}$) (CENTA, 2008).

La absorción de la radiación solar por las aguas de las lagunas facultativas y de maduración juega un papel muy importante en su funcionamiento, al influir sobre:

- La temperatura que alcanzan las aguas en las lagunas.
- La actividad fotosintética de las microalgas y la consiguiente producción de oxígeno y modificación del pH del medio.
- La eliminación de organismos patógenos.

La intensidad de la radiación solar fluctúa a lo largo del día y de las distintas estaciones del año, con la consiguiente repercusión sobre los factores mencionados.

4.3.2.2. Temperatura

Las dos fuentes de calor que determinan la temperatura de las aguas contenidas en las lagunas son:

- Las propias aguas residuales influentes, dado que el aporte de aguas calientes de los efluentes domiciliarios provoca que en invierno la temperatura de las aguas residuales sea superior a la temperatura de las aguas en las lagunas.
- La radiación solar.

La temperatura afecta al comportamiento de los lagunajes al actuar sobre:

- Velocidad de las reacciones biológicas. Para los intervalos de temperatura normales en los lagunajes, la velocidad de depuración (actividad bacteriana) aumenta con la temperatura (Crites: Tchobanoglous; 200).

- Grado de mezcla de las aguas. La densidad del agua varía con la temperatura, presentando un valor mínimo a 4 °C y aumentando para temperaturas superiores o inferiores a este valor.

4.3.2.3. Nutrientes

El crecimiento y la actividad de los microorganismos están controlados tanto por la concentración, como por el tipo de los nutrientes que se encuentren presentes en el medio.

Los requisitos nutricionales se clasifican en (CENTA, 2008):

- Fuente energética.
- Macronutrientes (C, H, O, N, P, K y S).
- Micronutrientes (Fe, Mg, Ca, B, Zn, Cu, M, Co, Mo, etc.).
- Factores de crecimiento (determinados compuestos orgánicos).

Cuando los nutrientes son limitantes, el crecimiento y la velocidad metabólica son función de la disponibilidad de los mismos. En lagos y embalses se considera al fósforo como el nutriente limitante del crecimiento de la biomasa algal.

4.3.2.4. Viento

El viento influye sobre el comportamiento de los lagunajes:

- Contribuyendo a la oxigenación de las aguas vía reaireación superficial, que es en función de la velocidad del viento.
- Favoreciendo las condiciones de mezcla en las lagunas, evitando los fenómenos de estratificación.

Un buen grado de mezcla en la capa superior de las lagunas asegura una distribución más uniforme de la DBO₅, del oxígeno disuelto, de las microalgas y de las bacterias, lo que redundaría beneficiosamente en el nivel de depuración que se alcanza en el proceso de tratamiento (CNA-IMTA 1992).

En ausencia del viento, la población de microalgas tiende a estratificarse en una estrecha banda superficial, de unos 20 cm de espesor, durante las horas de luz. Esta banda, con una

elevada concentración de microalgas, responde a los cambios de la intensidad de luz incidente, ascendiendo o bajando dentro de los primeros 50 cm de las lagunas. Como consecuencia de este hecho, si la zona de evacuación de efluentes se encuentra dentro de estos 50 cm, pueden producirse fuertes variaciones en la calidad de los efluentes de las lagunas, fundamentalmente en los que a la concentración de sólidos en suspensión.

4.3.2.5. Profundidad

La profundidad de las lagunas afecta a:

- La temperatura del agua: lagunas profundas, con baja relación superficie/volumen (caso de las lagunas anaerobias), minimizan la pérdida de calor por radiación a la atmósfera (Mendoza, 2000).
- El grado de mezcla de las aguas: la intensidad de mezcla es función de la profundidad, a menor profundidad el viento provoca un mayor grado de mezcla.
- El crecimiento de vegetación indeseable en las lagunas: profundidades del orden o superiores a 1 m., son suficientes para evitar estos crecimientos.
- Al nivel consumo de oxígeno por parte de los gases que escapan desde el fondo de las lagunas hasta su superficie: a mayor profundidad de las lagunas, mayor grado de oxidación de estos gases.

4.3.2.6. Evaporación y precipitación

La evaporación trae como consecuencia un incremento de la salinidad de las aguas almacenadas en las lagunas. En casos extremos, este incremento puede invalidar el empleo de los efluentes depurados para el riego de especies vegetales sensibles a la conductividad de las aguas. Se estima, que valores de evaporación inferiores a 5 mm/d no afectan, de forma apreciable, a la salinidad de las aguas de las lagunas (CNA-IMTA 1992).

Con relación a la precipitación, el nivel de oxígeno disuelto en las lagunas puede bajar después de las tormentas, debido a la demanda adicional de oxígeno provocada por los sólidos arrastrados por el agua de lluvia. Además, en días cálidos la lluvia provoca el enfriamiento superficial de las lagunas, con lo que se crea una capa de inversión, que favorece el ascenso de fangos del fondo hacia la superficie, con el consiguiente consumo de oxígeno.

Como contrapartida, la lluvia también provoca una cierta oxigenación de la zona superficial de las lagunas.

4.3.3. Microbiología del lagunaje

Los tipos de microorganismos que se desarrollan en las diferentes modalidades de lagunas, vienen determinados por las características de las aguas contenidas en cada una de ellas.

En general, puede decirse que en el lagunaje son tres los principales grupos de microorganismos implicados en los procesos de depuración: bacterias, fitoplancton y zooplancton, si bien, también existe una fauna propia del fondo de las lagunas, conocida como bentos (MOPT, 1991).

En las lagunas anaerobias el papel principal lo juegan las bacterias, en las lagunas facultativas se establecen relaciones ecológicas más complejas al trabajar de forma conjunta organismos autótrofos (microalgas) y mientras que en las lagunas de maduración el zooplancton juega un papel más activo.

4.3.4. Rendimientos de depuración

Tabla 4.5. Eficiencia de los lagunajes en la eliminación de bacterias y quistes de protozoos.

Patógeno	Eliminación en lagunajes
Bacterias	> de 6 potencias
Virus	> de 4 potencias
Protozoos quistes	100 %
Huevos de helmintos	100 %

Nota: 1 potencia = 90%; 2 potencias = 99%; 3 potencias = 99,9%, etc.

(Crites, R. y Tchobanoglous, G. 2000).

Tabla 4.6. Rendimientos de eliminación de contaminantes en las distintas etapas de los lagunajes.

Rendimiento %					
Tipos de lagunajas	Sólidos en suspensión	DBO ₅	DQO	N	P
Anaerobias	50 – 65	40 - 50	40 – 50	5 – 10	0 – 5
Facultativas	0 - 70	60 - 80	55 – 75	30 – 60	0 – 30
Maduración	40 - 80	75 - 85	70 – 80	35 – 80	10 – 60

(Mendoza, S; 2000).

4.3.5. Mejora de la calidad de los efluentes de los lagunajes

Con cierta frecuencia, y especialmente en primavera-verano, los efluentes de las instalaciones de lagunaje superan las concentraciones permitidas de sólidos en suspensión (<150mg/l), como consecuencia de desarrollos masivos de microalgas. En la tabla 4 recoge los procesos adicionales más habituales para la eliminación de estos sólidos en suspensión.

Tabla 4.7. Métodos de eliminación de sólidos en suspensión en los efluentes de los lagunajes.

Proceso	Descripción
Precipitación química	Se puede agregar: alumbre, cal, cloruro férrico e hidróxido química de magnesio a los efluentes.
Flotación	Flotación por aire disuelto, con o sin coagulantes.
Rejillas finas	Microtamices, su eficiencia depende del tipo de algas.
Filtros intermitentes	Aplicables a pequeños caudales. Es precisa la retirada de arena y reemplazo de la capa superior.
Filtros de piedra	Construidos a la salida de la laguna, para sedimentar las algas sobre la superficie del medio y dentro de los poros.
Filtración rápida	Se prefieren filtros convencionales de medio dual. Requieren frecuentes lavados.
Sistemas naturales	Aplicación al suelo, cultivo de macrófitas.

(METCALF & EDDY, 2004).

La aplicación de uno u otro método viene condicionada, fundamentalmente, por su coste (implantación + mantenimiento y explotación), siendo más económicos los filtros de piedra, los filtros intermitentes de arena y el cultivo de macrófitas.

4.3.5.1. Filtros de piedra

El efluente del lagunaje se hace pasar por un lecho de piedras que retiene, en parte, los sólidos en suspensión. El flujo a través del filtro puede ser horizontal o vertical. Las piedras de 2,5 a 12,7 cm. de tamaño (con predominancia de las de 5 cm.) y cargas hidráulicas menores de 1,2 m³ /m³/d (Saenz, 1992).

4.3.5.2. Filtros intermitentes de arena.

Estos filtros operan de forma similar a los sistemas de filtración lenta a través de arena que suelen utilizarse en potabilización de aguas. A medida que los efluentes del lagunaje pasan por el filtro, los sólidos en suspensión (fundamentalmente microalgas), son eliminados por medio de procesos físicos de filtración y cribado, así como por procesos biológicos.

El material eliminado se acumula en los primeros 5-7,5 cm. de la arena y, eventualmente, tapona el filtro. En ese momento se deja el filtro fuera de servicio (poniendo otro en operación) y se retira la capa sucia de arena para su lavado y/o reemplazo (Crites; Tchobanoglous; 2000)

4.3.6. Ventajas y desventajas del lagunaje

El lagunaje, como cualquier otro sistema de depuración de aguas residuales, presenta una serie de ventajas e inconvenientes que pueden aconsejar o no su utilización (Collado, 1992).

Ventajas

- Bajo coste de inversión (que es función, básicamente, del coste del terreno y de la permeabilidad del mismo).
- Facilidad constructiva, siendo el movimiento de tierras la actividad principal en la construcción de los lagunajes
- Consumo energético nulo, si el agua a tratar puede llegar por gravedad hasta la estación depuradora. Las únicas fuentes de energía son el sol y el viento.
- Ausencia de averías electromecánicas al carecer de equipos.
- Solamente con la observación visual y olfativa de las distintas lagunas se tiene una estimación, bastante exacta, de su estado operativo.

- Escaso y simple mantenimiento, que se limita a retirar los residuos del pretratamiento y a mantener las superficies de las lagunas libres de flotantes para evitar la proliferación de mosquitos.
- Escasa producción de fangos que experimentan una alta mineralización a consecuencia de los elevados tiempos de retención con los que se opera (5-10 años), lo que facilita enormemente su manipulación y evacuación. Por el contrario, en las estaciones depuradoras de lodos activos el tratamiento y evacuación de los lodos generados puede llegar a suponer el 55% de los costes totales de explotación y mantenimiento (Reynoso, 2008).
- Gran inercia, por los elevados volúmenes y por los largos tiempos de retención, lo que le permite una fácil adaptación a cambios de caudal y de carga orgánica, muy habituales en las poblaciones de pequeño tamaño.
- Se puede emplear para tratar aguas residuales industriales con elevados contenidos en materias biodegradables. El lagunaje anaerobio constituye un excelente pretratamiento para vertidos con elevados contenidos en materia orgánica y sólidos en suspensión (Franco, 2005).
- Alto poder de abatimiento de microorganismos patógenos, que puede llegar a 4-5 potencias de diez, en lugar de las 2 potencias de diez que se alcanzan en los tratamientos de lodos activos (Rojo, 1988).
- Integración medioambiental.

Desventajas:

- Elevados requisitos de terreno para su implantación.
- La implantación de este sistema de depuración puede verse imposibilitada en zonas frías o de baja radiación solar.
- Generación de olores desagradables en las Lagunas Anaerobias.
- Posible proliferación de mosquitos.
- Pérdidas de agua por evaporación.
- Elevadas concentraciones de sólidos en suspensión en los efluentes finales, como consecuencia de la proliferación de las microalgas
- Riesgo de contaminación de acuíferos por infiltraciones.

4.4. Humedales artificiales

El tratamiento de las aguas residuales urbanas mediante la tecnología de humedales artificiales, se basa en la reproducción artificial de las condiciones propias de las zonas húmedas naturales, para aprovechar los procesos de eliminación de contaminantes que se dan en las mismas (Seoáñez, 1999).

El carácter artificial de este tipo de humedales viene definido por las siguientes particularidades (Delgadillo *et al*, 2010):

- El vaso del humedal se construye mecánicamente y se impermeabiliza para evitar pérdidas de agua al subsuelo.
- Se emplean sustratos para el enraizamiento de las plantas diferentes al terreno original.
- Se eligen las plantas que van a colonizar el humedal.

La depuración de las aguas residuales a tratar se consigue haciéndolas pasar a través de zonas húmedas artificiales, en las que tienen lugar procesos físicos, biológicos y químicos, que dan lugar a unos efluentes finales depurados.

La tecnología de humedales artificiales puede ser considerada como un complejo ecosistema, en el que los principales actores son (CENTA, 2008):

- **El sustrato:** Que sirve de soporte a la vegetación, y permite la fijación de la población microbiana (en forma de biopelícula) que va a participar en la mayoría de los procesos de eliminación de los contaminantes.
- **La vegetación (macrófitas):** Que contribuye a la oxigenación del sustrato, a la eliminación de nutrientes y en la que también tiene lugar el desarrollo de la biopelícula.
- **El agua a tratar:** Que circula a través del sustrato y de la vegetación.

4.1. Tipos de humedales artificiales

Dependiendo de si el agua a tratar circula a través de los humedales superficialmente (por encima del sustrato) o de forma subterránea (a través del sustrato), los humedales artificiales se clasifican en:

- Humedales artificiales de flujo superficial.

- Humedales artificiales de flujo subsuperficial.

4.1.1. Humedales artificiales de flujo superficial (HAFS)

En este tipo de humedales (Figura 4.7), el agua se encuentra expuesta directamente a la atmósfera y circula, preferentemente, a través de los tallos de las plantas. Estos humedales pueden considerarse como una variedad de los lagunajes clásicos, con las diferencias de que se opera con menores profundidades de la lámina de agua (inferiores a 0.4 m), y de que las balsas se encuentran colonizadas por plantas acuáticas emergentes (Lahora, 2001).

Los HAFS suelen ser instalaciones de varias hectáreas que, principalmente, tratan efluentes procedentes de tratamientos secundarios, y que también se emplean para crear y restaurar ecosistemas acuáticos.

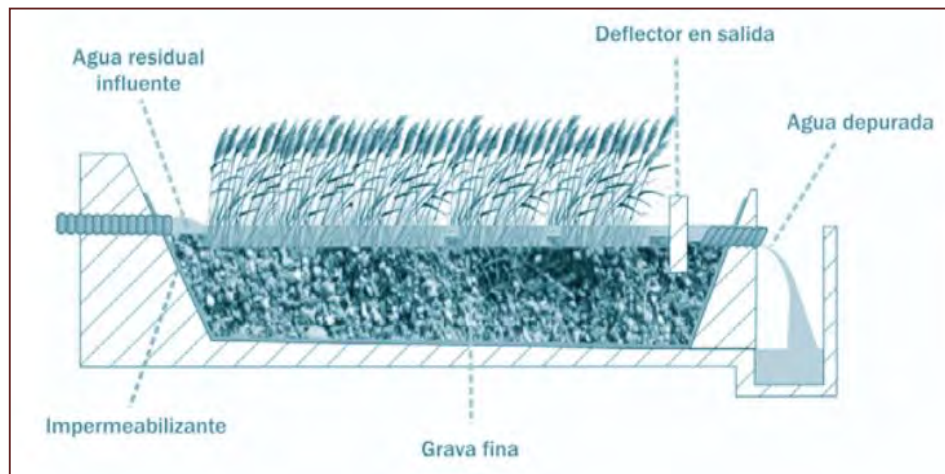


Figura 4.7. Corte longitudinal de un humedal artificial de flujo superficial

4.1.2. Humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS)

En estos humedales el agua a tratar circula exclusivamente a través de un material granular (arena, gravilla, grava), de permeabilidad suficiente, confinado en un recinto impermeabilizado y que sirve de soporte para el enraizamiento de la vegetación que, habitualmente, suele ser carrizo.

Generalmente, los HAFSS son instalaciones de menor tamaño que los de flujo superficial y, en la mayoría de los casos, se emplean para el tratamiento de las aguas residuales generadas en núcleos de población de menos de 2000 habitantes (Peña *et al*, 2003).

Según la dirección en la que circulan las aguas a través del sustrato, los HAFSS se clasifican en horizontales y verticales (Figuras 4.8 y 4.9).

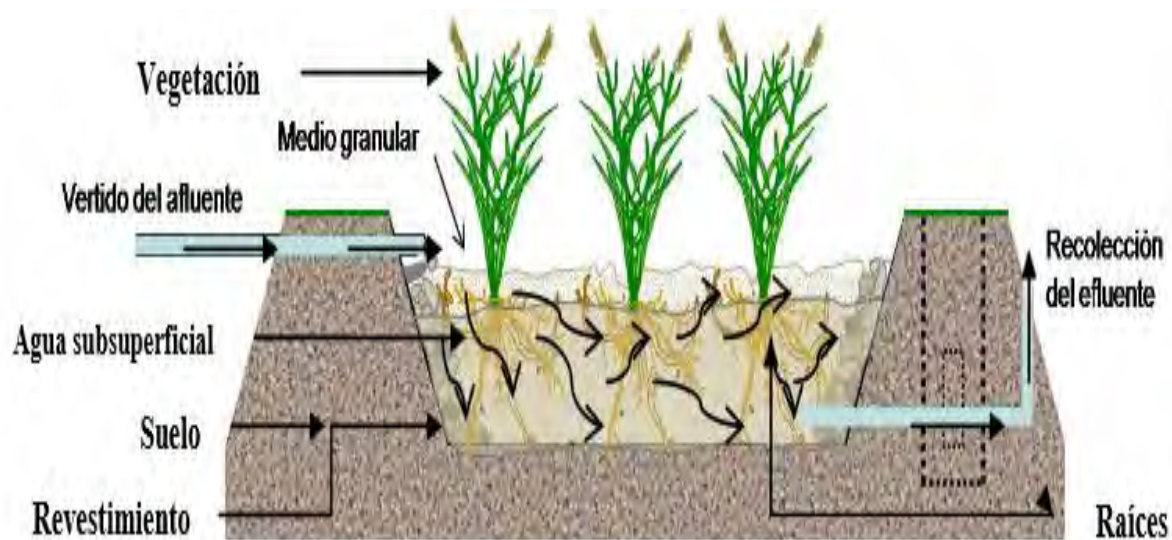


Figura 4.8. Humedal artificial subsuperficial horizontal (HAFSSH)

Los HAFSS horizontales la alimentación se efectúa de forma continua, atravesando las aguas horizontalmente un sustrato filtrante de gravillas-grava, de unos 0.6 m. de espesor, en el que se fija la vegetación. A la salida de los humedales, una tubería flexible permite controlar el nivel de encharcamiento que suele mantenerse unos 5 cm. por debajo del nivel de los áridos, lo que impide que las aguas sean visibles (Hoffman *et al*, 2011).

En los HAFSS verticales la alimentación se efectúa de forma intermitente, para lo que se recurre generalmente al empleo de sifones. Las aguas circulan verticalmente a través de un sustrato filtrante de arena-gravilla, de aproximadamente 1 m. de espesor, en el que se fija la vegetación. En el fondo de los humedales, una red de drenaje permite la recogida de los efluentes depurados. A esta red de drenaje se conectan un conjunto de chimeneas, que sobresalen de la capa de áridos, al objeto de incrementar la oxigenación del sustrato filtrante.

Este tipo de humedales opera con cargas superficiales orgánicas superiores a las que se emplean en los horizontales y genera efluentes con un mayor grado de oxigenación. Mientras que los HAFSS horizontales operan con tiempos de retención hidráulica de varios días, en los verticales estos tiempos son tan sólo de unas horas (Rodríguez; Duran, 2006).

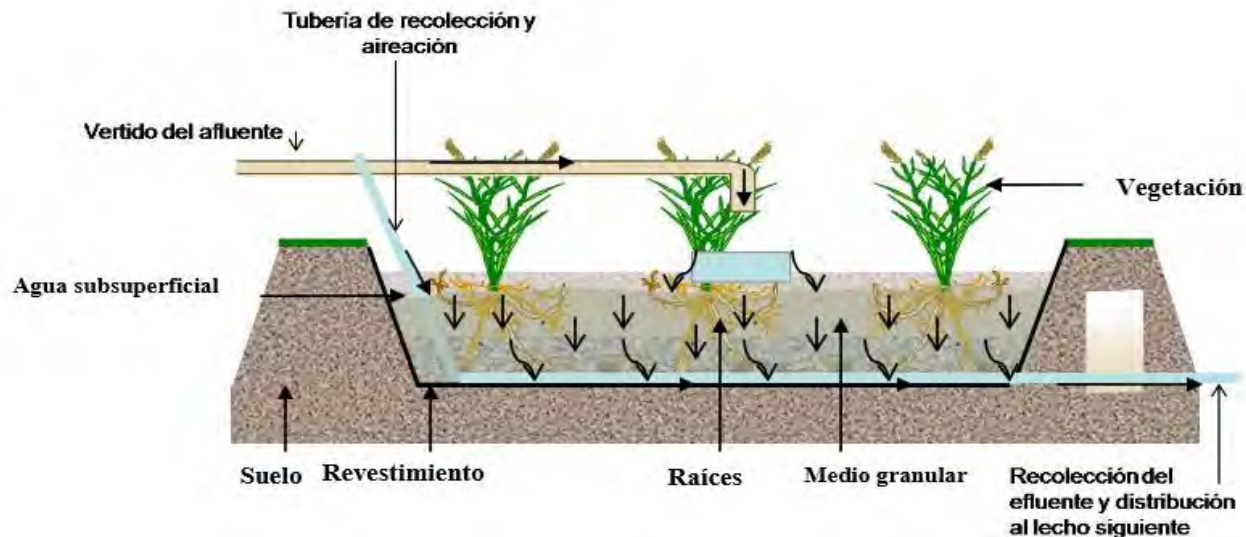


Figura 4.9. Humedal artificial subsuperficial vertical (HAFSSV)

4.2. Esquemas de funcionamiento

4.2.1. Humedales artificiales de flujo superficial

Los HAFS suelen ubicarse a continuación de estaciones de depuración que alcanzan niveles de tratamiento secundario.

4.2.2. Humedales artificiales de flujo subsuperficial

En este tipo de humedales el esquema del proceso es, en esencia, semejante al de un tratamiento convencional, constando de pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y, opcionalmente, tratamiento terciario. Puesto que el pretratamiento y el tratamiento primario se han estudiado en profundidad, se describe a continuación el tratamiento secundario y el terciario.

4.2.2.1. Tratamiento secundario

El tratamiento secundario está constituido por los propios humedales artificiales, que se alimentan con los efluentes procedentes de las fosas sépticas o de los tanques Imhoff. Puede presentarse con tratamiento primario mediante tanque Imhoff, o mediante fosa séptica (Peña *et al*, 2003).

4.2.2.2. Tratamiento terciario

En ocasiones se someten a los efluentes de los HAFSS a una etapa de afino en lagunas de maduración para mejorar, principalmente, el grado de abatimiento de los organismos patógenos. Esta eliminación se produce, fundamentalmente, por la acción de la radiación ultravioleta de la luz solar.

4.2.2.3. Combinaciones de HAFSS verticales y horizontales

El objetivo básico de este tipo de combinación de humedales artificiales es la mejora en los rendimientos de eliminación de nitrógeno (Peña et al, 2003). En los HAFSS verticales, colocados en cabecera del proceso, se producen procesos de nitrificación, mientras que en los horizontales, situados a continuación, se dan los fenómenos de desnitrificación, escapando el nitrógeno, en forma gaseosa, a la atmósfera.

4.2.2.4. Combinación de HAFSS verticales sin tratamiento primario

Esta combinación consta de dos conjuntos de HAFSS verticales dispuestos en serie. Las aguas residuales, tras su paso por una reja de desbaste de unos 2 cm de paso y sin ser sometidas a una etapa de tratamiento primario, alimentan de forma intermitente a la primera etapa de humedales. Los efluentes de esta primera etapa se reúnen y, con la ayuda de un segundo sifón, alimentan de forma discontinua a la segunda etapa.

Cada humedal que integra la primera fase del tratamiento se somete alternativamente a dos fases operativas (García; Mujeriego; 1997):

- Una fase de alimentación: durante 3-4 días las aguas alimentan a un único filtro de la primera etapa.
- Una fase de reposo: con una duración de al menos dos veces superior a la fase de alimentación (6-8 días).

Esta alternancia entre las fases de alimentación y reposo es fundamental para regular el crecimiento de la biomasa adherida al sustrato, mantener las condiciones aerobias y mineralizar los depósitos orgánicos procedentes de las materias en suspensión presentes en las aguas residuales y retenidas en los filtros de la primera etapa (Liénard *et al*, 1990).

4.3. Mecanismos de depuración

Eliminación de sólidos en suspensión

Los principales mecanismos que intervienen en la eliminación de la materia en suspensión en los humedales artificiales son (Seoáñez, 1999):

Sedimentación: La materia en suspensión sedimentable (principalmente de naturaleza orgánica), presente en las aguas a tratar, decanta por la acción exclusiva de la gravedad.

Floculación: Permite la sedimentación de partículas de pequeño tamaño, o de menor densidad que el agua, al producirse agregados de las mismas con capacidad para decantar.

Filtración: Se produce la retención de materia en suspensión al pasar las aguas a través del conjunto que forman el sustrato y los rizomas, raíces y tallos de la vegetación.

En el caso de los HAFS, la eliminación de la materia en suspensión tiene lugar, principalmente, por fenómenos de sedimentación y filtración de las aguas a su paso por toda la masa de tallos y de los restos de vegetación caídos a la masa de agua.

Los sólidos de naturaleza orgánica retenidos en el sustrato sufren reacciones de biodegradación que se aceleran en los momentos del año de temperaturas más elevadas. Esta degradación supone una fuente interna de materia orgánica disuelta, lo que podría explicar, según el informe (USEPA 2000); por qué los HAFSS no presentan en época veraniega rendimientos más elevados de eliminación de materia orgánica que los que se logran en el periodo invernal.

En la actualidad, se comienza a trabajar combinando filtros de turba y humedales artificiales de flujo subsuperficial, prescindiendo del tratamiento primario mediante fosas sépticas o tanques Imhoff (Salas *et al*, 2005). Los elevados rendimientos de eliminación de sólidos en suspensión que se alcanzan en los filtros de turba (del orden del 90%), y la facilidad de manejo de los subproductos generados, costras secas en lugar de lodos líquidos, auguran un futuro prometedor para esta combinación de tecnologías no convencionales.

Eliminación de materia orgánica

La materia orgánica presente en forma de materia en suspensión sedimentable en las aguas residuales a tratar, irá decantando paulatinamente en los humedales y experimentará procesos de degradación biológica.

Igualmente, parte de la materia orgánica presente en forma particulada quedará retenida por filtración, al pasar las aguas por el entramado sustrato-raíces-tallos.

La eliminación de materia orgánica por las dos vías descritas transcurre de forma rápida. En el caso de los HAFSS, casi la mitad de la DBO_5 se elimina al pasar las aguas por los primeros metros del humedal (Aguirre, P; 2004).

Sobre la materia orgánica disuelta, al igual que sobre la particulada, actúan los microorganismos presentes en el humedal, principalmente bacterias, que utilizarán esta materia orgánica a modo de sustrato.

En el caso de los humedales artificiales de flujo superficial, la principal fuente de aportación de oxígeno a la masa líquida viene representada por los fenómenos de reaeración superficial provocados por el viento.

En el caso de los humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical, la oxigenación del sustrato filtrante en el que se encuentran adheridas las bacterias en forma de biopelícula, se produce, básicamente, por la intermitencia en la forma de administrar la alimentación de aguas a tratar y por la propia configuración de este tipo de humedales que permite que, una vez finalizado un ciclo de alimentación, las aguas discurren en sentido descendente a lo largo del sustrato, volviendo el aire a ocupar los huecos que van quedando libres como consecuencia de este descenso (Rojo, 2000).

La vegetación propia de los humedales artificiales (plantas acuáticas emergentes), también contribuyen a la oxigenación, suministrando a través de sus raíces y rizomas parte del oxígeno que es producido por fotosíntesis en las hojas, y que es transportado a lo largo de un canal hueco conocido como aerénquima

En el caso de los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, la presencia de oxígeno es mucho menor, debido a que el medio se encuentra saturado por agua, que desplaza a los gases atmosféricos de los poros, dando lugar a un sustrato anóxico.

En las zonas de los humedales carentes de oxígeno molecular, la degradación de la materia orgánica transcurre vía anaerobia, a lo largo de una serie de etapas concatenadas, en las que los compuestos resultantes de cada etapa sirven de sustrato a la etapa siguiente, tal como se vio en la parte dedicada al lagunaje anaerobio (Izembart, 2003).

Eliminación de nutrientes

Nitrógeno: En las aguas residuales urbanas el nitrógeno puede encontrarse principalmente en forma orgánica y en forma amoniacal y, en mucha menor cuantía, como nitritos o nitratos.

Mediante procesos de amonificación, por vía enzimática, las fracciones de nitrógeno en forma orgánica se transforman en formas amoniacales, parte de las cuales son asimiladas por los propios microorganismos, que la incorporan a su masa celular.

En los humedales artificiales la eliminación del nitrógeno en forma amoniacal transcurre básicamente por dos vías principales: asimilación por las propias plantas del humedal y procesos de nitrificación-desnitrificación (Rodríguez; Duran; 2006).

Las bacterias nitrificantes son organismos extremadamente sensibles a gran cantidad de sustancias inhibitoras, tanto orgánicas como inorgánicas, que pueden impedir el crecimiento y la actividad de estos organismos.

La desnitrificación se realiza por bacterias facultativas heterótrofas (*Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Spirillum*), en condiciones de anoxia y en dos etapas (Delgadillo *et al*, 2010).

En los HAFSS vertical se potencian los procesos de nitrificación debido, fundamentalmente, a que se alimentan de forma intermitente, lo que favorece un lecho más oxidado y, por tanto, más eficiente.

La adopción de sistemas combinados de humedales con diferentes características de flujo, HAFSS vertical seguidos de HAFSS horizontal, permite mejorar notablemente la eliminación de nitrógeno, al favorecerse en la primera etapa la nitrificación y la desnitrificación en la segunda (Rodríguez; Duran; 2006).

Fósforo: En las aguas residuales urbanas el fósforo se encuentra tanto en forma orgánica, como en forma de ortofosfato inorgánico o de fosfatos complejos. Estos últimos, en el transcurso de los tratamientos biológicos se hidrolizan dando lugar a ortofosfatos, incorporándose entre el 10-20% de los mismos a la biomasa bacteriana.

Las principales vías para la eliminación del fósforo en los humedales artificiales son (Luna; Ramírez; 2004):

Absorción directa por parte de las plantas.

Adsorción sobre partículas de arcilla, partículas orgánicas y compuestos de hierro y aluminio.

Precipitación, mediante reacciones del fósforo con el hierro, aluminio y calcio presentes en las aguas, dando lugar a la formación de fosfatos insolubles.

Se ha observado que en los HAFSS inicialmente se retiene una mayor cantidad de fósforo, como consecuencia de que en esta etapa el sustrato presenta una mayor cantidad de zonas disponibles para su adsorción, disminuyendo paulatinamente esta capacidad de retención con el tiempo.

Eliminación de metales pesados

La eliminación de metales (cadmio, cinc, cobre, cromo, mercurio, selenio, plomo), en humedales artificiales, tiene lugar a través de diferentes vías (Seoáñez, 1999):

- Procesos de adsorción.
- Precipitación química.
- Sedimentación.
- Asimilación por parte de las plantas.

Los metales retenidos pueden volver a liberarse en determinadas épocas del año, en función de las variaciones del potencial de óxido-reducción que tienen lugar dentro del sistema.

Eliminación de patógenos

Se logra por diferentes mecanismos, destacando entre ellos:

- La adsorción sobre las partículas del sustrato.
- La toxicidad que sobre los organismos patógenos ejercen los antibióticos producidos por las raíces de las plantas.
- La acción depredadora de bacteriófagos y protozoos.

En los humedales artificiales la eliminación de coliformes fecales se ajusta a modelos de cinética de primer orden, lográndose la mayor parte del abatimiento de los patógenos en los primeros tramos de los humedales, de forma que hacia la mitad de los mismos ya se ha eliminado del orden del 80% de los mismos (Hoffman *et al*, 2011).

La Figura 4.10 muestra los principales procesos que se dan en los humedales artificiales y que conducen a la reducción de los distintos contaminantes presentes en las aguas residuales objeto de tratamiento.

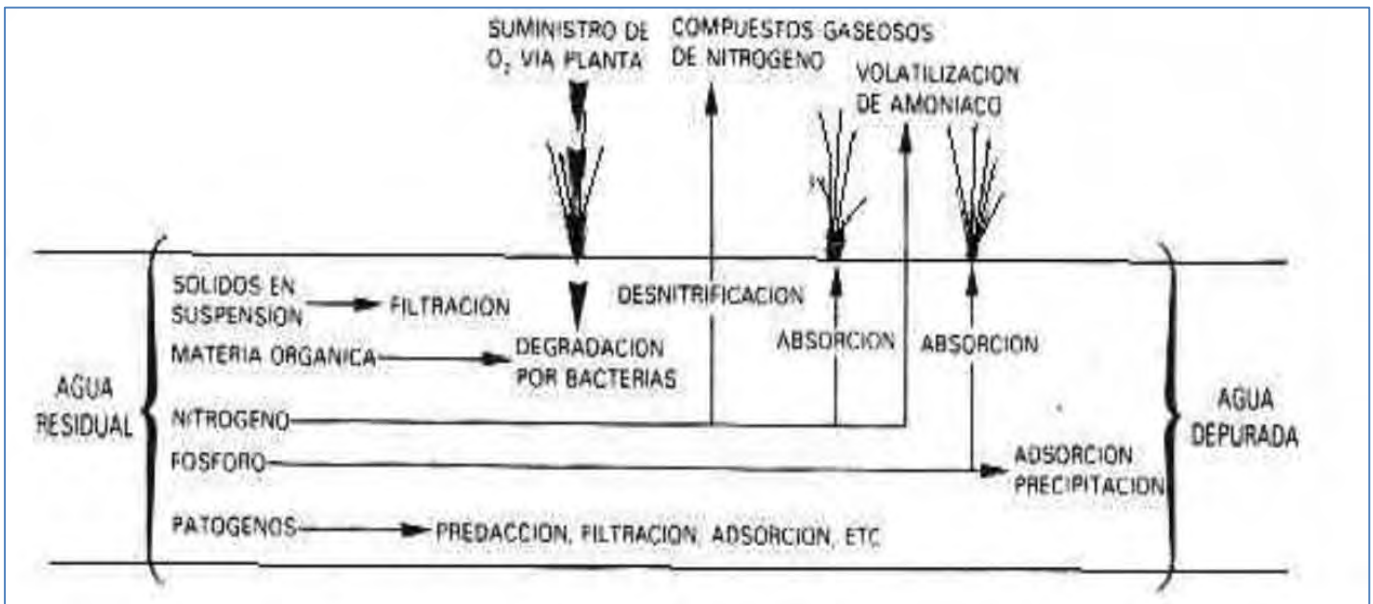


Figura 4.10. Principales procesos de depuración que tienen lugar en los humedales artificiales

4.4. Rendimientos de depuración

4.4.1. Humedales artificiales de flujo superficial

Dado que los HAFS se suelen emplear a modo de tratamiento terciario, presentando las aguas influentes características muy variadas en función del grado de depuración alcanzado en las

etapas previas, para mostrar los rendimientos que se alcanzan en este tipo de humedales se ha optado por presentar las características medias de los influentes y efluentes de un conjunto de 27 HAFS (Tabla 4.8).

Tabla 4.8. Características medias de las corrientes de entrada y salida

Constituyente	Influente	Efluente
Sólidos en suspensión (mg/l)	69	15
DBO ₅ (mg/l)	70	15
N-NTK (mg/l)	18	11
N-NH ₃ NH ₄ (mg/l)	9	7
N-NO ₃ (mg/l)	3	1
N total (mg/l)	12	4
P total (mg/l)	4	2
P disuelto (mg/l)	3	2
Coliformes fecales (nº/100 ml)	73.000	1.320

(USEPA, 2000).

4.4.2. Humedales artificiales de flujo subsuperficial

La Tabla 4.9 muestra los rendimientos medios de depuración que se alcanzan con el empleo de HAFSS.

Tabla 4.9. Rendimientos de depuración en HAFSS

Parámetro	%
Sólidos en Suspensión	85 – 95
DBO ₅	85 – 95
DQO	80 – 90
N	20 – 40
P	15 – 30
Coliformes fecales	90 – 99

(USEPA, 2000).

Tabla 4.10. Rendimiento físico-químico para una estación depuradora con sistemas naturales en una casa de campo

	Entrada (Promedio)	Salida (Promedio)	Eficiencia
DBO ₅ (mg/l)	140	20.8	85%
DQO (mg/l)	233	38.3	84%
Fosfatos (mg/l)	11	1.2	89%
Amonio (mg/l)	35	10.7	70%
Nitrógeno total (mg/l)	77	7	91%

(Aquanea, 2010).

4.5. Ventajas y desventajas de los humedales artificiales

Los humedales artificiales, como cualquier otro sistema de depuración de aguas residuales, presentan una serie de ventajas e inconvenientes que pueden aconsejar o no su utilización en cada caso concreto:

Ventajas:

- Sencillez operativa, al limitarse las labores de explotación a la retirada de residuos del pretratamiento y al corte y retirada de la vegetación una vez seca.
- Consumo energético nulo si las aguas residuales a tratar pueden circular por gravedad hasta los humedales.
- Inexistencia de averías al carecer de equipos mecánicos.
- En el caso de los HAFS y de los HAFSS de flujo horizontal, al operar con elevados tiempos de retención, se toleran bien las puntas de caudal y de carga (Seoáñez, 1999).
- Escasa generación de lodos en el tratamiento primario. Si se emplean fosas sépticas o tanques Imhoff, la retirada de los lodos se espacia en el tiempo (CALTUR, 2008).
- Posible aprovechamiento de la biomasa vegetal generada (ornamentación, alimentación animal).
- Los humedales de flujo superficial permiten la creación y restauración de zonas húmedas aptas para potenciar la vida salvaje, la educación ambiental y las zonas de recreo.

- Mínima producción de olores al no estar expuestas al aire las aguas a tratar en los humedales de flujo subsuperficial y por alimentarse con efluentes ya depurados los humedales de flujo superficial.
- Perfecta integración ambiental.

Desventajas:

- Exigen más superficie de terreno para su implantación que las Tecnologías Convencionales de depuración, lo que puede repercutir grandemente en los costes de construcción si conlleva la adquisición de los terrenos.
- Larga puesta en marcha que va desde meses a un año en sistemas de flujo subsuperficial, hasta varios años en los sistemas de flujo superficial.
- Los humedales de flujo subsuperficial presentan riesgos de colmatación del sustrato, si este no se elige convenientemente no funcionan correctamente las etapas de pretratamiento y tratamiento primario, o si la instalación recibe vertidos anómalos con elevadas concentraciones de sólidos en suspensión o grasas (Delgadillo et al, 2010).
- Pérdidas de agua por evapotranspiración, lo que incrementa la salinidad de los efluentes depurados.
- Posible aparición de mosquitos en los humedales de flujo libre.
- Los humedales artificiales presentan pocas posibilidades de actuación y control ante modificaciones de las condiciones operativas, por lo que es muy importante que estén bien concebidos, dimensionados y construidos.

CAPITULO 5 CONCLUSIONES

Se sabe que alternativas para el tratamiento del agua residual doméstica mostradas en este documento, son y probablemente serán uno de los procesos más eficientes que existen para el tratamiento de las mismas. Cabe mencionar que la sencillez y practicidad de estas alternativas en relación con otras alternativas convencionales ya existentes, tanto operacional como constructivo, tienen generalmente sus actividades de operación y mantenimiento despreciada.

Las fosas sépticas y letrinas son los métodos más usados en las comunidades rurales como tratamiento primario de las aguas residuales domésticas, debido a su sencillez constructiva y operacional. Cabe mencionar, que para tratamientos posteriores los sistemas de aplicación subsuperficial, las lagunas y humedales artificiales presentan una viable alternativa sustentable, sin embargo, hay que ser consciente que estas alternativas adoptan un proceso de depuración natural, por lo que su operación y buen funcionamiento debe ser monitoreado constantemente .

Es decir, para que se alcance el éxito esperado en el desarrollo de un proyecto de saneamiento, es necesaria que sean establecidas políticas y organización administrativa adecuadas, además de los recursos necesarios para asegurar total éxito en todas las fases de la vida útil de estos sistemas.

Los proyectos de saneamiento fracasan muchas veces por falta de organización, de apoyo del gobierno, de conocimiento y apoyo de la comunidad, lo mismo que por falta de interés del sector. Cabe añadir, que uno de los motivos de ese fracaso es la falta de comprensión de los beneficios que podrán ser obtenidos por la comunidad, ya que no pueden ser fácilmente cuantificados. Otro factor importante es la falta de conocimiento que existe, tanto de los habitantes de las comunidades, como muchas veces, de los propios técnicos, de las tecnologías apropiadas y de bajo costo que podrán ser usadas para las áreas urbanas y rurales de nuestros países.

BIBLIOGRAFIA

Aguirre, P. (2004). Mecanismos de eliminación de la materia orgánica y de los nutrientes en humedales construidos de flujo subsuperficial. Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. (pp. 17-29). (Ed. CPET). Barcelona.

Almedom A; Blumenthal U; Manderson L; (1997). Procedimientos para la evaluación de la higiene-Enfoques y métodos para evaluar prácticas de higiene relacionadas con el agua y saneamiento. International Nutrition Foundation for Developing Countries (INFDC), Australian Centre for International and Tropical Health and Nutrition, University of Queensland Medical School.

American Water Works Association, 2002. Calidad y tratamiento del agua. *Manual de suministros de agua comunitaria*. (5^{ta} Ed). (p.61). McGraw-Hill/Interamericana de España.

Aquanea "Bioingeniería aplicada al paisaje" (2010). Sistemas de depuración natural con humedales artificiales. Barcelona. Consultado el 26 agosto de 2015 en:

Brikké F, (1999). Operation and Maintenance of Rural Water Supply and Sanitation Systems, International Water and Sanitation Centre (IRC), World Health Organization (WHO). (pp. 2-45).

Caircross S; Feachem R; (1996). Environmental Health Engineering in the Tropics. Types of Excreta Disposal System. (2^{da} Ed.). United States (p. 119).

CALTUR "Plan Nacional de Calidad Turística del Perú" (2008). Manual Técnico de Difusión; Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales para Albergues en Zonas.

CENTA (2008). Manual de depuración de aguas residuales urbanas. p. 16 (Ed. Ideasmares). Monográficos de Centro América.

Clair, N; Perry, L; Gene, F. (2001). Química Para Ingeniería Ambiental. (4^a Ed) (pp. 34-35). McGraw-Hill INTERAMERICANA.

Cohn P; Cox M; Beger P; (2002). Calidad y tratamiento del agua. Manual de suministros de agua comunitaria. (5^a Ed). (p. 55). McGraw-Hill INTERAMERICANA España.

Collado, Ramón. (1992). Depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades. Colegio de ingenieros de caminos, canales y puertos. España.

Collí, M. J. (2000). Paquetes tecnológicos para el tratamiento de excretas y aguas residuales en comunidades rurales. Libro II, (3^a Ed). Sección, Tema 3.3. Manual de diseño de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Semarnat, CNA, IMTA, (pp. 29-113).

CNA-IMTA (1992). Manual simplificado para el diseño, operación y evaluación de lagunas de estabilización de aguas residuales. Coordinación de Tecnología Hidráulica Urbano Industrial, Subordinación de Potabilización y Aprovechamiento de Aguas Residuales.

CONAGUA: (2012). Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales e indicadores, clave y desempeño ambiental. Consultado el 30 noviembre del 2014 en

http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/06_agua/cap6_2.html

CONAGUA (2013). Manual de sistemas de tratamiento de aguas residuales utilizados en Japón. Consultado el 24 marzo 2014 en

<http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/SGAPDS-3-13.pdf>

Crites, R. y Tchobanoglous, G. (2000). Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. McGraw-Hill Interamericana, Santa Fe de Bogotá (Colombia).

Delgadillo O; Camacho A; Pérez L; Andrade M; (2010). Serie técnica; Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Centro AGUA de la UMSS (Bolivia) y el Departamento de Productos Naturales, Biología Vegetal y Edafología de la Universidad de Barcelona (España).

Escobar, N. A. (1986). Geografía general del estado de Quintana Roo. (pp. 50-51). Fondo editorial del gobierno del estado de Quintana Roo.

FAO; (2012). Informe nacional sobre el estado de los recursos filogenéticos para la agricultura y alimentación. Consultado el 3 de diciembre del 2014 en

<http://www.fao.org/docrep/013/i1500e/Mexico.pdf>

Fair, G; Geyer, J. (2001). Purificación de aguas y tratamiento de remoción de aguas residuales. (p. 764). Limusa. México, D.F.

Ferrer; Seco; (2003). Tratamientos biológicos de aguas residuales. (p.23). Universidad Politécnica de Valencia. España.

Fondo de las Naciones Unidas para Actividades en materia de Población (FNUAP). (2001). El estado de La población mundial. Consultado el 8 noviembre del 2014 en <http://www.unfpa.org>

Franco F, (2005). Diseño Construcción y Evaluación de lagunas de Estabilización. Universidad Católica; Facultad de Ciencias y Tecnología. Paraguay. Consultado el 25 julio del 2015 en:

García, J y Mujeriego, R. (1997). Humedales construidos de flujo superficial para tratamiento terciario de aguas residuales urbanas en base a la creación de nuevos ecosistemas. Tecnoambiente, (pp.75, 37-42).

Glas D; Carazco B; Gonzales M; (1998). La vivienda verde. Protección ambiental a nivel hogar. México, UNICEF (pp. 69-77).

Henry; Mongue Moscoso; Oakley; Salguero; Sarabia; (2011). Tratamiento de las Aguas Residuales Domésticas en Centroamérica. Un Manual de Experiencias, Diseño, Operación y Sostenibilidad. USAID; CCAD. Consultado el 1 agosto 2015 en:

Hess, M.L. (1980), Operación y Mantenimiento de Lagunas de Estabilización, in: "Curso para Ingenieros sobre Operación y Mantenimiento de Lagunas para Estabilización de Aguas Residuales", Lima, Perú.

Hernández M. A. (1992). Saneamiento y alcantarillado. Cátedra de ingeniería sanitaria y medio ambiente. (3^{ra} Ed). (p.43). España.

IGME. (2003). La depuración de aguas residuales urbanas de pequeñas poblaciones mediante infiltración directa en el terreno. (pp. 168). ISBN: 84-7840-464-3.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI); 2010. Distribución de la población mexicana y su economía sectorial. Consultado el 30 de agosto del 2015 en

http://www.inegi.org.mx/inegi/SPC/doc/INTERNET/1-GEOGRAFIADDEMEXICO/MANUAL_DISTRIB_POB_MEX_VS_ENERO_29_2008.pdf

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI); 2013. Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa. Consultado el 14 de julio del 2015 en:

www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/.../AEGPEF_2013.pdf

Izembart H; (2003). El tratamiento de aguas residuales mediante sistemas vegetales. Gustavo Gili, SA, Barcelona. Traducción: English traslation.

Jouravlev A; (2004). Los servicios de agua potable y saneamiento en el umbral del siglo XXI. Recursos naturales e infraestructura. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).

Lahora A; (2001). Depuración de Aguas Residuales Mediante Humedales Artificiales: La EDAR de los Gallardo (Almería). Gestión de Aguas del Levante Almeriense. España.

Lesur, Luis. (2007). Manual de mantenimiento de cisternas, tinacos y fosas sépticas; una guía paso a paso. (1^{er} Ed). (p. 40). México.

Letterman, R.D. (1999). WATER Quality and Treatment. (5^a Ed). p.132. McGraw-Hill. U.S.A.

Lienard, A., Boutin, C. y Esser, D. (1990). Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. Constructed Wetlands in Water pollution Control. Cooper R.E. and Findlater B.C. (ed.), Pergamon Press. Oxford, UK, (pp. 183-192).

Luna V; Ramírez H; (2004). Medios de Soporte Alternativos para la Remoción de Fósforo en Humedales Artificiales. UNAM; Facultad de Química; Departamento de Biología; México.

Mendoça, S. R. (2000). Sistemas de lagunas de estabilización. Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío. McGraw-Hill Interamericana, Santa Fe de Bogotá (Colombia).

Metcalf&Eddy; (2000). Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. McGraw-Hill. Inc.

METCALF & EDDY, (2004). Wastewater Engineering; Treatment and Reuse. Disposal, Reuse. (4^{ta} Ed.). McGraw-Hill.

MOPT (Ministerio de Obras Públicas y Transportes (1991). Depuración por lagunaje de aguas residuales. Manual de operadores. Monografías de la Secretaría de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente. Centro de Publicaciones del MOPT (Madrid).

New York United Nations Development Programme (UNDP), United Nations Department of Economic and Social Affairs (UNDESA), World Energy Council (WEC), (2000). World Energy Assessment: Energy and the Challenge of Sustainability.

OPS; CEPIS; (2003). Especificaciones técnicas para el diseño de zanjas filtro y filtros superficiales de arena. Unidad de apoyo técnico para el saneamiento básico del área rural.

Pardo M; Rodríguez M; (2010). Cambio climático y lucha contra la pobreza. (p.217). Madrid: Fundación Carolina y siglo XXI.

Pérez M; Rojo C; (2000). Función depuradora de los humedales I: una revisión bibliográfica sobre el papel de los macrófitos. Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología evolutiva Universidad de Valencia. España.

Pérez, F; Urrea, M. (2011). Abastecimiento de agua. Colombia. Universidad politécnica de Cartagena. Consultado el 14 diciembre 2014 en

http://ocw.bib.upct.es/pluginfile.php/6015/mod_resource/content/1/Tema_04_CHARACTER_FIS_QUIM.pdf

Peavy, S.H; Donald, R.R; Tchobanoglous, G. (1985). Environmental Engineering. (p. 699). (2ª Ed). McGraw-Hill. U.S.U.

Peña M; Van Ginneken M; Madera C; (2003). Humedales de Flujo Subsuperficial; Una Alternativa Natural para el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas en Zonas. Facultad de Ingeniería; Universidad del Valle. Colombia.

PNUMA. (2011). Seguimiento a nuestro medio ambiente en transformación: de Rio a Rio+20 (1992-2012). División de evaluación y alerta temprana (DEWA), Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), Nairobi. http://www.unep.org/geo/pdfs/Keeping_Track_es.pdf

Ramsar (Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas) (2004). Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales. Manual 8; manejo de humedales. Suiza. (2ª Ed). Convención de humedales.

Reynoso R; (2008). Mecanismos de Eliminación de Patógenos en Sistemas de Tratamiento de Agua Residuales. Universidad de León; Área de Ecología; Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental. Consultado el 30 de julio de 2015 en:

Rodríguez J; Duran C; (2006). Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco. UNAM; Facultad de Química; programa de ingeniería Química Ambiental. México.

Rojo, E. (1988). Aspectos biológicos del lagunaje. Consejería de Política Territorial y Obras Públicas de la Comunidad Autónoma de la Región Murciana.

Romero, R.J (1999). Tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización. (3^{ra} Ed). (p. 61). Alfaomega. Colombia.

Saenz R; (1992). Predicción de la Calidad del Efluente en Lagunas de Estabilización. OPS/OMS Washington, D.C. consultado el 20 de agosto del 2015 en:

Salas, J., Pidre, J., Solís, G. y Ternero, M. (2005). Mejoras en el proceso de depuración de aguas residuales urbanas mediante filtros de turba. VI Simposio del Agua en Andalucía, tomo II, (pp. 1163-1172).

Sánchez-Vega JT, Romero-Cabello R, Dauajare-Cinta SV. Contaminación biológica del agua de consumo en una comunidad del Distrito Federal. Salud Pública México 1980; XXII; 275-280.

Seoánez M; (1999). Aguas residuales: Tratamiento por Humedales Artificiales; Fundamentos científicos, Tecnología y Diseño. Mundi-Prensa. España.

Seoánez, M. (1999). Ingeniería del medio ambiente aplicado al medio natural continental. (2^a Ed). (pp.324-325). Ediciones Mundi-Prensa, España.

Tavira I; (1994). Saneamiento rural. Manual de diseño de agua potable y alcantarillado y saneamiento. Libro II. (3^{ra} Ed.). CNA, (pp. 15-81).

Terence J. M; (1999). Abastecimiento De Agua Y Alcantarillado. Ingeniería Ambiental. 6^o Ed., Mc Graw Hill.

USEPA, (2000). Decentralized Systems Technology Fact Sheet. Septic System Tank, Unite States Environmental Protection Agency, EPA 832-F-00-040.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2000). Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/010, USEPA Office of Research and Development. Cincinnati, OH.

Water for the Word, Constructing Septic Tanks, Technical note No. SAN.2.C.# U.S. Agency for International Development (p.9).