

OPS/CEPIS/PUB/00.56
Original: inglés



**CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA
Y CIENCIAS DEL AMBIENTE (CEPIS)**

**INFORME NÚMERO 43 DE MARC
UN DOCUMENTO DE EIA**

EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL

Ubicación y diseño de emisarios submarinos

CENTRO DE INVESTIGACIÓN DE MONITOREO Y EVALUACIÓN
King's College London, Universidad de Londres

**DIVISIÓN DE SALUD Y AMBIENTE
ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD
OFICINA SANITARIA PANAMERICANA, OFICINA REGIONAL DE LA
ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD**





CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA
Y CIENCIAS DEL AMBIENTE (CEPIS)
ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD
División de Salud y Ambiente



EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL

Ubicación y diseño de emisarios submarinos

por Russell G. Ludwig*

Traducido por: Henry J. Salas**

Documento Guía de EIA (1988)

Preparado conjuntamente por:



**Centro de Investigación de Monitoreo y Evaluación
King's College London, Universidad de Londres**



Organización Mundial de la Salud

**Con el apoyo del
Sistema Mundial de Monitoreo Ambiental
Programa Ambiental de las Naciones Unidas**

* Ingeniero Consultor, Río de Janeiro, Brasil

** Asesor de Contaminación de Agua, CEPIS

ISBN 0 905918 39 8

PREFACIO

Existe una creciente preocupación a nivel mundial acerca de la necesidad de evaluar las consecuencias de muchos proyectos y políticas principales de desarrollo sobre la salud humana. La creencia que "prevenir es mejor que curar" nunca estuvo más aplicable que en la evaluación del daño potencial que puede ocurrir cuando se implementan estos proyectos, particularmente en países en desarrollo. La planificación adecuada del desarrollo y la aplicación de guías aceptables son esenciales, desde un principio, para evitar efectos dañinos a la salud.

En el Centro de Investigación de Monitoreo y Evaluación (MARC por sus siglas en inglés) se ha desarrollado una serie de documentos guías principales en cooperación con la Organización Mundial de la Salud (OMS) para la evaluación de los efectos globales a la salud y bienestar humano en el contexto del proceso de Evaluación del Impacto Ambiental. Estos documentos resaltan temas sustantivos relacionados con la toma de decisiones y la evaluación de los impactos. El propósito es proporcionar una fuente compacta de referencias que muestren una perspectiva rápida de las cuestiones importantes para los diferentes tipos de proyectos e información que ayude a guiar en la evaluación de impactos y alternativas. Estudios de caso se presentarán, en lo posible, para brindar una perspectiva práctica dentro del marco conceptual.

Una serie de documentos guías trata sobre asuntos metodológicos y problemas sustantivos acerca de la toma de decisiones y proporciona información de base. La segunda serie de documentos, también en la serie MARC, proporcionará guías específicas relacionadas con las propuestas de diseño que se centran en las clases de proyectos que afectan la salud y bienestar humano.

Los documentos están diseñados para apoyar a los funcionarios de las agencias de salud y a los que toman decisiones en países en desarrollo en tratar aspectos de salud y bienestar humano relacionados con proyectos de desarrollo. Los documentos también serán de utilidad para los egresados que están ganando experiencia en la gestión efectiva del impacto, ya sean en su curso de capacitación o cuando asuman mayores responsabilidades en los proyectos de desarrollo de la comunidad.

P.J. Peterson
Director

INTRODUCCIÓN

La descarga de efluentes de aguas residuales al mar por medio de emisarios submarinos y sistemas de difusores representa una alternativa viable para los muchos centros poblados del mundo que están ubicados en las áreas costeras, particularmente en los países en desarrollo en los que los recursos financieros son limitados. Tales sistemas, una vez diseñados, construidos y operados, pueden aprovechar al máximo la capacidad innata de asimilación del ambiente marino, que funciona como una planta de tratamiento y disposición y, cuando están planificados apropiadamente no producirán ningún impacto indeseable en tales aguas marinas.

El propósito de este documento es proporcionar una guía compacta para el personal técnico en los países en desarrollo que necesita una perspectiva y referencia rápida del posible impacto ambiental resultante de los sistemas marinos de disposición que utilizan emisarios submarinos y los parámetros esenciales que rigen tales efectos.

I. CONSIDERACIONES DEL IMPACTO AMBIENTAL

Los posibles efectos de las descargas de aguas residuales en las aguas marinas pueden clasificarse como de salud pública, estéticos y sobre la ecología marina.

1. EFECTOS SOBRE LA SALUD PÚBLICA

La preocupación de la salud pública con relación a los requerimientos bacteriológicos en aguas de recreación está basada en la prevención del contacto entre personas que utilizan las aguas para actividades recreativas y los organismos patogénicos que pueden estar presentes en tales aguas si están afectadas por cantidades significativas de aguas negras. Investigaciones recientes indican que existe una relación estrecha entre los niveles bacteriológicos y los síntomas gastrointestinales atribuidos a practicar natación en aguas contaminadas, particularmente en nadadores de 0 a 4 años de edad (Salas, 1987, Fattal, et al., 1987).

Las consideraciones de salud pública son aún de mayor importancia en aguas en las que se cosechan mariscos. Existe evidencia concluyendo que las enfermedades tales como la tifoidea y la hepatitis son transmitidas por mariscos provenientes de aguas contaminadas. Los mariscos concentran microbios debido a su filtración natural de grandes cantidades de agua de mar y además proporcionan un ambiente favorable para su crecimiento continuo. Por lo tanto, las aguas que contienen relativamente pequeñas cantidades de microbios dañinos pueden producir mariscos con concentraciones que transmitirán enfermedades.

Han ocurrido casos severos de envenenamiento resultantes de la descarga directa de contaminantes a aguas marinas, tales como el incidente de la bahía de Minamata en el Japón, en el que grandes cantidades de metilmercurio tóxico ingresaron a la bahía. Sin embargo, tales incidentes no están asociados con sistemas que descargan aguas negras normales provenientes de alcantarillados a través de sistemas apropiados de disposición marina.

2. EFECTOS ESTÉTICOS

La preocupación estética se relaciona con la posible presencia de materias provenientes de aguas negras, tales como sólidos flotantes, grasa y aceite, que resultan en contaminación visual y

olfativa y en la decoloración de las aguas marinas cuando la dilución es insuficiente. El pretratamiento y diseño apropiado de los sistemas de emisarios submarinos con difusores pueden proporcionar un control efectivo de los problemas estéticos.

3. EFECTOS ECOLÓGICOS

Los efectos ecológicos incluyen el impacto de las sustancias relacionadas con las aguas negras en todo tipo de organismos marinos, incluyendo posibles sustancias tóxicas tales como hidrocarburos clorados (DDT, PCB, por sus siglas en inglés) y metales, los efectos del enriquecimiento en plancton por nutrientes y su relación con eutroficación, y los efectos de las materias en partículas en organismos benthicos.

4. DESCARGAS MUY GRANDES DE AGUAS RESIDUALES PROVENIENTES DE ÁREAS ALTAMENTE INDUSTRIALIZADAS

Estudios han indicado que, en los lugares en que se descargan grandes cantidades de aguas residuales conteniendo volúmenes significativos de contaminantes de desechos industriales, las "partículas" o la materia en partículas pueden causar impacto adverso por las siguientes razones:

- (1) Las partículas finas tienden a flocularse en las aguas marinas y combinadas con los sólidos suspendidos descargados, pueden resultar en el enriquecimiento orgánico de los sedimentos del lecho en los alrededores del difusor, si la tasa de sedimentación es mayor que la tasa de asimilación en el lecho marino.
- (2) Las trazas de metales y las trazas de sustancias orgánicas tienden a adherirse a partículas y, por lo tanto, podrían acumularse hasta niveles indeseables.
- (3) Las partículas pueden reducir la transmisión de la luz y por lo tanto tener un impacto adverso sobre el crecimiento de algas marinas y otros organismos marinos.

Bajo tales condiciones el pretratamiento debe dar consideración a la remoción adicional de sólidos suspendidos incorporando sedimentación primaria. Para una remoción máxima de partículas se han desarrollado procesos de tratamiento "primarios avanzados". Estos incluyen la utilización de polímeros en los procesos de sedimentación y el uso de floculantes finales, los que han mostrado un aumento en la remoción de sólidos suspendidos de hasta 70 ú 80%.

Sin embargo, tales consideraciones usualmente no son de preocupación en sistemas municipales típicos en países en desarrollo, en los que no se concentran grandes volúmenes de aguas residuales en una sola zona de descarga.

A fin de proporcionar un entendimiento completo de los impactos posibles de los sistemas de disposición marina es necesario examinar los diferentes parámetros que sirven como base para la planificación inapropiada de tales sistemas, así como las técnicas usadas en el diseño del sistema.

II. PARÁMETROS DE DISEÑO PARA DISPOSICIÓN MARINA

Sólo algunos parámetros son importantes y aplicables cuando los efluentes son descargados al mar abierto, incluyendo la protección a la salud pública, consideraciones estéticas, particularmente relacionadas con materia flotante, y sustancias tóxicas tales como DDT, PCB, etc., que persistirán y pueden causar daño ecológico. Estas últimas sustancias no son usualmente un factor típico de efluentes municipales de aguas negras.

Todos los demás constituyentes de aguas negras, tales como DBO, sólidos suspendidos, oxígeno disuelto, salinidad y nutrientes, no son de significancia cuando los efluentes son descargados al mar abierto a través de emisarios submarinos largos diseñados apropiadamente y equipados con sistemas difusivos adecuados, en los que se alcanzan inmediatamente valores de la dilución inicial de un mínimo de 100 a 1.

La materia flotante persistente que puede regresar a la costa del mar y causar daños a la estética debe removerse antes de la descarga.

Las sustancias tóxicas tales como DDT, PCB, etc., no pueden removerse del efluente a los niveles necesarios, a bajo costo, y deben eliminarse a través del control de la fuente.

Aunque sigue siendo prudente limitar las cantidades de metales en las descargas de desechos, la investigación exhaustiva llevada a cabo por el Proyecto de Investigación de las Aguas Costeras del Sur de California ("*Southern California Coastal Water Research Project*") ha mostrado claramente que las concentraciones de metales usualmente encontradas en los efluentes municipales no constituyen una amenaza para los animales marinos ni para las personas que los ingieren (Bascom, 1982, Bascom y Brown, 1984).

III. CONSIDERACIONES DE PRETRATAMIENTO PARA LA DISPOSICIÓN MARINA

Una observación fundamental en la aplicación de procesos de tratamiento es que la selección del tratamiento no puede separarse sensiblemente del método de disposición final del efluente pretratado. Esta asociación es importante debido a las diferencias extremas en las capacidades de los cuerpos receptores de agua para aceptar contaminantes residuales — que varían entre la capacidad de casi cero de un arroyo pequeño hasta la máxima capacidad del mar abierto.

Al considerar las opciones de pretratamiento para disposición marina del efluente, podemos establecer tres tipos significativos de tratamiento:

- a) Tratamiento preliminar, tal como el uso de flotantes en el que la remoción está limitada a los sólidos gruesos, incluyendo partículas de grasa de tamaños mayores que las aberturas del cernidor seleccionado. Los sólidos removidos son de un volumen relativamente pequeño y pueden desecharse en un relleno sanitario.
- b) Tratamiento primario, en el que el agua residual permanece en un estado relativamente estático por aproximadamente dos horas y en el que los sólidos de una gravedad específica, mayor que la del líquido, se sedimentarán y los de menor gravedad específica subirán. En este caso, la remoción total de sólidos aumenta sobre la del tratamiento preliminar. Puesto que el volumen

removido de sólidos es grande, el pretratamiento de los sólidos también debe complementarse con el uso de digestión anaeróbica, lo que proporciona estabilización y reduce el volumen para permitir una disposición económica.

- c) Sistemas de tratamiento secundario, que incorporan primeramente procesos preliminares o primarios de tratamiento pero que, adicionalmente, proporcionan tratamiento biológico a los efluentes primarios para producir efluentes finales relativamente estables, apropiados para descargarse en cuerpos receptores de agua de menor capacidad. El volumen removido de sólidos es considerablemente mayor que aquél de tratamiento primario, lo que incrementa en mayor medida el costo de la disposición de sólidos.

Cuando el agua residual es descargada al mar abierto a través de un emisario submarino largo, diseñado apropiadamente con un sistema difusor adecuado, sólo se necesita remover los sólidos de gran tamaño, incluyendo los flotantes persistentes antes de la descarga. Los procesos normales de sedimentación, flotación y los procesos químicos o biológicos secundarios, resultan en la remoción de cantidades excesivas de materia, incluyendo sólidos finos, los que serán asimilados rápidamente por el ambiente marino sin ningún impacto significativo. Esta conclusión está confirmada por la experiencia en Durban, Sudáfrica (McGlashan y Macleod, 1987) en la que las instalaciones para sedimentación primaria se construyeron a la vez que dos emisarios submarinos largos (3,200 y 4,200 m) para descargar en aguas profundas (50 a 60 m). Debido a las dificultades experimentadas en el tratamiento y disposición de lodos, se concedió permiso para llevar a cabo un programa de investigación comprensivo de dos años, durante los cuales el lodo proveniente de los tanques primarios se regresó a los emisarios submarinos, quedando los tanques sólo para ser utilizados en la remoción de materias flotantes. Debido a que el reingreso del lodo primario no causó contaminación en las playas, tampoco efectos nocivos en la calidad del agua marina ni en la calidad y bienestar de la fauna marina y que no se encontró contaminación bacteriológica y química en ninguna de las estaciones de monitoreo, se otorgó permiso para continuar con la descarga de lodos.

En el siguiente ejemplo se enfatiza que la remoción de constituyentes del agua residual, tales como DBO, es innecesaria: cuando un efluente con una DBO de 200 mg/l, está continuamente sujeto a dilución con agua marina a una tasa de 100 a 1, la contratación de DBO resultante en la pluma mezclada será de alrededor de 2 mg/l, lo que es equivalente a una eficiencia de tratamiento de 99%. Ningún proceso de tratamiento puede igualar consistentemente este estándar de desempeño.

En realidad, el mar funciona como una instalación de tratamiento similar al uso de un área de tierra con lagunas de estabilización o procesos mecánicos. La diferencia esencial es que los recursos relativamente ilimitados de oxígeno disuelto y las grandes cantidades de energía están disponibles en forma natural para proporcionar el tratamiento requerido.

El método óptimo de tratamiento es la utilización de tamicés rotativos o militamicés. Estudios exhaustivos llevados a cabo en Nueva Zelanda (Bannatyne y Speir, 1987) han mostrado que el desempeño de los militamicés es comparable al tratamiento primario cuando se utiliza disposición marina. La Tabla 1 presenta la comparación de la remoción de los constituyentes significativos por militamicés y por sedimentación primaria. Se hace notar que las principales diferencias en las características del efluente se relacionan con la remoción de sólidos sedimentables y suspendidos y, en menor proporción, con la remoción de grasa. Sin embargo, los militamicés remueven materias flotantes y grasa en partículas, que son significativas en relación con el impacto estético en el

ambiente marino. El único impacto adverso de la descarga de grasa está relacionado con la formación de una capa de aceite, pero cuando la dilución inicial es suficiente, la concentración de esta materia en la pluma mezclada efluente/agua marina es muy baja y este problema queda eliminado.

Aunque los datos disponibles son limitados, el tamaño óptimo de las aberturas del tamiz, 1.0 mm, se ha extraído de los estudios llevados a cabo en Nueva Zelanda (Bannantyne y Speir, 1987) así como de aquellos en Santos, Brasil. La remoción de materias flotantes es aproximadamente la misma con tamices de aberturas de 0.5 y 1.0 mm (99% y 96%). Aunque la remoción de grasa es algo mayor con tamices de 0.5 mm de abertura (43% comparado con 30%), los tamices de 1.0 mm remueven aquella porción de las partículas de grasa que es de interés.

Los tamices de 0.5 mm remueven 2.5 veces el total del volumen de sólidos debido a la inclusión de materia fina suspendida, la que no requiere remoción, aumentando significativamente de esta forma el problema de disposición de sólidos, y resultando en un impacto ambiental significativo sobre los recursos de tierra y aire, dependiendo del método de disposición.

Además, los datos tomados de la experiencia muestran que las aberturas pequeñas requieren de un mantenimiento mayor para su limpieza mientras que los tamices de 1.0 mm no.

Tabla 1. Remoción de los componentes del agua residual: militamices y tratamiento primario

Componente	Porcentaje de remoción		
	Militamices		Tratamiento Primario
	Aberturas de 0.5 mm	Aberturas de 1.0 mm	
Sólidos sedimentables	43	23	95-100
Sólidos suspendidos	15	10	50
Grasa	43	30	50- 55
Sólidos flotantes	99	96	95-100

IV. INFLUENCIA DE LAS CONSIDERACIONES DE DISEÑO SOBRE EL IMPACTO AMBIENTAL

1. UBICACIÓN DEL EMISARIO SUBMARINO

Probablemente el factor más importante al considerar el impacto ambiental de los sistemas de disposición marina, incorporando emisarios submarinos, es la ubicación misma del emisario.

Donde sea factible, el emisario debe localizarse en un área de mínima sensibilidad ambiental, esto es, en mar abierto en vez de en un estuario o bahía. El punto o puntos de descarga deberán seleccionarse de tal forma que eviten un impacto innecesario sobre las áreas de recreación o de mariscos. En sistemas grandes, si fuera factible económicamente, la descarga total debería dividirse en dos o más sistemas para evitar la concentración de los componentes de las aguas residuales en un sólo punto de descarga.

2. PROFUNDIDAD DE LA DESCARGA

En donde la topografía natural del mar lo permita, la descarga deberá hacerse a 20 m o más. Esto es importante por dos razones básicas.

Primero, en los lugares en que es posible alcanzar profundidades de 20 m o más, existe estratificación significativa en la columna de agua marina, especialmente durante los meses de verano. En donde existe suficiente estratificación de densidad, la pluma mezclada de aguas negras/agua marina no subirá a la superficie del mar, sino que permanecerá sumergida en una ubicación intermedia. Esto está ilustrado en la Figura 1. La densidad de las aguas negras (valor promedio de 0.9995) es menor que la densidad del agua marina total (valor promedio de 1.0258) y si se descargan en un ambiente marino no estratificado, subirán a la superficie para formar un campo superficial. Cuando existe estratificación, si el efluente de aguas negras menos denso es mezclado rápidamente con el agua más fría/más densa del fondo del océano, la mezcla resultante será más densa que la capa superficial. Bajo tales condiciones, en algún punto de la columna de agua marina, la mezcla de aguas negras/agua marina encontrará agua de la misma densidad y, por lo tanto, no continuará con su tendencia a ascender. Esta última condición es óptima, pues evita campos superficiales y residuos que aparecerían en la superficie sobre la sección de difusión, o quedarían sumergidos indefinidamente o por un tiempo suficiente provocando una mayor difusión debido a las corrientes marinas y, por lo tanto, concentraciones superficiales menores.

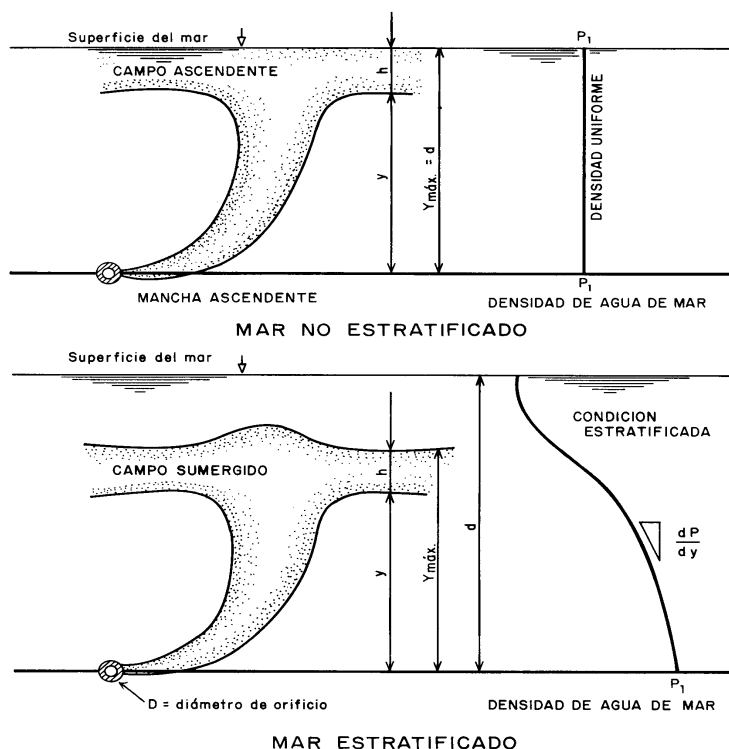


Figura 1. Campos ascendentes de aguas negras/agua marina bajo condiciones estratificadas y no estratificadas

Además, algunos estudios han mostrado (García Agudo et al., 1987; Josa, 1974) que cuando las materias residuales, incluyendo sustancias flotantes tales como partículas de frutas, heces, etc., se descargan a una profundidad de 20 m o más, la presión resultante modifica la materia para que no flote y sí se sedimente hacia el lecho del mar. Por lo tanto, el impacto estético de las materias residuales flotantes que no pueden ser removidas por el sistema de tratamiento no debe ser de preocupación.

3. DIFUSORES Y DILUCIÓN INICIAL

La planificación y el diseño de un sistema de disposición de aguas negras a través de difusores requiere de una especial atención debido a su gran impacto ambiental. Tiene poco sentido construir un emisario submarino largo con un sistema de difusores deficiente ya que es esta pequeña porción del sistema de tuberías la que brinda la máxima protección al ambiente al obtener dilución inicial máxima.

Primero debemos definir la dilución inicial. Los difusores de emisarios submarinos constan de conductos con orificios circulares ubicados en cada lado del conducto, usualmente justo sobre el centro de la tubería. El efluente de aguas negras es descargado en chorros turbulentos circulares desde estos orificios y, siendo menos denso que el agua receptora del mar, sube hacia la superficie. En el cuerpo de agua receptor, la columna del efluente se diluye debido a su incorporación en las aguas marinas y crece en tamaño a medida que sube. Dependiendo del espacio entre orificios, de la velocidad de escape y de la profundidad del agua, los chorros pueden emerger juntos antes de llegar a la superficie o a una altura máxima de ascenso. La dilución resultante a esta altura máxima de ascenso se llama dilución inicial.

Con un diseño apropiado del difusor se pueden obtener fácilmente valores de dilución inicial de 100 a 1 y, con aguas razonablemente profundas, se pueden obtener valores aún mayores. Por ejemplo, si un efluente de aguas negras con una DBO de 100 mg/l está continuamente sujeto a dilución con agua marina en el rango de 100 a 1, la concentración de DBO resultante en la pluma mezclada será alrededor de 1 mg/l, lo que es equivalente a una eficiencia de tratamiento de 99%. No existe un proceso de tratamiento que pueda alcanzar consistentemente este estándar de comportamiento.

Por otro lado, se estima que las razones de dilución subsiguientes, resultantes de la turbulencia ambulante en el transcurso del transporte con corrientes marinas del campo de aguas negras diluida inicialmente, son de alrededor de 2 a 1 cuando se utilizan difusores de gran longitud.

Finalmente, y esto es de máxima importancia, de todos los factores mencionados que afectan el diseño del emisario submarino, el único que está mayormente bajo el control del ingeniero es la dilución inicial. Si el difusor es diseñado y construido apropiadamente, se pueden obtener valores altos de dilución inicial y se puede producir inmersión del campo de aguas negras.

4. CORRIENTES MARINAS

En la planificación y el diseño de emisarios submarinos es de extrema importancia el conocimiento completo de los regímenes de corrientes marinas. Las corrientes deben medirse en todas las estaciones del año y a varias profundidades para desarrollar la información requerida para el

análisis de la circulación general costera y de la hidrodinámica, para determinar dilución inicial, incluyendo la consideración de inmersión, para la predicción de dilución y transporte de campo lejano y, en resumen, para predecir la probabilidad del impacto del campo de aguas residuales.

Las corrientes deben determinarse en varias profundidades y ubicaciones a fin de poder hacer estimados apropiados de dilución, inmersión y transporte de campo. Por ejemplo, cuando un efluente de aguas negras es descargado desde un difusor colocado en el lecho del mar, sube debido a su capacidad de flotación y se mezcla con el agua marina para formar una pluma mezclada efluente/agua marina, la misma que alcanzará su equilibrio en algún punto vertical de ascenso. Para predecir la dilución y la inmersión, debemos conocer las velocidades de las corrientes en la intersección vertical, desde el lecho marino hasta la máxima altura de ascenso. Siguiendo esta dilución inicial, la pluma mezclada será arrastrada por las corrientes existentes en el punto de máximo ascenso.

De particular importancia son los vectores de corrientes hacia la costa en la que podría imponerse el impacto sobre los usos benéficos, tales como actividades recreativas, cosecha de mariscos, etc. La longitud del emisario submarino debe ser suficiente para proporcionar el tiempo adecuado para la eliminación de posibles vectores de enfermedades que podrían estar presentes en las descargas de aguas residuales.

Las corrientes marinas deben medirse en todos los períodos significativos del año para obtener un valor apropiado de la velocidad de la corriente hacia la costa para el diseño.

Las corrientes pueden medirse o estimarse utilizando medidores fijos de corriente o instrumentos flotantes tales como dagas y tarjetas flotantes (*"drift cards"*). Para un litoral de mar abierto, donde es razonable esperar que exista coherencia espacial en el régimen de la corriente del agua, las observaciones de corrientes de un punto fijo pueden proporcionar la máxima cantidad de información, no sólo para estimar el tiempo de transporte del campo sino también para proporcionar el tipo de datos necesario para estimar la dilución inicial. Los medidores magnéticos son preferibles a los rotores tipo Savonius debido a la efluencia de las olas sobre los últimos.

La cifra de la velocidad de corriente para determinar la longitud del emisario submarino es aquel valor hacia la zona a ser protegida y no debe exceder del 20% del tiempo. La razón para esto es que el estándar usual para la concentración permitida de coliformes está expresada en los mismos términos, por ejemplo, 1,000 NMP/100 ml sin sobrepasar el 20% del tiempo.

Las corrientes para estimar la dilución inicial son aquéllas que ocurren en la zona de formación de la pluma y que variarán dependiendo de la estratificación.

Estos datos se ilustran en la Figura 2:

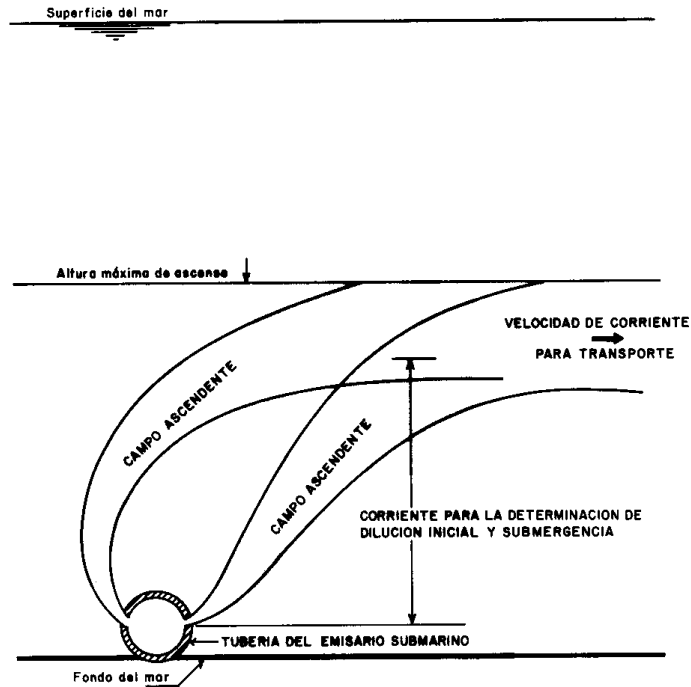


Figura 2. La velocidad de la corriente afecta el comportamiento de la pluma de aguas negras

5. PARÁMETROS TÍPICOS DEL DISEÑO DE EMISARIOS SUBMARINOS EN PAÍSES DE DESARROLLO

Esta sección proporcionará una guía general para la revisión de los sistemas de disposición marina en países en desarrollo, para proteger apropiadamente las áreas de recreación de contacto directo. Aunque para cada ubicación particular deben verificarse específicamente los diversos parámetros, los valores mostrados son típicos:

Concentración inicial de coliformes en el efluente descargado con tratamiento con cloraminas	=	3×10^8 NMP/100 ml
Valor de T_{90} para aguas tropicales	=	1.5 horas

Comúnmente, un difusor puede diseñarse para proporcionar un valor mínimo de dilución inicial de entre 100 y 150 cuando está funcionando bajo las condiciones marinas y de estratificación más desfavorables. La dispersión horizontal puede tomarse como 2.0 para un esquema general.

Puede notarse rápidamente que la reducción total requerida, R, es:

$$R = \frac{3.0 \times 10^8}{1.0 \times 10^3} = 3 \times 10^5$$

La reducción total, R, es un producto de la Dilución Inicial (DI), de la Dispersión Horizontal (DH) y de la Desaparición de Bacterias (DB), esto es:

$$R = (DI)(DH)(DB)$$

Usando un promedio para dilución inicial de 125, y un valor de 2.0 para dispersión horizontal, el valor requerido de desaparición de bacterias, DB, es:

$$DB = \frac{3 \times 10^5}{125 \times 2} = 1,200$$

en tanto que la DB puede expresarse como:

$$DB = 10^{T/T_{90}}$$

donde T es el tiempo de transporte.

Para un valor de 1.5 horas el T_{90} , el tiempo de transporte requerido, T, puede determinarse como sigue:

$$10^{T/T_{90}} = 1,200 \therefore \frac{T}{1.5} = \log 1,200 = 3.08 \therefore T = 4.6 \text{ h}$$

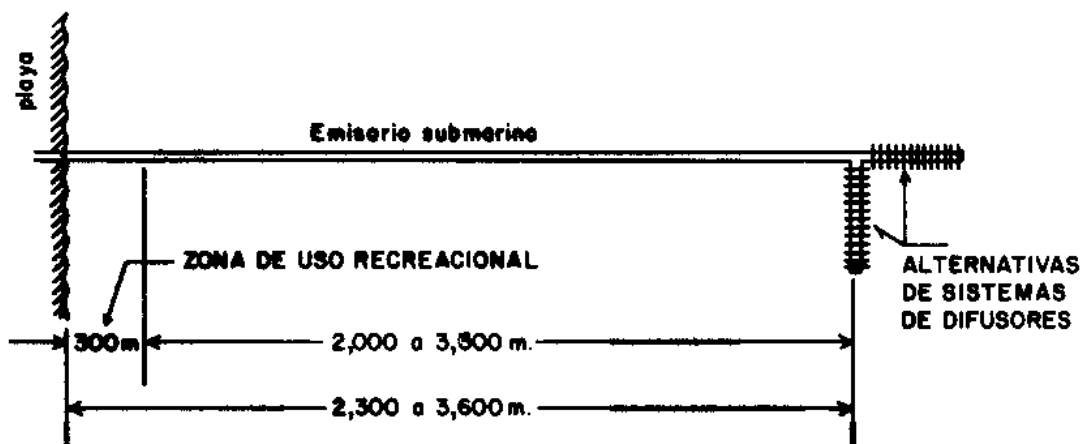
En otras palabras, es necesario que la longitud de un emisario submarino resulte en un tiempo de transporte de 4.6 horas hacia el área más próxima de protección.

Un estándar típico de coliformes para el área de protección de aguas marinas para recreación es el del Estado de California, Estados Unidos de Norteamérica, en el que se requiere que los valores finales de coliformes totales se mantengan por debajo de 1,000 NMP/100 ml en, por lo menos, 80% del tiempo.

Para co-relacionar las concentraciones resultantes de coliformes de un sistema de emisarios submarinos con el estándar requerido, se seleccionó un valor del vector de velocidad de corriente hacia el litoral para alcanzar un valor idéntico de probabilidad, esto es, un vector de velocidad de corriente hacia el litoral que no exceda más del 20% del tiempo.

Aunque este parámetro variará para cada ubicación, basándose en observaciones de muchos sistemas en países en desarrollo se puede concluir que el vector más apropiado de velocidad hacia el litoral caerá en el rango de 0.12 a 0.20 m por segundo, o de 432 a 720 m por hora.

Para el tiempo de transporte estimado de 4.6 horas, se indica un rango efectivo en la longitud del emisario submarino desde alrededor de 2,000 hasta 3,300 m. Partiendo una zona de playa de 300 m hacia mar adentro, la longitud total del emisario submarino sería entre 2,300 y 3,600 m, más la longitud



del difusor, tal como se muestra en la Figura 3.

Figura 3. Parámetros típicos de emisarios submarinos

V. INFLUENCIA DEL DISEÑO FUNCIONAL DEL EMISARIO SUBMARINO EN EL IMPACTO AMBIENTAL

El diseño funcional total de un sistema de disposición submarina incluye la determinación de la longitud del emisario submarino, la correspondiente profundidad de la descarga, la longitud y orientación del difusor y el diseño hidráulico específico de la tubería y del difusor, incluyendo forma, número, tamaño y distancia entre orificios. Un diseño apropiado incluirá una combinación de dilución inicial, de subsiguiente dispersión horizontal debido a la corriente marina sobre la pluma de aguas negras formada inicialmente y de la desaparición bacteriana suficiente para reducir la concentración de coliformes totales desde su valor inicial hasta un valor final que satisfaga el estándar para la protección de todos sus usos benéficos.

1. LONGITUD DEL EMISARIO SUBMARINO

La longitud requerida para el emisario submarino, desde la costa hasta el inicio del difusor, es en gran medida una función del diseño del vector de corriente hacia el litoral combinado con el valor aplicable de T_{90} para la desaparición de coliformes. El volumen del efluente descargado no entra en

este cálculo. La longitud del difusor es directamente una función del volumen del efluente y controla el valor de la dilución inicial. En tanto que la extensión del difusor es mayor para un efluente mayor, el ancho inicial del campo aumentará y por lo tanto resultará en un valor menor de dispersión horizontal.

En los sistemas de disposición marina que utilizan emisarios submarinos para ciudades costeras típicas en países en desarrollo, la longitud del emisario submarino y el diseño del difusor pueden determinarse apropiadamente usando la siguiente metodología:

1. Determinar los perfiles de densidad para las diversas estaciones del año. Usualmente, en el verano habrá estratificación máxima y en el invierno estratificación mínima. Sin embargo, en los lugares donde se descargan al mar cantidades significativas de agua dulce, la estratificación será máxima durante los períodos de mayor escorrentía. Las curvas típicas de estratificación se muestran en la Figura 4 para la zona de Barra da Tijuca en Río de Janeiro, Brasil.

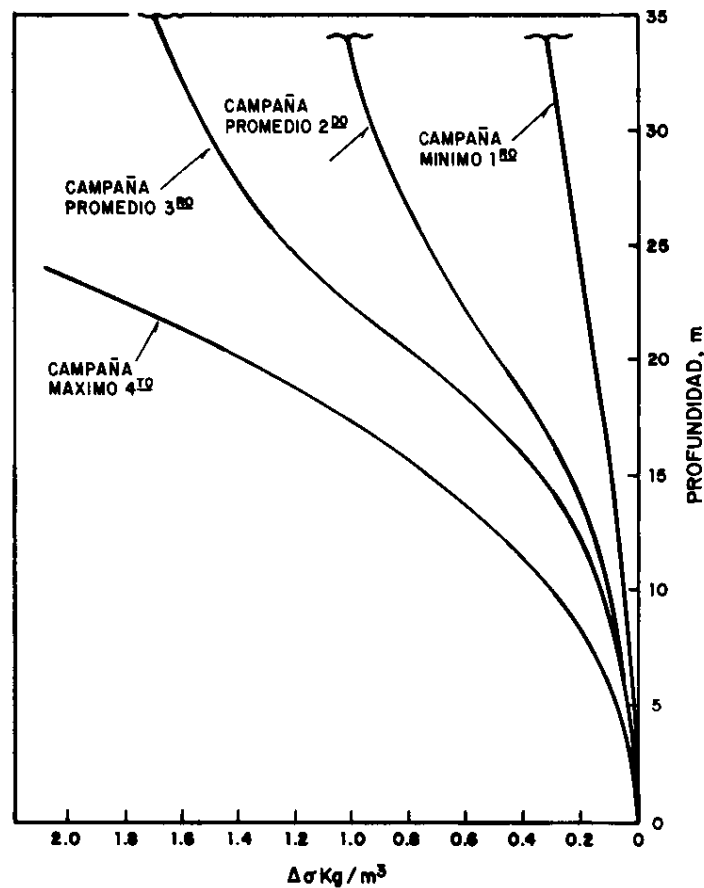


Figura 4. Estratificación de densidad de las aguas marinas en Barra de Tijuca

2. Determinar el valor promedio de la velocidad de la corriente en la zona de formación de pluma para las mismas estaciones de los años.

3. Determinar la probabilidad de vectores de corriente hacia la costa a varias profundidades en la columna de agua marina, durante las mismas estaciones de los años. Las corrientes usualmente se miden usando los medidores de registro in situ, los que registran la velocidad y la dirección de la corriente a intervalos establecidos de tiempo.

Las mediciones a intervalos de ± 15 minutos usualmente proporcionan información adecuada. En esta frecuencia de medición, los medidores proporcionarán un registro de aproximadamente 30 días. Las curvas típicas de probabilidad de los vectores dirigidos hacia la costa se muestran en la Figura 5 para el mar a 3 Km aguas afuera de Barra da Tijuca, Río de Janeiro, Brasil. Estas curvas fueron preparadas calculando y analizando vectores para todos los registros de corriente dirigidos hacia la costa, esto es, multiplicando la velocidad de la corriente por el coseno del ángulo de la dirección de la misma, representando 0° una corriente directamente hacia la costa y 90° una corriente paralela al litoral. Los vectores para todas las corrientes entre 90° y 270° se estiman como cero.

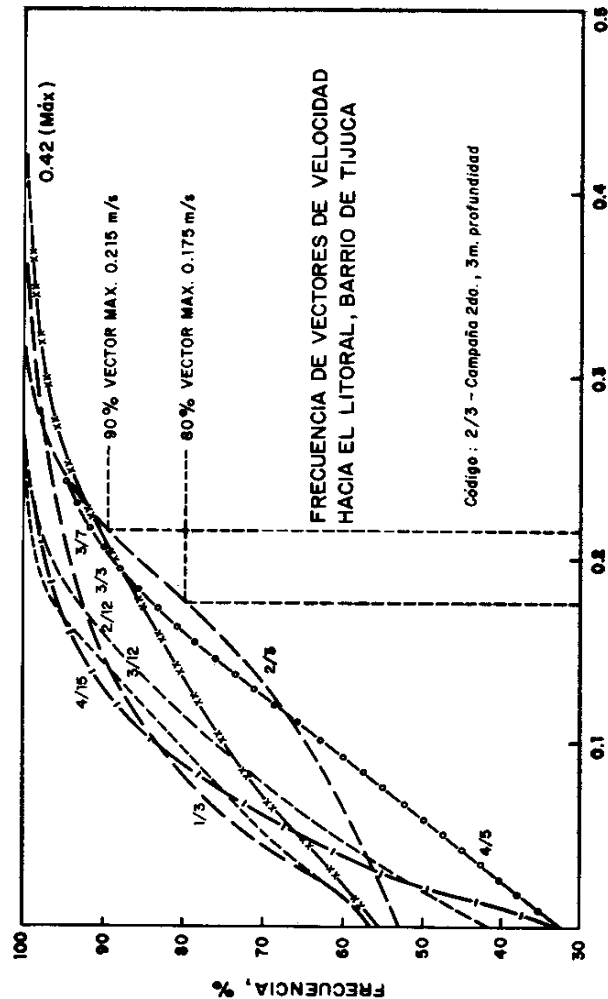


Figura 5. Vector de velocidad hacia la costa, m/s

Aunque existen muchos modelos para la determinación de dilución inicial de una descarga efluente al mar, el único modelo que incluye simultáneamente los efectos de la estratificación y la corriente marina es el de Philip Roberts (Roberts, 1977, 1979, 1980). El modelo permite la determinación de una elevación máxima de ascenso y una dilución inicial, incluyendo los efectos de las corrientes marinas y la inmersión de campo resultante de la estratificación.

En el Anexo 1 se muestra una solución gráfica simple del modelo de Roberts, la que es un ejemplo del diseño funcional de un emisario submarino.

Recientemente, Roberts y Snyder (1987) han descrito los resultados preliminares de una serie amplia de experimentos para estudiar las características de chorros flotantes descargados horizontalmente en una corriente estratificada de densidad lineal. Mientras que el modelo antes mencionado (Roberts, 1979) simula estratificación, los experimentos más recientes se llevan a cabo en un ambiente estratificado. Los resultados disponibles indican que, aunque la dilución inicial está subestimada en el primer modelo, la tendencia predicha de las diluciones es correcta. Los autores intentan reportar en futuros informes separados acerca de otros resultados experimentales, tales como el efecto sobre la elevación de ascenso. Además, Chin (1985) ha mostrado que para ambientes costeros con influencia de mareas, las diluciones predichas de los efluentes por los modelos de campo cercano sobrestiman la dilución promedio, ya que no toman en cuenta la advección de la nube contaminante sobre la fuente.

Los dos efectos son aproximadamente iguales, siendo uno neutralizado por el otro. Por lo tanto, se recomienda que se continúe utilizando el modelo original de Roberts por ahora.

2. DIFUSORES Y DILUCIÓN INICIAL

La longitud del difusor puede determinarse usando una simple solución gráfica del modelo presentado por Roberts (1979) que permite la determinación de una elevación de ascenso máxima y de dilución inicial, incluyendo los efectos de estratificación e inmersión.

El modelo de Roberts puede expresarse como sigue:

$$y_{\max} = \frac{(1,000) \rho^{1/3} \Delta \rho^{2/3} c^2 q^{2/3}}{g^{1/3} \Delta \sigma}$$

donde,

y_{\max}	=	elevación de ascenso máxima
ρ	=	densidad del agua marina: valor normal 1.0258
$\Delta \rho$	=	densidad del agua marina - densidad del efluente Valor normal 1.0258 - 0.9995 = 0.0263
q	=	unidad de la descarga del efluente desde el difusor en m ³ /s por metro de difusor
g	=	aceleración por gravedad = 9.806 m . s ²
$\Delta \sigma$	=	variación de densidad en la columna de agua marina expresada en unidades marinas, esto es,
$\Delta \sigma$	=	1,000 (1 - ρ) o cuando $\rho = 1.0258$ $\Delta \sigma = 25.80$

Para los valores normales de ρ y $\Delta\sigma$ mencionados, el modelo se convierte en:

$$y_{\max} = \frac{C_1 q^{2/3}}{\Delta S} \text{ donde } C_1 = 41.67 C^2$$

Los valores de C_1 se grafican para diversos valores del número de Froude, F , en la Figura 6, para varias orientaciones del difusor, $\theta = 0^\circ, 45^\circ$ y 90° .

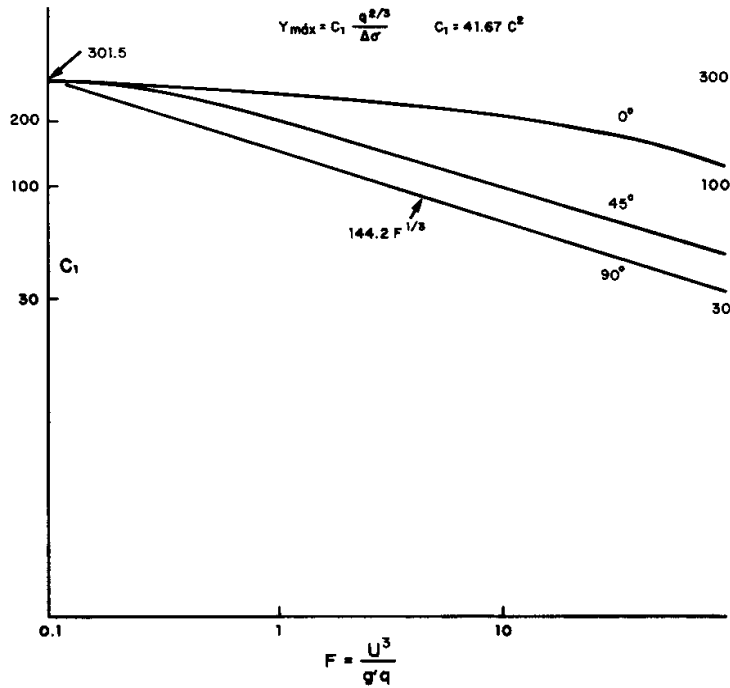


Figura 6. Y_{\max} -pluma terminal de línea en corriente estratificada de densidad lineal

El número de Froude, $F = U^3/g'q$ donde,

g' = aceleración aparente debida a flotación

$$g' = \frac{\Delta r}{r} g = \frac{0.0263}{1.0258} (9.806) = 0.251 \text{ m s}^{-2}$$

U = velocidad de la corriente marina, m/s en la zona de formación de la pluma

θ = orientación del difusor con relación a la dirección de la corriente marina

$\theta = 90^\circ$ cuando la corriente es perpendicular al difusor

Roberts ha mostrado que, para valores de F menores a 0.1, $C = 2.69$ y $C_1 = 301.5$. Para tales valores, la dilución inicial es independiente de la velocidad de la corriente y de la orientación del difusor, lo que proporciona una base para los cálculos de dilución inicial mínima. En tales casos el modelo se reduce a:

$$y_{\max} = \frac{301.5 q^{2/3}}{\Delta S}$$

La dilución inicial en la línea central de la pluma mezclada agua marina/efluente en la máxima altura de ascenso, Y_{\max} está expresada como Sm y puede determinarse, para todos los casos, como:

$$Sm = \frac{1980}{\Delta S} \Delta r \text{ o } \frac{52}{\Delta S}$$

El promedio de la dilución inicial de una pluma de fuente lineal está expresado como Sa :

$$Sa = \sqrt{2 Sm} \text{ o } \frac{73.5}{\Delta S}$$

3. DISPERSIÓN HORIZONTAL

Aunque existen muchas teorías y fórmulas para estimar la dispersión horizontal, el método de Brooks (1970) se utiliza usualmente en cálculos de emisarios submarinos y se muestra en la Figura 7, en la que:

C_0	=	Concentración inicial de coliformes
C_t	=	Concentración de coliformes en tiempo T
a	=	Coefficiente de difusividad horizontal, $m^{2/3}$ hora
T	=	Tiempo de transporte del campo de aguas residuales, horas
b	=	Ancho inicial del campo, metros

$$\frac{C_0}{C_T} = \frac{1}{\text{erf} \sqrt{\frac{1.6}{\left[1 + \frac{8aT}{b^{2/3}}\right]^3 - 1}}}$$

$$a = .01 \text{ cm}^{2/3}/\text{sec.} = 1.67 \text{ m}^{2/3}/\text{hora}$$

T en horas

b en metros

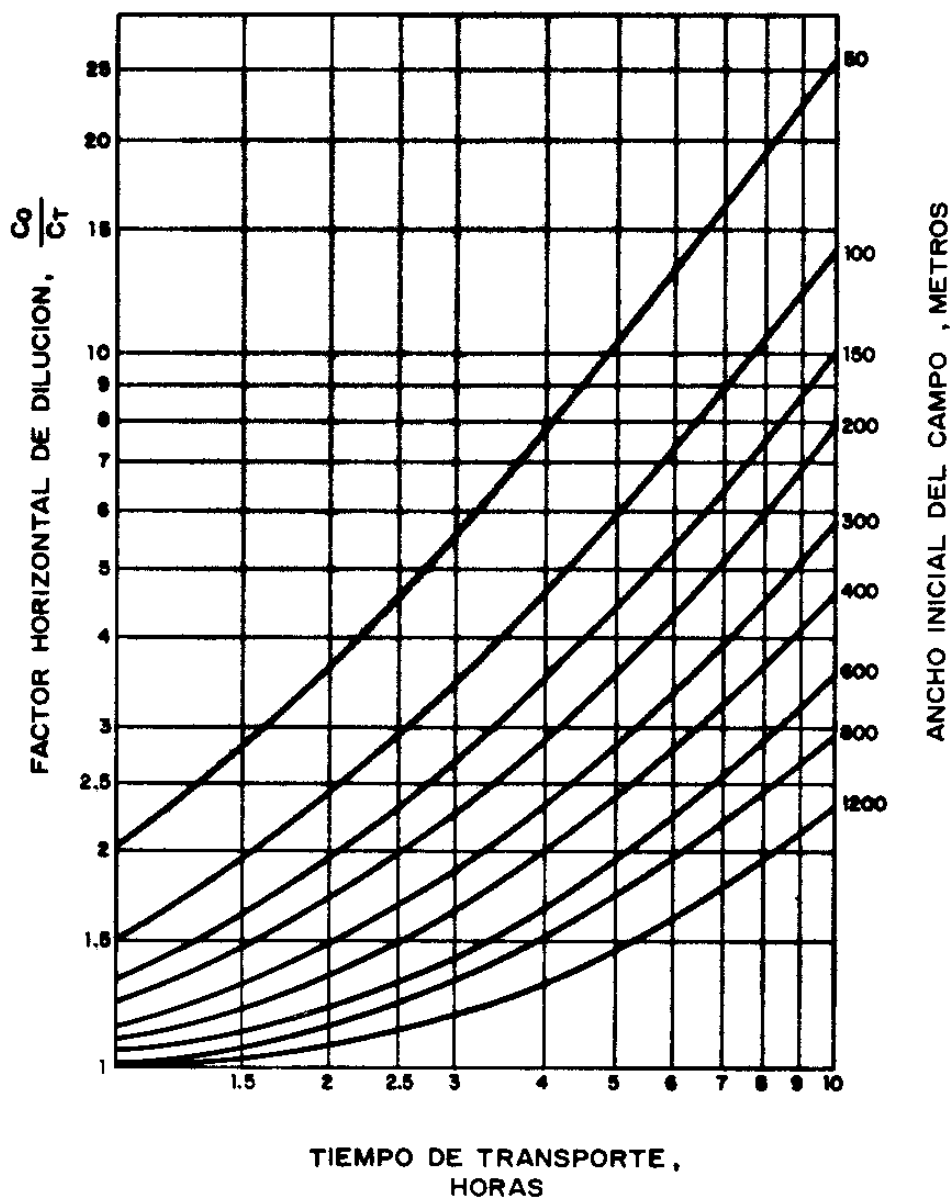


Figura 7. Dilución resultante de dispersión horizontal (Brooks, 1970)

Como puede apreciarse, la fórmula es algo compleja y su derivación está fuera del alcance de esta guía. Sin embargo, su uso se simplifica aplicando la Figura 7, ya que todo lo que se necesita es un estimado del ancho del campo inicial efluente/agua marina, lo cual normalmente es la longitud del difusor y del tiempo de transporte hacia el punto bajo consideración.

Como puede verse, para un valor dado de tiempo de transporte, T , la dispersión horizontal disminuye a medida que el ancho del campo inicial aumenta. Sin embargo, debido a que los valores de la dilución horizontal son relativamente pequeños, el efecto resultante en el diseño total es mínimo. Para flujos de aguas residuales del rango de 2.0 a 3.0 m^3/s , el valor resultante para dispersión horizontal estará entre 2.5 y 2.0.

4. DECAIMIENTO DE BACTERIAS

4.1 *Salud pública/Organismos patógenos/Estándares bacteriológicos*

La preocupación para la salud pública en lo referente a los requerimientos bacteriológicos de las aguas de contacto directo recreativo se ha debatido exhaustivamente en la Conferencia de Londres de 1974 (Gameson, 1974). Esta preocupación está basada en la prevención del contacto entre personas que utilizan las aguas para actividades recreativas y los organismos patógenos que podrían estar presentes en tales aguas, si estuvieran afectadas por cantidades significativas de aguas residuales. Investigaciones recientes indican una correlación estrecha entre los niveles bacteriológicos y los síntomas gastrointestinales atribuidos a la práctica de la natación en aguas contaminadas, particularmente para nadadores de 0 a 4 años de edad (Salas, 1987; Fattal, et al., 1987).

El estándar bien conocido de California para playas de contacto directo recreativo, que fue desarrollado durante los años cuarenta, se basó en consideraciones estéticas. Los investigadores encontraron que, cuando los niveles de coliformes totales se mantenían consistentemente (más de 80% del tiempo) por debajo de 1,000 NMP por 100 ml, las playas eran consideradas estéticamente satisfactorias sin mostrar evidencia visual de la contaminación por aguas residuales. Obviamente, un significado indirecto sobre la salud es evidente en tal estándar, en que cuando las condiciones estéticas son satisfactorias, es porque las sustancias de origen cloacal se han reducido a niveles satisfactorios.

En 1974 un grupo de trabajo convocado por la Oficina Regional de la OMS para Europa publicó un informe titulado "Guías y Criterios para la Calidad Recreativa de las Playas y Aguas Costeras" (WHO, 1975) que sostiene, "los límites máximos recomendados para organismos indicadores deberían expresarse en términos globales de órdenes de magnitud en vez de términos rígidos de niveles específicos". Sin embargo, áreas de recreación altamente satisfactorias de contacto primario deberán mostrar niveles de *E. Coli* consistentemente menores a 100 por 100 ml y para ser consideradas aceptables, las aguas para recreación de contacto primario no deberán tener niveles mayores a 1,000 *E. Coli* de 5 a 1, esto es equivalente a 5,000 coliformes totales por 100 ml. Durante discusiones en Río de Janeiro, en diciembre de 1975, el Dr. B. Moore, de Inglaterra, que actuaba como moderador del Grupo de Trabajo de la OMS, definió "consistentemente" como más del 50% del tiempo.

Debe enfatizarse que las consideraciones sobre la salud pública son aún de mayor importancia en aguas en las que se cosecha mariscos. Existe evidencia concluyente que las enfermedades tales como tifoidea y hepatitis son transmitidas a través de mariscos criados en aguas contaminadas con desagües. Los mariscos concentran los microbios por su filtración natural de grandes cantidades de agua marina y, adicionalmente, proporcionan un ambiente favorable para el crecimiento continuo de tales microbios. Por lo tanto, las aguas que contienen niveles relativamente bajos de microbios dañinos pueden producir mariscos con concentraciones que transmitirán enfermedades. Por ejemplo, un estándar común para coliformes en aguas donde se cosecha mariscos, requiere que la concentración media de coliformes totales no exceda 70/100 ml.

4.2 *Desarrollos recientes concernientes a los estándares microbiológicos.*

Una revisión histórica excelente sobre la aplicación de estándares bacteriológicos de la calidad del agua en el ambiente marino fue presentada por H. Salas en el Seminario sobre Disposición Marina

que se llevó a cabo en Río de Janeiro, en agosto de 1986 (Salas, 1987) en la que se mostró que, basado en estudios epidemiológicos llevados a cabo por Cabelli, et al. la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) ha adoptado un nuevo criterio para aguas marinas de recreación, esto es, 33 enterococos por 100 ml. En el mismo seminario, Fattal (1987) de Israel, presentó conclusiones concernientes a la morbilidad entre bañistas, que difieren de las de Cabelli, pero que también relacionan niveles bacteriológicos y síntomas gastrointestinales en nadadores en aguas contaminadas. Se expresó preocupación de que el rápido rechazo al índice de coliformes totales que está vigente por más de 40 años exitosamente, no era prudente y que una adaptación simple de un estándar bacteriológico particular es inapropiada sin una revisión cuidadosa de las circunstancias locales. Por lo tanto, se sugiere que los coliformes totales continúen sirviendo como organismos indicadores para países en desarrollo, en combinación con el uso del estándar de enterococos adoptado recientemente, por lo menos hasta que haya sustancialmente más datos que aseguren que el índice nuevo es apropiado.

4.3 Decaimiento de coliformes: Valores de T_{90}

De los tres mecanismos que producen reducción de coliformes, esto es, dilución inicial, difusión horizontal y decaimiento de coliformes, el último usualmente tiene un efecto mucho mayor sobre los cálculos para emisarios submarinos largos.

Por lo tanto, es muy importante que se brinde atención apropiada a la determinación de la tasa de decaimiento que es aplicable al área de descarga. La tasa de decaimiento de coliformes usualmente se expresa como el valor del T_{90} , que se define como el tiempo requerido para el decaimiento del 90% de los coliformes remanentes, sobre y por encima de la reducción debida a dilución y/o difusión. Por lo tanto, con un valor de T_{90} de 1.0 hora, después de 3 horas de tiempo de residencia ocurrirá una reducción de $10^T/T_{90}$ ó $10^{3/1}$ ó 1,000.

Muchos investigadores han estudiado la supervivencia de las bacterias en el mar y han concluido que su decaimiento puede ser el resultado de cualquier, o una combinación de varios, factores fisicoquímicos y biológicos interrelacionados, incluyendo: (a) la presencia de sustancias tóxicas en aguas marinas; (b) la adsorción de bacterias y su floculación y/o sedimentación; (c) la acción destructiva de la luz solar; (d) la falta de nutrientes requeridos; (e) la presencia de bacteriófagos; (f) la utilización de bacterias por parte de protozoos y otros predadores como alimentos; y (g) los efectos competitivos y antagonísticos de otros microorganismos. Los investigadores han hecho notar que todos los factores mencionados pueden ser significativos, pero que el efecto individual de cada uno de ellos es altamente variable, de tal forma que no se puede determinar consistentemente qué factor solo puede ser el de mayor importancia.

La interrelación y la complejidad resultante de los factores que producen decaimiento bacteriano total explican la necesidad de observaciones empíricas de la tasa. Se pueden realizar estudios de laboratorio para comprobar o evaluar los métodos o factores que contribuyen al decaimiento de bacterias pero no deben usarse en el desarrollo de los valores de T_{90} para el diseño de emisarios submarinos. Por el contrario, tales tasas deben determinarse por estudios in situ realizados en la ubicación general de la descarga propuesta y usando preferentemente descargas existentes de aguas residuales.

Se han hecho intentos para determinar los valores de T_{90} en el mar por el uso de tubos de diálisis o bolsas plásticas y por otros medios similares. Los valores de T_{90} de coliformes, determinados como resultado de tales mediciones, generalmente son de una magnitud mayor que los valores reales.

La mayoría de autoridades ha concluido que los valores obtenidos de tales experimentos tienen poco, o ningún, significado cuando se aplican al diseño de emisarios submarinos.

El valor de T_{90} es afectado considerablemente por la temperatura del agua marina. Los valores determinados para aguas relativamente cálidas han sido consistentemente menores que para aguas más frías. Para aguas cálidas tropicales, tales como las que existen en muchos países en desarrollo, son comunes los valores de T_{90} de 1 a 1.5 horas.

Algunos valores típicos de T_{90} determinados por mediciones in situ de campos de efluentes de aguas residuales/agua marina en aguas tropicales o semitropicales, son los siguientes:

Ubicación	Valores de T_{90} Horas
Honolulu, Hawai	0.75 o menos
Bahía de Mayaguez, Puerto Rico	0.7
Río de Janeiro, Brasil	1.0
Niza, Francia	1.1
Accra, Ghana	1.3
Montevideo, Uruguay	1.5
Santos, Brasil	0.8 - 1.7
Fortaleza, Brasil	1.3 ± 0.2
Maceió, Brasil	1.35 ± 0.15

4.4 T_{90} durante la noche

Recientemente se han expresado preocupaciones en el sentido que los valores de T_{90} utilizados en el diseño deben incluir determinaciones nocturnas porque se cree que la luz solar es uno de los muchos factores que afectan las tasas de desaparición y, basados en estudios de laboratorio, se ha encontrado que los valores de T_{90} determinados sin luz solar son mucho mayores que los valores diurnos. Las investigaciones de campo, aunque pocas, no han confirmado esta premisa. Sin embargo, aún cuando los valores de T_{90} son mayores durante la noche, no se debe olvidar que los estándares para coliformes usados a nivel mundial (todos adaptados del estándar original de California) están totalmente basados en observaciones hechas durante el día. Se podría llegar a la hipótesis que, si durante los estudios originales de California los coliformes fueron determinados durante la noche, y si las tasas nocturnas de desaparición fueron realmente menores, se podrían haber encontrado valores mayores de coliformes - manteniéndose sin embargo las playas estéticamente aceptables.

5. MODELOS RECIENTES PARA PREDECIR EL TRANSPORTE DEL CAMPO A GRAN ESCALA

En sistemas muy extensos de disposición marina, en los que existen recursos para investigaciones marinas más exhaustivas, se puede utilizar el modelo desarrollado por Chin y Roberts (1985) y Roberts (1987). Este modelo tiene la ventaja que no requiere que se especifiquen coeficientes de difusión.

Las corrientes resultan en el transporte advectivo del campo mezclado del efluente/agua marina en un patrón continuamente cambiante. Debido a la variabilidad y la naturaleza aleatoria de las

corrientes, la ubicación del campo de desechos en cualquier momento debería considerarse como una variable estocástica. Es de particular importancia poder estimar la probabilidad de la llegada del campo de desechos a una ubicación particular, o a la costa, o la fracción del tiempo en la que un área en particular será impactada.

Para proporcionar los datos de entrada requeridos para este tipo de modelo se debe utilizar un número de correntógrafos con registros distribuidos especialmente, tal como se ilustra en la Figura 8.

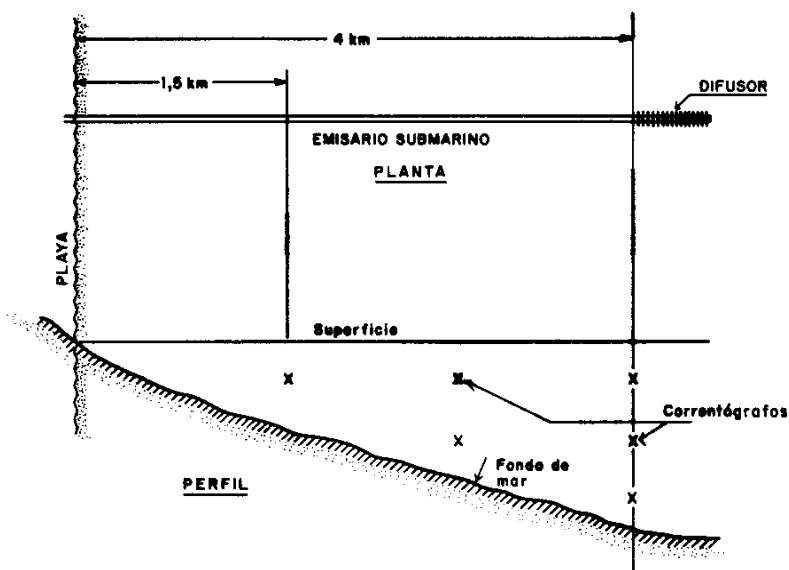


Figura 8. Ubicación de los correntógrafos para la predicción del transporte

Roberts (1987) aplicó el modelo de transporte de campo a gran escala durante los estudios de la modificación de un emisario submarino para la ciudad de Seattle, Washington, que descarga hacia Puget Sound en Alki Point. Se investigaron y compararon cuatro lugares con relación al transporte del campo de los desechos durante las seis horas siguientes a la descarga. Los resultados se muestran en la Figura 9.

Estas simulaciones han jugado un papel importante en la toma de decisión de ubicar el emisario submarino de Alki Point

VI. INFLUENCIA DE LA CONSTRUCCIÓN DEL EMISARIO SUBMARINO SOBRE EL IMPACTO AMBIENTAL

Los emisarios submarinos pueden clasificarse en tres categorías generales: colocados, remolcados y flotados. El emisario submarino colocado es construido tendiendo y juntando pequeñas secciones de tubería en el lecho marino. El emisario submarino remolcado es construido ensamblando secciones de tubería en la costa y remolcando el emisario submarino encima del lecho marino hasta su posición final. El emisario submarino flotado también se construye en la costa, pero se mantiene a flote hasta su posición final y luego se sumerge.

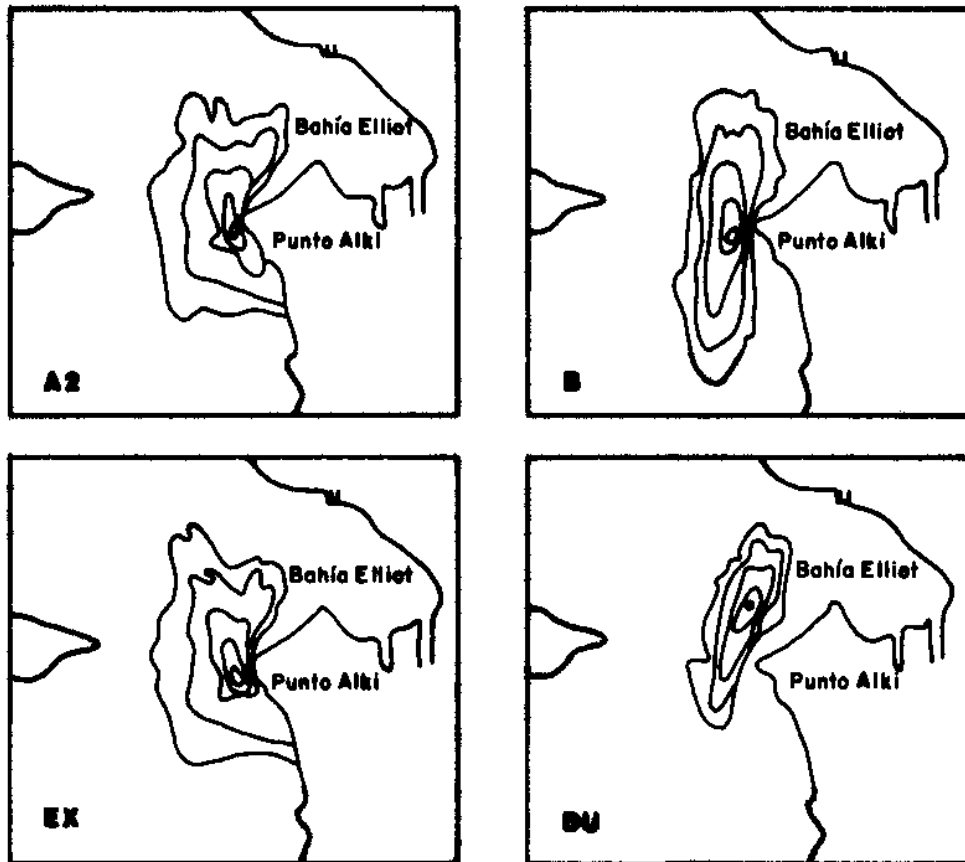


Figura 9. Contornos de porcentaje de probabilidad de que la línea central del campo de desechos se ubique en una reja cuadrada de 250 m por 250 m dentro de las seis horas siguientes a la descarga desde cuatro lugares diferentes

En la construcción del emisario submarino existen dos zonas principales de actividad, requiriendo cada una de ellas una técnica diferente, esto es, zona cercana al litoral o de oleaje y zona mar adentro.

1. ZONA CERCANA AL LITORAL O DE OLAJE

Para la construcción dentro de la zona de oleaje se requiere que la tubería se coloque en una zanja excavada a una profundidad suficiente como para proporcionar protección a la tubería durante los períodos de mar bravo. En áreas arenosas en zonas de oleaje la tubería debe enterrarse a una profundidad por debajo del nivel del perfil mínimo que puede esperarse, y/o acondicionarse con otros aditamentos para mantener su estabilidad. Cuando el lecho marino es rocoso, la tubería puede colocarse en una zanja excavada, rellena y cubierta por una capa protectora de concreto.

2. ZONA MAR ADENTRO

Dependiendo del ambiente marino particular, a cierta profundidad en el mar, no será necesario enterrar la tubería. Esta profundidad puede ser tan llana como 10 m en ciertas áreas y, en el caso del emisario submarino de Honolulu, se consideró que fuera 27 m debido a la posibilidad de ocurrencia de olas de tsunamis.

Más allá de este punto sólo se requiere que el lecho marino sea capaz de soportar el peso limitado de la tubería y que sea suficientemente parejo, sin salientes ni lomas.

3. MATERIALES DE LAS TUBERÍAS

Los emisarios submarinos han sido construidos utilizando hierro fundido, hierro dúctil, concreto reforzado, acero forrado y revestido y materiales plásticos. Los tres últimos generalmente se usan en la actualidad.

El concreto reforzado es un material excelente para la construcción submarina, ya que es altamente resistente al agua marina. El emisario submarino original de concreto de los Distritos Sanitarios del Condado de Los Angeles, construido hace 50 años, está aún en buenas condiciones. Los métodos actuales de construcción permiten el uso de uniones empaquetadas con doble jebe que pueden ser probadas a presión durante el tendido de las tuberías para asegurar una instalación libre de fugas.

En donde sea aplicable, las tuberías de acero forrado y revestido pueden ser remolcadas hacia su ubicación, resultando algunas veces en costos menores. Sin embargo, se requiere de protección contra la corrosión del agua marina utilizando sistemas catódicos.

Cada vez más se están usando tuberías de alta densidad de polietileno y polipropileno para la construcción de emisarios submarinos. Tales materiales plásticos no sólo son altamente resistentes al agua marina, sino que al ser menos densos que el agua, pueden hacerse flotar hacia su ubicación llenos de aire y equipados con pesos de anclaje, remolcarse hasta su ubicación y hundirse directamente en el lecho marino por medio de ventilación controlada.

4. EFECTOS AMBIENTALES

4.1 *General*

La construcción de tuberías submarinas en excavaciones a través de la zona de oleaje causará disturbios temporales en el lecho marino en las inmediaciones del área de ubicación de la tubería; sin embargo, esto no constituye un problema significativo. Realmente, las porciones expuestas de tuberías grandes se convierten en el nuevo hábitat de animales marinos.

4.2 *Anclas de barcos*

Los emisarios submarinos pueden ser dañados seriamente por las anclas de los barcos cuando se construyen en zonas de actividad portuaria. Durante la planificación, se deben tomar las medidas necesarias a fin de asegurarse que la ubicación del emisario se agregue en las cartas náuticas usadas

por los marineros. En aguas relativamente poco profundas en las que existe navegación intensa, la tubería del emisario submarino debe enterrarse y los difusores deben construirse colocando tubos ascendentes.

4.3 Pesca comercial

Otro problema puede presentarse en lugares donde existe pesca comercial cercana al difusor, cuando los difusores están contruidos en tuberías ascendentes. Un ejemplo es el emisario submarino de Santos, Brasil, en el que la mayoría de las tuberías ascendentes del difusor han sido seriamente dañadas, dando como resultado una dilución inicial muy reducida. Tales tuberías ascendentes deben ser contruidas con uniones que no fallan y/o de jebe, para minimizar los problemas y permitir una reparación fácil.

4.4 Accesorios metálicos

Han habido casos de fallas de pernos y otros accesorios metálicos usados en las uniones de las tuberías y en los buzones de inspección. Tales fallas se han suscitado en el Emisario Submarino de Ipanema en Río de Janeiro, causando la descarga temporal del efluente cloacal cercano al litoral. Metales como el monel deben usarse en tales accesorios para eliminar o minimizar este tipo de problemas.

4.5 Tuberías de acero

Las tuberías de acero deben estar equipadas con sistemas catódicos de protección para prevenir la corrosión por efecto del agua marina. Tales aditamentos requieren de un mantenimiento continuo para asegurar su protección apropiada.

4.6 Tuberías de plástico

Donde se ha colocado tuberías de plástico por flotación y hundimiento con ventilación con aire, es de primordial importancia que se instalen aditamentos para prevenir el reingreso de aire en la tubería después de su instalación. De igual importancia es el mantenimiento de tales instalaciones para asegurarse que la tubería no reflote.

VII. INFORMACIÓN DE BASE REQUERIDA PARA EVALUAR LOS IMPACTOS AMBIENTALES

1. INFORMACIÓN GENERAL DEL PROYECTO

El documento de Evaluación de Impacto Ambiental deberá proporcionar los siguientes datos básicos con relación al sistema propuesto:

- a) Un mapa (escala 1:20,000 u otra apropiada) del área que será servida por el sistema, incluyendo un esquema que muestre la ubicación de las principales instalaciones de desagüe (interceptores principales, estaciones de bombeo, unidades de pretratamiento y emisario submarino). Este mapa también deberá mostrar los ríos, lagunas, todas las playas del área, zonas de cosecha de mariscos, donde sea aplicable, así como los contornos generales de las profundidades de las aguas marinas (a intervalos de 10 m).

- b) Los parámetros básicos del proyecto, incluyendo población y caudal de aguas negras, tanto actuales como para condiciones de diseño.
- c) Datos relacionados con las contribuciones significativas de desechos industriales.
- d) Consideraciones de pretratamiento y planificación funcional de instalaciones para la opción seleccionada de pretratamiento.
- e) Un resumen de las alternativas de ubicación consideradas para el emisario submarino y las bases ambientales y económicas para la selección de la alternativa del proyecto.
- f) Un resumen de los usos benéficos de las aguas marinas que requieren protección, que podría incluir deportes de contacto primario, pesca comercial y deportiva, cosecha de mariscos, recursos marinos, consideraciones estéticas y otros.
- g) Los estándares microbiológicos que se utilizarán en la evaluación del impacto y el monitoreo del sistema para asegurar la protección de usos benéficos.

También se deberá incluir información referente a las fuentes de contaminación que no serán eliminadas por el sistema de recolección y disposición de aguas residuales, tales como las áreas marginales. La experiencia ha mostrado que aún cuando los centros poblacionales principales de una zona costera estén provistos de una recolección adecuada de aguas servidas, de sistemas de pretratamiento y disposición por emisarios submarinos, las descargas provenientes de las zonas marginales sin alcantarillado pueden continuar causando contaminación en las playas contiguas, siendo tal contaminación inevitablemente atribuida al sistema de emisario submarino. La inclusión de tales datos en el documento puede servir para eliminar una futura confusión sobre el particular.

Finalmente, el documento Evaluación del Impacto Ambiental debe presentar conclusiones que claramente describan, tanto los impactos positivos, como los negativos (temporales y continuos) del sistema propuesto.

2. IMPACTO SOBRE LA SALUD PÚBLICA

La evaluación de campo del posible impacto sobre la salud pública de los sistemas de disposición marina se realiza a través del monitoreo de las aguas marinas, utilizando un organismo u organismos indicadores. Tradicionalmente, el grupo de bacterias coliformes ha servido para medir tal impacto, debido a que las aguas negras contienen un gran número de esos organismos. Es importante enfatizar la diferencia entre la evaluación del impacto de los efectos de la descarga de un emisario submarino sobre aguas para recreación y la calidad bacteriológica real de esas aguas, debido a que ellas pueden ser afectadas por muchas otras fuentes. Los sistemas de monitoreo deben diseñarse para hacer una evaluación apropiada del impacto de la descarga marina, tal como se ilustra en la Figura 10.

En esencia, el programa de monitoreo del emisario submarino busca evaluar la presencia de aguas negras en las estaciones de monitoreo. Para este fin, los coliformes totales representan la herramienta más lógica de evaluación, puesto que este indicador es usado como la base para el diseño del sistema de emisario submarino y difusor.

Los estándares de coliformes para aguas de recreación varían considerablemente en todo el mundo, la mayoría de los cuales se basa en el estándar bien conocido de California, desarrollado durante los años cuarenta y que se basó esencialmente en consideraciones estéticas. Los investigadores encontraron que, cuando los números de coliformes totales se mantuvieron más del 80% del tiempo por debajo de 1,000 NMP por 100 ml, las playas permanecieron estéticamente satisfactorias, sin ninguna evidencia visual de contaminación por aguas residuales. En tal sentido, se hace evidente el significado indirecto sobre la salud ya que, cuando las condiciones estéticas son satisfactorias, las materias de origen cloacal se han reducido a niveles satisfactorios.

Varios investigadores han enfatizado que se deben tomar en cuenta los factores sociales, culturales, económicos y bacteriológicos apropiados para un país en desarrollo. La consideración estética es dependiente de la percepción subjetiva de la comunidad y también debe ser vista dentro del contexto de las aspiraciones sociales/económicas.

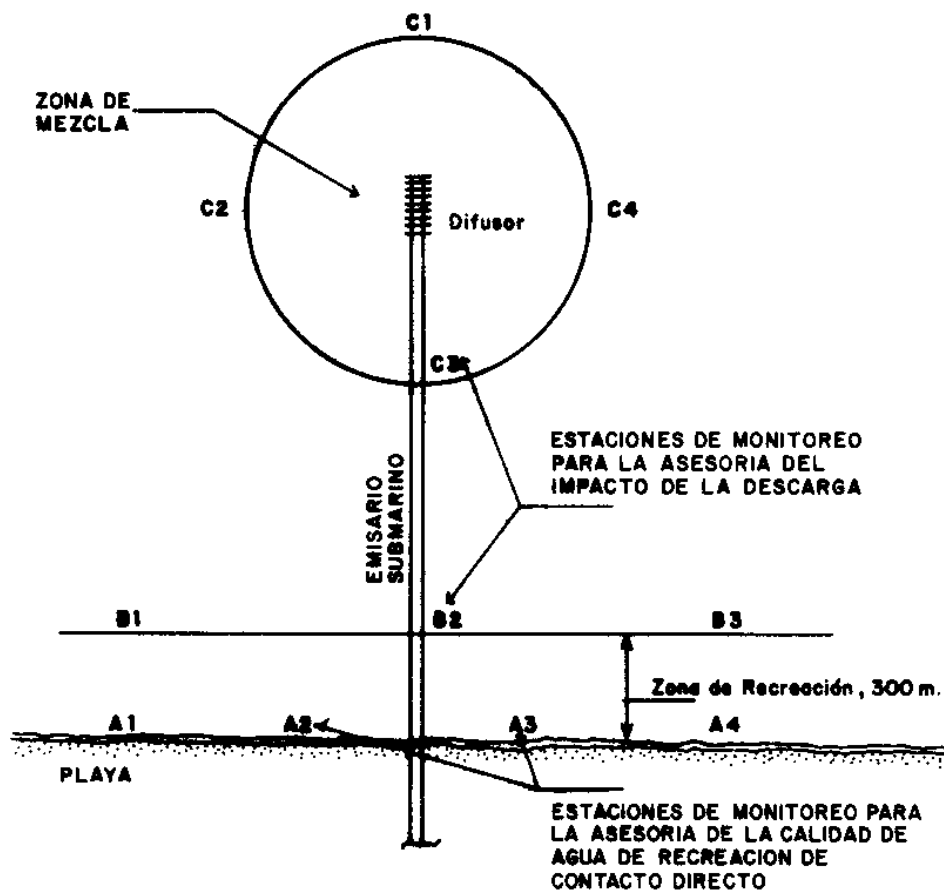


Figura 10. Ubicación de la estación de monitoreo

Un ejemplo de estándares bacteriológicos para países en desarrollo es el de Brasil, en el que una playa es clasificada como satisfactoria cuando el número de coliformes totales se mantiene por debajo de 4,000 NMP por 100 ml más del 80% del tiempo.

Los estándares de coliformes para áreas en las que puede haber cosecha de mariscos para consumo humano han sido adoptados del requerimiento de California en la mayoría de los países en vías de desarrollo, esto es, la concentración media de coliformes totales no debe sobrepasar 70 por 100 ml y no más del 10% de las muestras debe sobrepasar 230 por 100 ml.

Para establecer las condiciones de base sobre las cuales la evaluación del impacto se puede realizar, mediciones de organismos bacteriológicos indicadores deberían efectuarse en las estaciones del sistema de monitoreo durante un año antes de poner en operación el sistema de disposición marina/emisario submarino.

3. IMPACTO ESTÉTICO

La evaluación del posible deterioro estético de las aguas marinas se realiza a través del monitoreo de tales aguas para descubrir las materias conocidas que derivan en tal deterioro, particularmente grasas y materias flotantes de origen cloacal. Además, la medición de la claridad del agua evaluará el posible impacto de la mancha de la mezcla de efluente/agua marina. Las guías de monitoreo para la evaluación son las siguientes:

- Las partículas flotantes y grasa y aceite no deben ser visibles;
- No debe existir decoloración de las aguas marinas estéticamente indeseables;
- La transmisión de la luz natural no debe ser reducida significativamente en ningún punto fuera de la zona de dilución inicial;
- No debe existir olor indeseable de origen cloacal.

Previo a la operación de un sistema de emisario submarino, se deben obtener datos de base sobre los varios parámetros estéticos en todas las estaciones del programa de monitoreo. La claridad del agua puede ser mejor medida utilizando el disco Secchi.

4. IMPACTO ECOLÓGICO - INFORMACIÓN BIOLÓGICA Y QUÍMICA

La evaluación de los posibles efectos ecológicos de las descargas de aguas residuales en las aguas marinas requiere de un análisis cuidadoso de los usos benéficos que deben protegerse. La cuidadosa atención al planificar un programa de estudio que producirá respuestas útiles es preferible a la recolección de grandes cantidades de datos químicos y biológicos que no tendrán ningún propósito práctico.

Bascom (1987) ha resumido los efectos ecológicos y las necesidades de información biológica y química como sigue:

"La primera prioridad de los estudios biológicos es describir la situación bajo el mar suficientemente bien como para proteger cualquier recurso valioso de la región, especialmente de los alimentos de origen marino. Si la materia descargada está constituida mayormente por partículas finas de desecho, con muy poca cantidad de sustancias químicas adheridas, es probable que se convierta en una fuente valiosa de alimento para los animales marinos de la más baja escala trófica. Los animales benthicos pequeños se proliferarán, creciendo en tamaño y número; unas pocas especies a las que no les gusta este tipo de alimentos estarán ausentes de la pequeña zona cerca al difusor. Un resultado del incremento de invertebrados será el mayor número de peces más grandes en los alrededores del difusor; es probable que estos peces no sean afectados negativamente por el material desechado. Lo mismo sucederá con langostas y cangrejos que se alimentan de animales más pequeños; ellos también serán comestibles. El problema, si lo hubiera, sería con almejas, ostras y mejillones que subsisten filtrando las partículas del agua. Probablemente estos mariscos crecerán más que el promedio pero sus intestinos podrían contener bacterias patógenas, indicadas por un conteo alto de coliformes, lo que podría volverlas inaceptables como alimento".

"También se deben recolectar datos sobre los métodos locales de pesca y sobre las zonas preferidas para pescar, de forma que se eviten conflictos innecesarios".

"Se debe obtener datos sobre los animales marinos en la región usando redes (tendidas a lo largo del lecho) o dragas (que toman una muestra del lecho blando). Un número pequeño de muestras revelará las principales especies de animales y dará una indicación del número de biomasa de las especies de la región. Sólo un programa muy ambicioso puede producir un estimado estadísticamente confiable del número de cualquier de los cientos de especies que pueden vivir en el área. Es muy improbable que esta información sea necesaria. Las muestras de los animales recolectados en estos muestreos previos pueden ser preservadas en formol indefinidamente para absolver preguntas futuras acerca de los cambios en la vida marina".

"Los cambios naturales en las condiciones marinas (causados por variaciones en las corrientes, grandes tormentas, manchas solares, etc.) causan cambios en la vida marina, que pueden ser confundidos con los producidos por el emisario submarino. Una defensa contra la crítica es realizar mediciones biológicas equivalentes en otro lugar en que las profundidades, las condiciones del lecho, las corrientes, etc., sean lo más similares a la zona del emisario submarino. Esto permitirá hacer una distinción entre los efectos del emisario submarino y los naturales".

"Se debe ubicar una docena de estaciones de muestreo en tres líneas de cuatro estaciones, en forma paralela al contorno del lecho, con separaciones de 200 m, en el área del emisario submarino. En cada estación se pueden recolectar muestras de los sedimentos del lecho y de los animales por medio de dragas y redes. Las muestras simples serán suficientes para cumplir con los objetivos mencionados; el intento de obtener datos estadísticamente aceptables incrementará en gran medida los costos".

"Los países en desarrollo que no fabrican o usan sustancias químicas orgánicas sintéticas en cantidades significativas no necesitan realizar mediciones complicadas de sustancias químicas del lecho o de los animales. Las únicas sustancias químicas que podrían causar un problema son aquellas solubles en grasas corporales, tales como los DDTs o BPCs. Es más probable que el primero llegue al mar por escorrentía que por una tubería; el último es más característico de sociedades industrializadas,

en las que actualmente se está usando en menor cantidad. Los metales en las descargas de aguas residuales no dañan a los animales marinos, por lo que no se necesita realizar mediciones en el mar".

La eutroficación puede ser un factor si la descarga se hace a las aguas marinas en las que la circulación restringida del agua limita la dilución, tal como en estuarios, bahías y lagunas. Sin embargo, la eutroficación no es un factor cuando la descarga es al mar abierto, en donde se obtienen fácilmente valores de dilución inicial de 100 a 1 y mayores.

5. PROGRAMAS DE MONITOREO PARA NECESIDADES DE EVALUACIÓN

El monitoreo de efluentes de aguas residuales y de aguas que reciben descargas es una parte esencial del sistema de tratamiento y disposición marina bien manejada. El monitoreo no sólo proporcionará información valiosa para verificar que un sistema de disposición marina está brindando protección apropiada a la salud pública, así como los usos benéficos del agua marina, sino que desarrollará datos útiles en la planificación de la expansión o modificación del sistema.

Un programa completo de monitoreo para una descarga de aguas residuales a las aguas marinas incluiría análisis comprensivos del agua residual, así como de las aguas receptoras y de los sedimentos marinos en los alrededores de la descarga. Tal monitoreo incluiría estudios de base llevados a cabo durante el año anterior a la descarga para establecer las condiciones originales, así como análisis después de la misma para determinar los cambios significativos que podrían suscitarse en el ambiente marino. Los análisis podrían incluir parámetros físicos (tales como flujo de aguas residuales y contenido de sólidos, transparencia y temperaturas del agua marina), parámetros químicos (tales como DBO, oxígeno disuelto, nutrientes, metales pesados y carbón orgánico) y parámetros biológicos (tales como coliformes, plancton, organismos bénticos y toxicidad).

En California, por ejemplo, los programas de automonitoreo son un requisito para las agencias a cargo de grandes cantidades de aguas negras. La extensión de tales programas de monitoreo está señalada por el siguiente resumen de los análisis de las aguas receptoras llevados a cabo por los Distritos Sanitarios del Condado de Los Angeles, en los que se deben realizar anualmente casi 15,000 análisis individuales. Estos son adicionales a un análisis comprensivo del efluente de aguas residuales (Ludwig, 1976).

5.1 Programa de monitoreo: Distritos Sanitarios del Condado de Los Angeles

Estación	Frecuencia	Análisis
<u>Análisis de agua</u>		
7 en la costa/ superficie	Diaria	Coliformes
5 cerca a la costa/superficie	Semanal	Temperatura, transparencia, OD, coliformes
24 mar adentro/ superficie	Semanal	Temperatura, OD, turbiedad, transparencia, grasas y aceites
24 mar adentro/a tres profundidades	Mensual	Temperatura, OD, turbiedad, transparencia, grasa y aceite
<u>Análisis bénticos</u>		
40 estaciones, cuatro muestras	Dos veces por año	Especies: abundancia, biomasa, diversidad Sedimentos: H ₂ S, N orgánico, trazas de metales
	Dos veces al año	Especies abundancia, diversidad,

Estación	Frecuencia	Análisis
		anomalías
<u>Arrastres de peces</u>		
7 transects, tres profundidades		
<u>Energía de luz azul</u>		
5 estaciones	Dos veces al año	Luz para ayudar al crecimiento de algas marinas "Kelp"
<u>Buceo</u>		
5 transects	Dos veces al año a 4 profundidades	Especies: peces invertebrados, algas, fotografías

Obviamente, un programa tan extenso sólo podría ser aplicado por una agencia muy grande con capacidad para solventar el costo del personal técnico y de los recursos requeridos. Además, como informó Bascom (1987), estos programas elaborados de monitoreo son realmente enormes proyectos de investigación biológica-química que generan grandes cantidades de información innecesaria, inútil y que algunas veces crea controversia sin objeto.

Los programas de monitoreo que podrían ser recomendados para países en desarrollo deben tomar en consideración los límites de los recursos que están disponibles y que es probable que se puedan tener disponibles. Los programas deben, por lo tanto, planificarse cuidadosamente para incluir sólo investigaciones que se relacionen con la protección de la salud pública y la protección de los usos benéficos específicos de una zona en particular.

Por ejemplo, para un sistema de emisarios submarinos propuesto para ser construido en la isla de Rarotonga, Cook Islands, se sugirió el siguiente programa (Ludwig, 1980):

5.2 Programa de monitoreo propuesto: Rarotonga

Efluente de aguas residuales:

Cantidad de agua residual - con medidor de flujo de grabación.
 Efluente de agua residual - muestras compuestas de 24 horas, mensuales.
 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO), 5 días, 20°C
 NMP de organismos de coliformes totales
 Sólidos sedimentables y suspendidos
 Temperatura

Aguas receptoras:

Coliformes totales, NMP/100 ml en una red de 8 estaciones.

El muestreo y los análisis deben iniciarse antes de completar la construcción del sistema y de la descarga del efluente para proporcionar datos históricos de contaminación.

El muestreo y los análisis deben realizarse inicialmente a intervalos mensuales, aumentando o disminuyendo su frecuencia, de acuerdo con la experiencia obtenida.

Cuando se recolectan las muestras para analizar coliformes, se debe efectuar una inspección visual general para determinar la apariencia global de las aguas y para observar cualquier indicio de contaminación que pudiera justificar la realización de análisis adicionales de monitoreo.

Si, y cuando pareciera que se desarrollan algunos problemas en las aguas marinas receptoras, se debe realizar un monitoreo especial para identificar el problema, a fin de que se tomen las medidas correctivas necesarias. Se requieren técnicas especiales de muestreo, procedimientos analíticos, equipo de laboratorio y técnicas asociadas para una determinación apropiada de muchos de los parámetros involucrados en el monitoreo marino y este ejercicio requerirá colaboración técnica externa.

5.3 Estaciones de monitoreo/zonas de mezcla

En la Figura 10 se muestra un ejemplo de las estaciones de monitoreo y se indican tres grupos de estaciones: A, B y C.

Las estaciones a lo largo del extremo externo de la zona de recreación, B₁, B₂ y B₃ representan las estaciones que verifican que el sistema de tratamiento y disposición marina está cumpliendo con los objetivos establecidos para proteger los usos benéficos de las aguas marinas, incluyendo la salud pública y los parámetros estéticos y ecológicos. Los números de coliformes totales (NMP/100 ml) en estas condiciones deben cumplir con los estándares para actividades recreativas de contacto primario y para cosecha de mariscos, si fuera el caso.

Como se ha mencionado anteriormente, las estaciones a lo largo de la playa, A₁, A₂, A₃ y A₄ no sólo proporcionan monitoreo adicional de los posibles efectos de la descarga del emisario submarino, sino también de todas las fuentes adicionales de contaminación de la playa, incluyendo escorrentías pluviales y el uso de las playas por la población. Los parámetros microbacteriológicos para este monitoreo pueden incluir no sólo coliformes (totales y fecales) sino también E. Coli, enterococos y estafilococos.

El tercer grupo de estaciones de monitoreo C₁, C₂, C₃ y C₄ define los límites de una zona preestablecida de mezcla. El propósito de la zona de mezcla es designar una zona limitada para dilución inicial del efluente con agua marina y, por lo tanto, es un área de incumplimiento y de uso limitado del agua.

VIII. SISTEMAS DE DISPOSICIÓN MARINA PARA CIUDADES COSTERAS - PROTECCIÓN AMBIENTAL Y COSTOS

La planificación conceptual de un sistema de disposición para aguas residuales ubicado a lo largo del litoral de mar abierto; involucra la determinación de la combinación óptima del tratamiento de aguas residuales y de un sistema de disposición/ dispersión que cumpla con los objetivos racionales y prácticos de calidad de agua.

1. EJEMPLO HIPOTÉTICO

La Figura 11 y la Tabla 2 presentan un conjunto de alternativas ideales de disposición de aguas residuales para una municipalidad ubicada en costa abierta. Se comparan tres alternativas que son:

- Tratamiento convencional secundario: 90% de remoción del contaminante, descarga a través de un emisario corto, promedio dilución 10.
- Tratamiento primario, 35% de remoción del contaminante, descarga mar adentro con alto promedio de dilución 150.
- Tratamiento preliminar, 10% de remoción del contaminante, punto de descarga y promedio dilución en B.

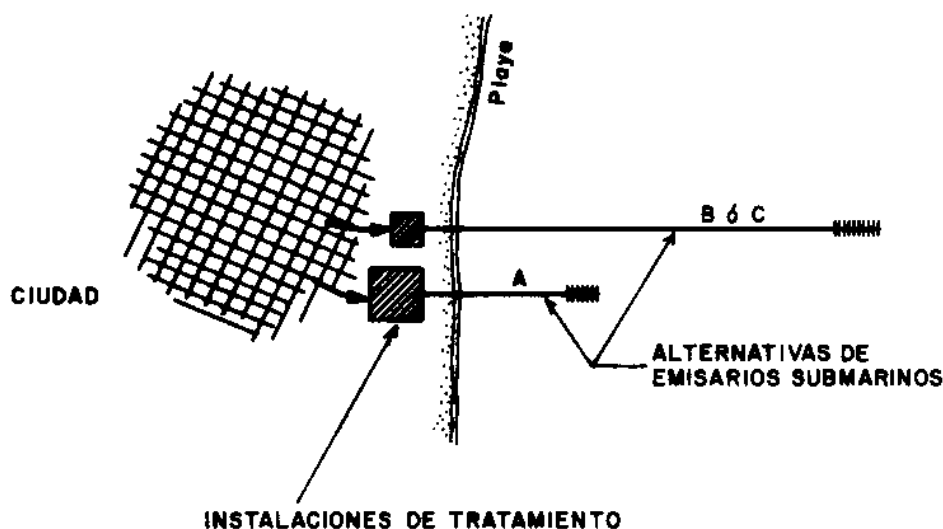


Figura 11. Alternativas ideales para una disposición en costa abierta

En la Tabla 2 se comparan las concentraciones del desecho en la playa para cada alternativa, en términos de la concentración del contaminante no tratado, C_0 . Las concentraciones de aguas residuales consideran la remoción por varios procesos de tratamiento, la dilución inicial cerca del difusor y los efectos combinados de tratamiento, dilución inicial y dilución durante el transporte. Es evidente que el Sistema B con tratamiento primario (35% de remoción) y dilución inicial alta produce las concentraciones mínimas de contaminantes conservativos (sin decaimiento) que sólo son afectados por procesos de tratamiento y dilución. Se debe notar que la concentración del contaminante en la playa para la alternativa B es $C_0/550$ que es 4.4 veces más baja que la de la alternativa A, $C_0/125$. Igualmente, la alternativa C, que incorpora sólo tratamiento preliminar (10% de remoción), producirá una concentración del contaminante ($C_0/400$) 3.2 veces más baja que la alternativa A.

Si existe preocupación acerca de los contaminantes con decaimiento, tales como coliformes, en la descarga de las aguas residuales (y éste ha sido históricamente el punto focal de todos los sistemas de disposición marina hasta la fecha), se hace más evidente la preferencia por las alternativas B y C ante la alternativa A. Compare las concentraciones de contaminantes en la zona de playa para las alternativas B y C de $C_0/550,000$ ó $C_0/400,000$ con el valor correspondiente de $C_0/1,250$ para la alternativa A.

Tabla 2. Cálculos para el ejemplo de la Figura 11

Ubicación de la Descarga	A	B	C
Dilución inicial cerca del difusor, S_0 (valor asumido)	5-20 (10)	100-200 (150)	100-200 (150)
Proceso de tratamiento	Secundario	Primario	Trat.Preliminar
Porcentaje de remoción (asumido)	90	35	10
Dilución equivalente	10	1.54	1.11
Concentraciones del contaminante cerca del difusor:			
Contaminantes conservativos	$C_0/100$	$C_0/230$	$C_0/167$
Tiempo de transporte asumido, T a la zona de la playa, horas	1.5	4.5	4.5
Factor de dilución adicional asumido durante el transporte	1.25	2.4	2.4
Valor de T^{90} - contaminantes con decaimiento, horas	1.5	1.5	1.5
Reducción de contaminantes con decaimiento durante el transporte $10^{T/1.5}$	10	1,000	1,000
Concentraciones del contaminante en la playa			
Contaminantes conservativos	$C_0/125$	$C_0/550$	$C_0/400$
Contaminantes no conservativos	$C_0/1250$	$C_0/550000$	$C_0/400000$

2. COSTOS UNITARIOS PARA SISTEMAS DE TRATAMIENTO Y EMISARIOS SUBMARINOS

La Figura 12 presenta costos estimados para la construcción de instalaciones de tratamiento como sigue:

- Curva 1: Tratamiento secundario, incluyendo clarificadores primarios, tratamiento biológico de lodos activados, clarificadores secundarios, digestión de lodos y disposición y cloración.
- Curva 2: Tratamiento primario, incluyendo tanques de sedimentación y digestión y disposición de lodos.
- Curva 3: Tratamiento preliminar incorporando tamices con orificios de 1.0 mm, prensas de cerniduras e instalaciones para la disposición de cerniduras.

Todos los costos incluyen construcciones asociadas de operación, abastecimiento y equipo eléctrico, equipo mecánico, tubería, válvulas, pistas de acceso, cerco, preparación de terreno y otros elementos requeridos para una instalación completa.

Las curvas se han graficado para usar el flujo promedio de diseño de aguas negras. Sin embargo, la alternativa de tamices incluye suficientes tamices, tanto para manejar flujo pico, como para tener unidades de reserva.

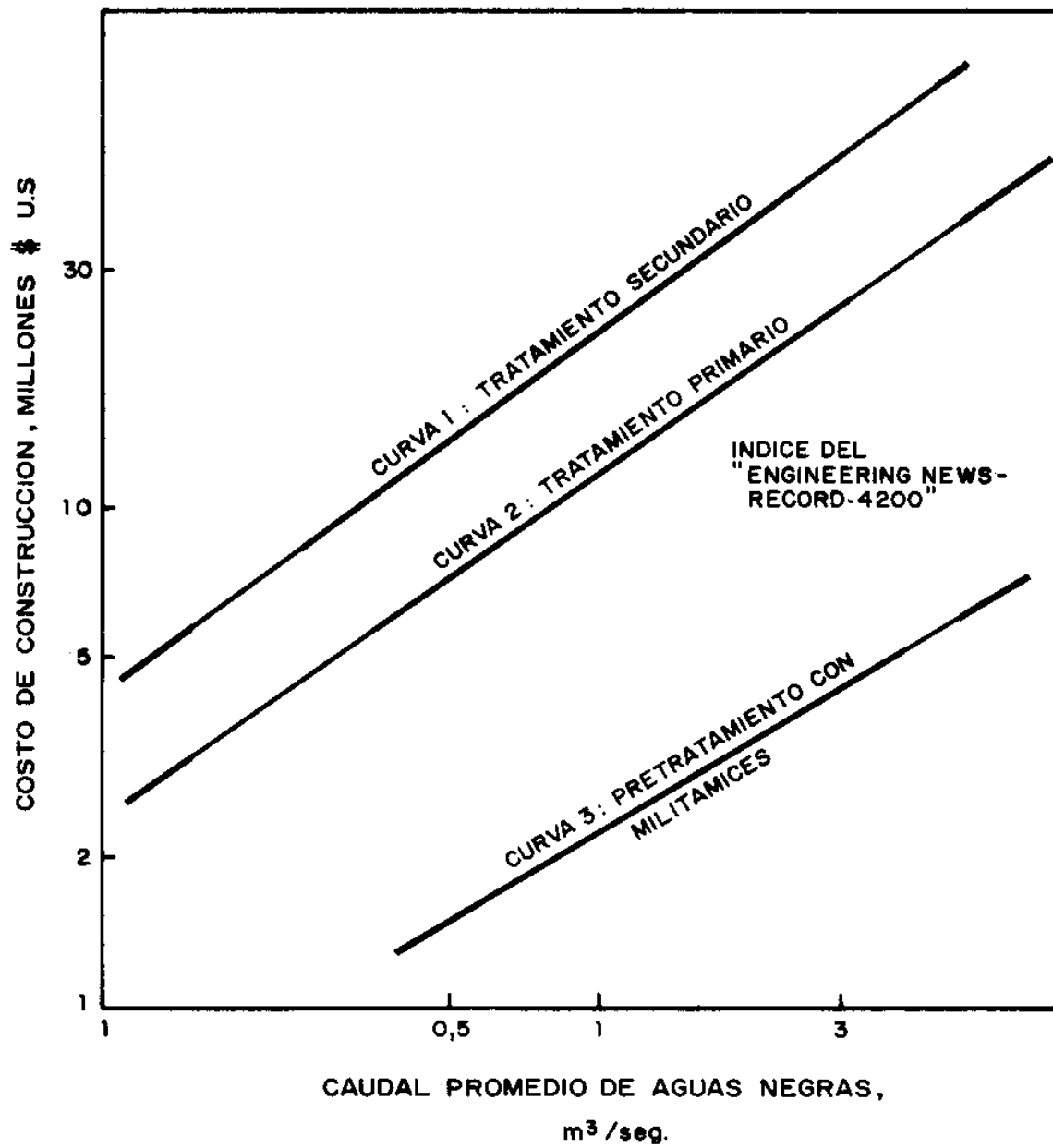


Figura 12. Costo de tratamiento

La Figura 13 presenta el costo estimado de construcción por metro de emisario submarino de varios diámetros. Los costos están basados en un emisario, incluyendo difusor, de aproximadamente 3,000 m de longitud.

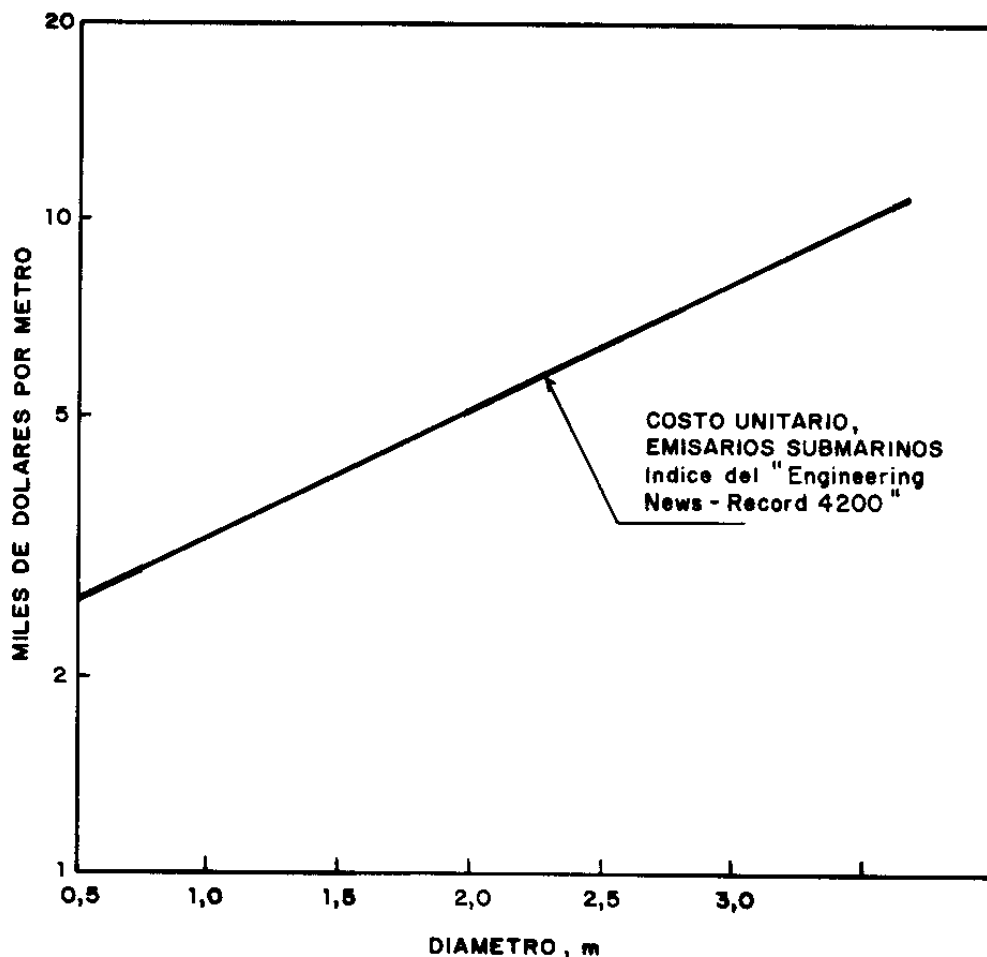


Figura 13. Costos del emisario submarino

3. COSTO DE SISTEMAS ALTERNATIVOS

Los siguientes costos estimados brindan una comparación de los costos relativos de los tres sistemas alternativos descritos en la sección anterior, esto es, tratamiento secundario seguido de un emisario submarino relativamente corto para descargar el efluente más allá de la zona de recreación (1,000 m) y tratamiento primario o preliminar utilizando un emisario submarino de gran longitud (3,000 m).

El ejemplo está basado en los siguientes datos de entrada:

–	Flujo promedio del diseño de aguas negras	:	$Q_A = 1.3 \text{ m}^3/\text{s}$
–	Flujo pico del diseño de aguas negras	:	$Q_p = 1.95 \text{ m}^3/\text{s}$
–	Velocidad de diseño en el emisario submarino a un flujo pico	:	$V = 2.5 \text{ m/s}$
–	Área requerida del emisario submarino	:	$A = 0.78 \text{ m}^2$
–	Diámetro del emisario submarino	:	$D = 1.0 \text{ m}$
–	Longitud requerida del difusor	:	$L = 200 \text{ m}$

Tabla 3. Costo de los sistemas de disposición marina

Tipo de Tratamiento	Costo de la instalación del tratamiento Millones de EUA\$	Longitud del emisario, incluyendo difusor, metros	Costo del emisario submarino* Millones de EUA\$	Costo total Millones de EUA\$
A Secundario	27.0	1,200	6.1	33.1
B Primario	14.0	3,200	10.4	24.4
C Preliminar	2.7	3,200	10.4	13.1

* Detalle del costo del emisario submarino.

	¡Error! Marcador no definido. 500 m	2,700 m
	zona de rompeolas	mar adentro
Costo de movilización		EUA\$ 2.0 M
500 m de la zona de rompeolas		2.65
2,700 m zona de mar adentro		5.75
Emisario submarino para tratamiento primario/preliminar		10.4
Emisario submarino para tratamiento secundario		7.00
$2.0 + 2.65 + \frac{7.00}{2,700} (5.75)$		6.1

Los datos de la Tabla 3 muestran claramente la gran ventaja económica de la alternativa C que usa tratamiento preliminar en el que el costo total del sistema es 40% del de la alternativa A, que usa tratamiento secundario.

Además, los costos de operación y mantenimiento para la alternativa C son sólo una pequeña fracción del costo de la alternativa A. Y, finalmente, el consumo de energía para la alternativa C es muy bajo.

ANEXO 1

DISEÑO TÍPICO DE UN EMISARIO SUBMARINO

El siguiente ejemplo del diseño funcional de un emisario submarino está basado en un proyecto real de diseño para la zona de Barra da Tijuca Jacarepaguá en Río de Janeiro, Brasil.

Parámetros de diseño

Población/Flujo de aguas negras

Año	Población	Flujo de aguas negras, m ³ /s		
		Mínimo	Promedio	Máximo
1987	350,000	1.09	1.46	2.19
2009	800,000	2.65	3.52	5.30

Datos marinos

Topografía del lecho

La investigación del lecho marino reveló que las profundidades promedio del mar de 10, 20 y 30 m se alcanzan a distancias de 300,650 y 1,800 m desde la costa, respectivamente. Desde los 1,800 m hacia mar afuera se marcan las curvas del lecho a una distancia casi uniforme de 1 m cada 250 m, alcanzando una profundidad de 39 metros a una distancia total de alrededor de 4,000 m desde la costa.

Datos de la corriente

Los datos de la corriente mostrados ya en la Figura 5 en la que los vectores máximos hacia la playa son los siguientes:

Probabilidad/frecuencia

- 80% del tiempo - menores a 0.175 m/s
- 90% del tiempo - menores a 0.215 m/s

Los análisis de las velocidades de la corriente marina medidas a profundidades correspondientes a la zona de formación de pluma indican que una corriente mínima de 0.12 m/s puede considerarse sin riesgo para el diseño.

A.1.2

Estratificación de densidad

Las curvas de estratificación de densidad para las cuatro estaciones del año se muestran en la Figura 4 de esta guía.

Coliformes totales y tasa de desaparición

La tasa de desaparición de coliformes totales, expresada como el valor de T_{90} , definida como el intervalo de tiempo requerido para la desaparición del 90% de los organismos remanentes (sobre y por encima de reducciones debidas a dilución y/o difusión), se estableció en 1.5 horas. Muchos estudios de T_{90} anteriores, complementados con experimentos adicionales, indican un valor entre 1.0 y 1.3 horas. Sin embargo, debido al hecho que el valor de T_{90} tiene influencia extrema en la longitud del emisario, se ha adoptado un valor conservador de 1.5 horas.

Se ha adoptado una concentración de coliformes totales en el efluente crudo de 3.5×10^8 NMP/100 ml, basada en análisis de muestras de aguas residuales obtenidas en varias zonas de la ciudad.

Se ha establecido un área de recreación de 300 m. El estándar deseado de coliformes debe cumplirse en esta ubicación.

Estándar de coliformes para aguas de recreación

El estándar de coliformes utilizado en el diseño es aquel de la Secretaría del Medio Ambiente de Brasil. Para aguas de contacto primario recreativo, los coliformes totales no deben exceder de las siguientes cantidades, en 80% o más del grupo de muestras obtenidas en la misma ubicación en cada una de las cinco semanas anteriores:

- Para aguas marinas consideradas excelentes: 1,250 NMP/100 ml
- Para aguas marinas consideradas satisfactorias: 5,000 NMP/100 ml

Puesto que las playas de Barra de Tijuca actualmente son consideradas "excelentes" deben cumplir con el estándar de 1,250 NMP/100 ml, usando el vector de velocidad de corriente hacia la costa sin excederse más del 20% del tiempo.

Diseño del emisario submarino

El emisario submarino ha sido diseñado basándose en los modelos de Roberts para determinar la dilución inicial y la inmersión del campo y en el modelo de Brooks para dispersión horizontal, tal como se ha mencionado en la Sección V de esta guía.

La longitud del difusor ha sido seleccionada para proporcionar una dilución mínima absoluta de la pluma mezclada efluente/agua marina de 100 a 1, bajo las condiciones más adversas que puedan ocurrir en el mar, incluyendo estratificación máxima de densidad para el verano y velocidad mínima de corriente (menos que 0.06 m/s) y para proporcionar la inmersión de la pluma durante todo el año.

A.1.3.

Un estudio preliminar indicó que se requeriría una longitud total del emisario submarino de aproximadamente 3,500 m. La profundidad marina a esta distancia de la costa se estimó como 36 m y se utilizó en los análisis de diseño.

Cálculo de la longitud del difusor

La selección de la longitud del difusor se muestra en la Figura A-1 usando el modelo de Roberts

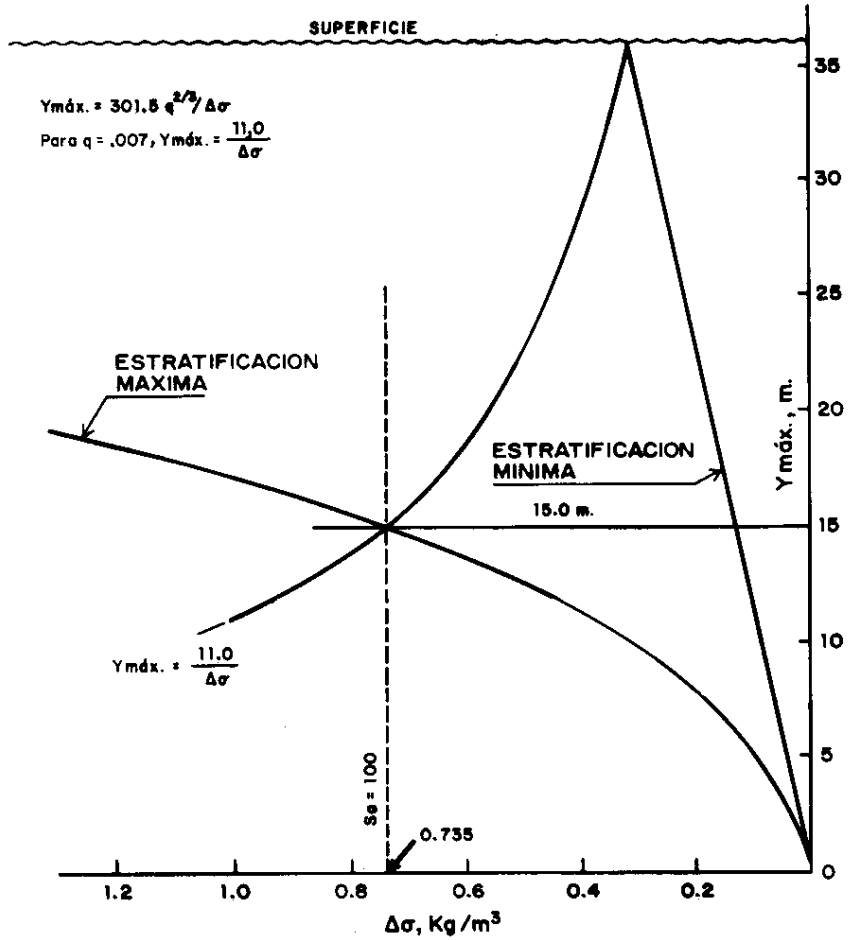


Figura A-1. Cálculo de elevación de ascenso para la velocidad mínima de corriente $F_R < 0.1$

A.1.4.

para la determinación de la elevación máxima de ascenso para una corriente mínima (< 0.06 m/s, esto es,

$$Y_{\max} = \frac{301.5 q^{2/3}}{\Delta S}$$

y la curva máxima de estratificación para condiciones de verano. Para un valor de $q = 0.007$ m³/s por metro de difusor, se obtiene la condición de dilución inicial, $S_a = 100$ y se muestra que la elevación correspondiente de ascenso Y_{\max} es 15 m.

$$\text{Longitud del difusor, } L = \frac{Q}{q} = \frac{3.52}{0.007} = 503 \quad \text{ó} \quad \underline{500 \text{ m}}$$

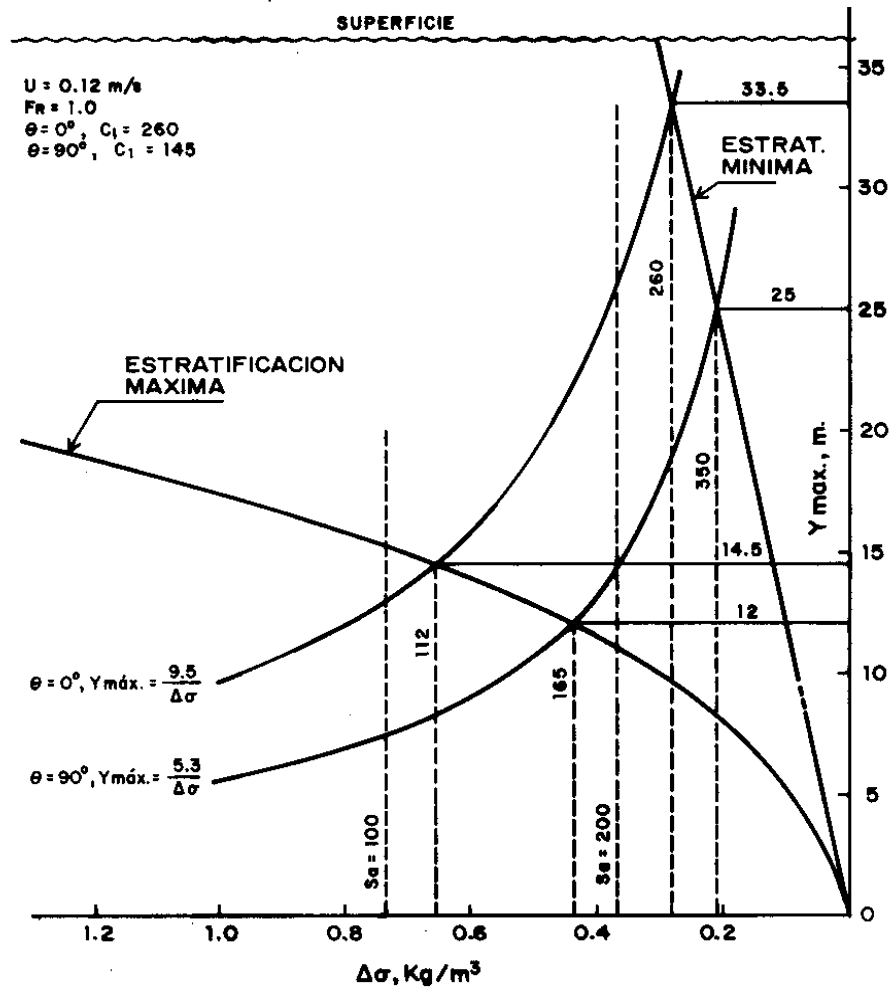


Figura A-2. Cálculo de ascenso de elevación para la velocidad de corriente 0.12 m/s, $Fr = 1.0$

A.1.5.

Realmente, los valores iniciales de dilución serán mayores que 100 a 1, en tanto que casi siempre existen valores de corrientes marinas mayores a 0.06 m/s. En la Figura A-2 se determinan valores para dilución inicial y elevación de ascenso para la velocidad de corriente de 0.12 m/s de diseño en la zona de formación de pluma, los que se resumen seguidamente:

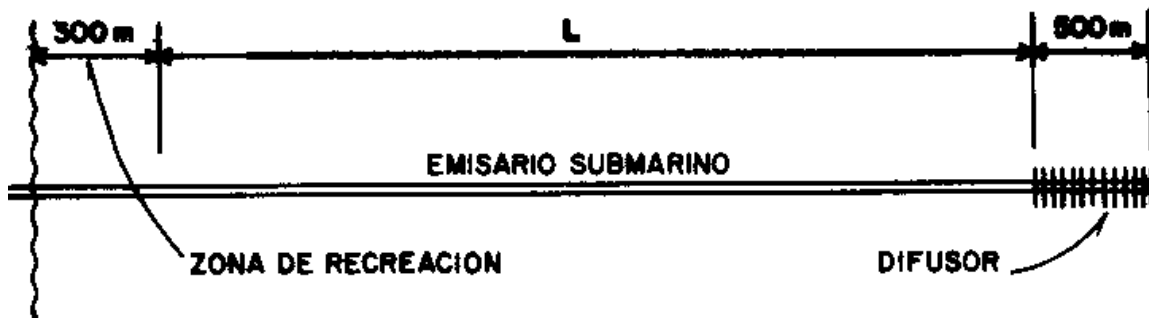
¡Error! Marcador no definido. Condición	Y_{max} , m		Dilución inicial	
	$\theta = 0^\circ$	$\theta = 90^\circ$	$\theta = 0^\circ$	$\theta = 90^\circ$
Estratificación máxima	14.4	12.0	112	167
Estratificación mínima	33.5	25	260	350

Los datos combinados muestran que la pluma permanecerá sumergida durante todo el año.

Cálculo de la longitud del emisario submarino

La longitud del emisario submarino se selecciona (junto con la longitud del difusor seleccionado) para producir una combinación de dilución inicial, dispersión horizontal y desaparición bacteriana suficiente para reducir la concentración de coliformes totales del valor original de 3.5×10^8 NMP por 100 ml al estándar de coliformes adoptado para la actividad recreativa.

En este caso el difusor ha sido orientado en forma perpendicular al litoral para aprovechar más los frecuentes vectores de corriente paralelo a la costa.



$$\begin{aligned} \text{Longitud total del emisario} &= L + 300 \text{ m} + 500 \text{ m} \\ &= L + 800 \text{ m} \end{aligned}$$

A.1.6.

Los cálculos de concentraciones de coliformes en el extremo externo de la zona de recreación se muestran en la siguiente tabla.

Concentración de coliformes - Longitudes del emisario "L"

Velocidad de Corriente		Dilución Inicial*	Tiempo de trans. horas	Reducción bacteriana $10^{T/1.5}$	Dispersión horizontal	Reducción Total	Conc. final colif. NMP/100 ml
m/s	m/h						
L = 3,000 m							
0.175	630	112	4.76	1.49×10^3	2.06	3.45×10^5	1,010
0.215	774	112	3.88	3.84×10^2	1.79	7.69×10^4	4,550
L = 3,200 m							
0.175	630	112	5.08	2.43×10^3	2.17	5.91×10^5	590
0.215	774	112	4.13	5.70×10^3	1.87	1.19×10^5	2,930

* Valor mínimo utilizado

Los datos indican que la longitud del emisario submarino "L" de 3,000 m cumplirá con el estándar de 1,250 NMP/100 ml de coliformes totales. Además, para el vector de velocidad de corriente de 90%, la misma longitud del emisario submarino resultará en conteos de coliformes menores a 5,000 NMP/100 ml, que son considerados satisfactorios. Sin embargo, un emisario submarino de 3,200 m está recomendado para proporcionar un factor de seguridad. La longitud total del emisario submarino es, por lo tanto, 4,000 m, incluyendo los 500 m de la sección del difusor.

Diámetro del emisario submarino y del sistema difusor

La selección del diámetro del emisario submarino es un problema hidráulico normal que debe proporcionar velocidades adecuadas para flujos mínimos que ocurrirán durante los primeros años de operación, así como limitar la pérdida de carga al máximo posible cuando los flujos llegan a los valores de diseño. Las pérdidas de carga deben considerar, no sólo la fricción normal y las pérdidas de carga de velocidad en la tubería principal y el difusor, sino también la carta que resulta de la descarga de agua dulce al agua marina, la llamada diferencia de agua salada que es 2.6% de la profundidad del agua en un ambiente marino normal.

El diámetro del difusor requiere que se tomen en consideración los problemas de construcción y las necesidades de limpieza, así como la interrogante sobre las velocidades mínimas.

A.1.7.

Para simplificar la construcción y la limpieza, el diámetro de la tubería se mantiene constante frecuentemente. Esto significa que la velocidad en el difusor variará de Q/A en su inicio hasta Q/NA al final, en donde N es el número de orificios del difusor. Esto crea una condición submínima de velocidad en la porción final del difusor, pero la experiencia ha mostrado que no constituye un problema significativo.

En muchos de los emisarios submarinos más importantes construidos en California y Hawaii, las secciones del difusor se han configurado en forma cónica para mantener velocidades más altas en las secciones externas del mismo, a medida que el flujo disminuye. En tales casos, se necesita prevenir el acceso, en o cerca de las secciones reductoras, para permitir la remoción e inserción del equipo de limpieza.

Todos los difusores deben estar equipados con estructuras finales que contengan compuertas que puedan abrirse para su limpieza periódica, siempre y cuando fuera requerido. Usualmente se ubica un orificio final al terminar la estructura para proporcionar un flujo continuo en el terminal del emisario submarino.

Número y tamaño de los orificios del difusor

Los orificios de pequeño diámetro del difusor, con poco espacio entre ellos, producirán valores más altos de dilución inicial que los orificios con mayor espacio entre ellos, para la misma descarga por unidad de longitud del difusor.

Liseth (1976) ha determinado que se obtendrá dilución máxima cuando la espaciación de los orificios 1 , sea tal que $Y/1$ esté entre 5 y 10, en donde Y es la elevación final de ascenso de la pluma mezclada efluente/agua marina.

Existen algunas consideraciones prácticas sobre el diámetro de los orificios. Cuando se descargan aguas residuales que solamente pasan por rejas gruesas, es aconsejable mantener el diámetro de los orificios en 0.15 m para evitar problemas de obstrucción. En sistemas que reciben efluentes primarios o secundarios, ha resultado exitoso el uso de orificios con diámetros tan pequeños como 0.05 m. Sin embargo, cuando la descarga se hace a aguas con profundidad razonable, el diseño apropiado usualmente resultará en que la dilución no es significativamente afectada por el diámetro de los orificios, cuando es de 0.15 m o menos. Por esta razón, en emisarios submarinos diseñados para aguas profundas no se recomiendan diámetros menores a 0.08 m porque hay muy poca o ninguna ventaja y se incrementa la posibilidad de obstrucción.

Es muy importante asegurarse que el área total de los orificios sea significativamente menor al área de la tubería aguas abajo de cualquier sección del difusor. Si se reduce el diámetro del difusor, esta relación debe mantenerse para el diámetro del nuevo difusor.

Si el área total de los orificios excede el área de la tubería, la velocidad promedio de la descarga por los orificios sería menor que la velocidad de flujo de la tubería, esto es, el flujo tendría que desacelerarse antes de la descarga. Físicamente esto no es posible y, por lo tanto, algunos orificios no descargarán a su máxima capacidad, o no lo harán, anulando de esta manera el propósito del difusor.

A.1.8.

Asimismo, bajo tales condiciones, cuando el movimiento superficial de las olas es un porcentaje significativo de la profundidad del agua, pueden ocurrir perturbaciones hidráulicas, tales como las descritas por Grace (1978):

"Que la acción de las olas puede perturbar la operación continua de un difusor con multiorificios ha sido confirmado por observaciones por buzos en dos emisarios submarinos en las aguas Hawaianas. En un emisario submarino una descarga de tinte en la parte opuesta del orificio cuando pasó la cresta de la ola, ingresó directamente al orificio para reaparecer como chorro del efluente y del agua marina en el siguiente seno de ola. Hubo algo de mezcla dentro del difusor, ya que el tinte apareció en otros orificios en ciclos posteriores. En otro emisario submarino, la descarga por los orificios se desaceleró bajo las crestas de las olas, pero realmente no se revirtió. Tales situaciones, como se ha mencionado, no sólo causan perturbaciones hidráulicas sino que pueden llevar a que la arena en suspensión ingrese a las tuberías y se asiente en ellas. Debe salir un flujo adecuado de todas los orificios en todo momento".

Varios autores han citado que las relaciones área de orificios/área de tubería deben ser de 50%, 70%, etc., pero no presentan una sustentación para un porcentaje específico. Los primeros emisarios submarinos profundos en California tenían relaciones de 0.94 y 0.85 y operan muy satisfactoriamente.

Brooks (1970) ha dicho que un criterio razonable para asegurar que las puertas descargarán plenamente es mantener $F > 1.0$; en la práctica esto significaría una relación de 90%.

Las relaciones de 70-75% son óptimas para difusores instalados en aguas profundas, ya que ellos asegurarán una función apropiada del difusor y también resultarán en una carga mínima de bombeo.

Un difusor está usualmente diseñado con orificios alternos a cada lado de la tubería. Se considera la distancia efectiva entre todos los orificios 1, sin tomar en cuenta su ubicación.

Análisis hidráulicos

El diseño hidráulico de un difusor de multiorificios es básicamente un problema en flujo múltiple.

La tasa de descarga, Q , de un orificio se expresa como:

$$\Delta Q = C_D a \sqrt{2gE}$$

donde,

ΔQ	=	descarga del orificio
C_D	=	coeficiente de descarga
a	=	área del orificio
E	=	carga hidráulica total en el flujo de la tubería principal en el orificio

A.1.9.

$$E = \frac{V^2 n}{2g} + h_n$$

donde,

V_n = velocidad en la tubería principal
 h_n = diferencia en la presión de carga hidráulica entre el interior y exterior de la tubería.
Esto es sólo un factor cuando el difusor está situado en una pendiente.

El coeficiente de descarga, C_D , varía de acuerdo a como cambie la relación de la velocidad de carga hidráulica y la energía total y ha sido reportado por Brooks (1970) como sigue:

Para orificios de filo cortante:

$$C_D = 0.63 - 0.58 \frac{V^2/2g}{E}$$

Para orificios con salidas lisas de boca de campana:

$$C_D = 0.975 \left(1 - \frac{V^2/2g}{E} \right)^{3/8}$$

De tal manera, se puede apreciar que el flujo en cualquier orificio varía con la velocidad cambiante de la tubería, con cambios en la elevación (que introducen valores de H_n y con coeficiente de descarga cambiante).

El análisis es un proceso paso a paso, empezando en el extremo de salida. Se hace evidente que no se puede decidir acerca de un flujo total en particular antes de iniciar los cálculos. Es necesario estimar primero el flujo desde el orificio terminal, luego calcular los flujos desde los orificios restantes. Luego se compara la suma resultante de todas las descargas de los orificios con el flujo total deseado y si está significativamente errado, se debe hacer un nuevo estimado inicial y repetir el proceso.

Durante el proceso, el diseñador puede modificar el diámetro de los orificios para mantener la descarga tan uniforme como sea posible.

El análisis de un difusor tendido en una pendiente de cero es el más sencillo, ya que no ocurrirán diferencias en la presión de carga hidráulica. Asimismo, para tales casos, la distribución de flujo de cualquier grupo de orificios del difusor sería igual para todas las tasas de descarga.

A.1.10

Cuando se tiende un difusor sobre un lecho marino con pendiente es de extrema importancia incluir diferencias de presión de carga hidráulica en los cálculos, a fin de que el flujo uniforme ocurra. Bajo tales condiciones, los orificios iniciales del difusor necesariamente serán más pequeños y gradualmente irán aumentando en tamaño a lo largo del difusor.

Cuando el difusor esté ubicado en pendiente, será imposible obtener una distribución uniforme para todas las tasas de flujo. En tales casos, es aconsejable hacer la distribución equitativamente uniforme en flujo bajo o mediano y dejar que los orificios más profundos descarguen más que la descarga promedio de los orificios durante tasas altas de flujo:

Los cálculos se facilitan usando la fórmula de Darcy-Weisbach, esto es:

$$h_f = f \frac{L V^2}{d 2g}$$

Se sugiere un valor para $f = 0.018$ que es equivalente a un valor "n" de Manning de 0.013 para un diámetro de tubería de 1.5 m.

Para un difusor tendido sin pendientes no existe necesidad de modificar el diámetro del orificio, ya que los cálculos sólo muestran una pequeña variación en la descarga de un extremo al otro del difusor.

Esta variación será mucho más pronunciada en un difusor en pendiente y el tamaño del orificio deberá ajustarse apropiadamente.

Idealmente, los cálculos hidráulicos se realizan por análisis computarizados habiendo programas disponibles para tales casos.

Diseño del difusor - Barra da Tijuca

Basado en un análisis hidráulico-económico típico, se determinó que el diámetro más efectivo en cuanto al costo era 1.5 m.

Diámetro del emisario submarino, $D = 1.5$ m.

Área de la tubería del emisario submarino, $A = 1.767$ m².

Área total de los orificios del difusor = (70-75%) $A = \pm 1.25$ m².

A.1.11.

Diámetro del orificio d m	Área del orificio a	Número de orificios N	Distancia l	Y/l	
				Y = 15 m	Y = 25 m
0.08	0.00503	248	2.02	7.4	12.4
0.09	0.00636	197	2.54	5.9	9.8
0.10	0.00785	159	3.14	4.8	8.0

Para mantener Y/l entre 5 y 10, seleccione el diámetro del orificio en 0.09 m.

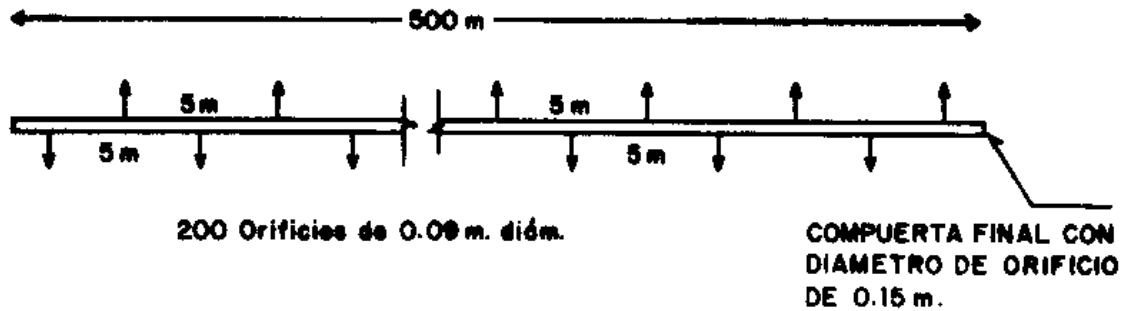
Use 200 orificios a una distancia de 2.5 m y un orificio final de 0.15 m de diámetro.

Área total de los orificios = (200) (0.00636) + 0.0177 = 1.29 m

Relación entre el área total de los orificios y el área de tubería

$$= \frac{1.29}{1.767} = 73\%$$

Y/l variar de $\frac{15 \text{ a } 25}{2.5}$ de 6 a 10



DISEÑO DEL DIFUSOR

ANEXO 2

EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL - UN ESTUDIO DE CASO

La siguiente sección presenta una evaluación del impacto ambiental, sistema de tratamiento y disposición marina para una porción de la zona Barra da Tijuca - Jacarepaguá de Río de Janeiro, Brasil, área de vital importancia en el desarrollo de la ciudad. Con una extensión de aproximadamente 15,000 hectáreas, el área tiene 20 Km de playa a lo largo del Océano Atlántico y una serie de lagunas interconectadas que proporcionan una belleza inestimable.

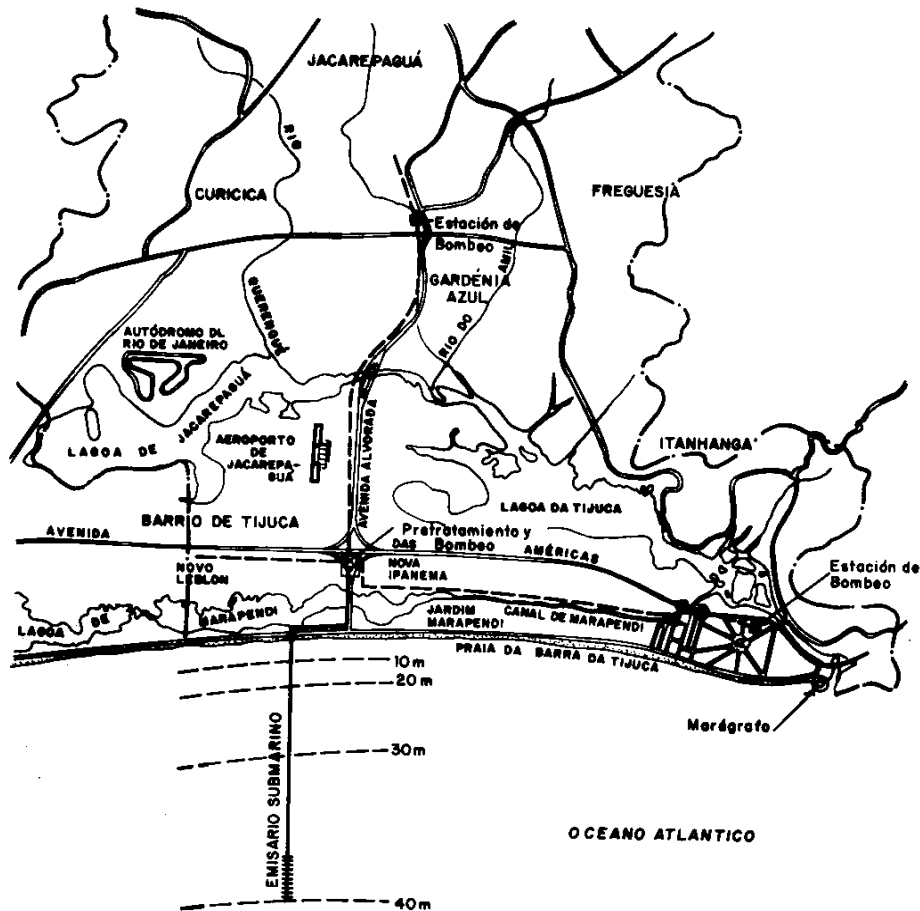


Figura B-1. Plano general del área de servicio y de las instalaciones para aguas servidas de Barra de Tijuca-Jacarepaguá

A.2.2.

El reciente desarrollo vertiginoso para las aguas negras de la zona ha creado la necesidad de un plan comprensivo del área. El antiguo centro poblacional de Jardim Oceánico/Tijucamar no tiene un sistema de recolección de aguas servidas. Los tanques sépticos no funcionan bien debido a los altos niveles de las aguas subterráneas y los efluentes drenan hacia los canales adyacentes, a las lagunas y a las playas circundantes. Algunos condominios nuevos están servidos por unidades pequeñas de tratamiento (del tipo de disco rotativo) que operan con una eficiencia muy baja y descargan efluentes tratados ineficientemente a las lagunas adyacentes. Los centros comerciales grandes también descargan efluentes a las lagunas.

El programa completo de la Agencia Estatal de Agua y Alcantarillado (CEDAE) incluye la construcción de alcantarillas recolectoras, interceptoras y estaciones de bombeo para llevar las aguas residuales a una instalación central de pretratamiento. Los efluentes pretratados serán descargados posteriormente a través de un emisario submarino largo y un sistema difusor.

La Figura B-1 presenta las principales características del área, incluyendo un plano esquemático de las instalaciones propuestas para aguas servidas.

Características de las aguas residuales

El área de Barra da Tijuca-Jacarepaguá es una zona residencial típica que trae aparejadas actividades comerciales normales. No se han contemplado mayores instalaciones industriales para la zona. También se ha planificado la futura construcción de un centro de administración para la ciudad en el área.

Las características principales de las aguas residuales se han estimado basándose en análisis de flujos reales de aguas residuales en varios sistemas pequeños existentes en la región y se muestran en la Tabla B-1.

Tabla B-1. Características de las aguas residuales

¡Error! Marcador no definido. Componente mg/l	Agua residual cruda	Porcentaje de remoción*	Efluente	Conc. después de la dilución inicial
Sólidos sedimentables	4	23	3	0.03
Sólidos suspendidos	250	10	225	2.25
Grasa	50	30	35	0.35
Flotantes	3	96	0.12	--
DBO ₅	200	20**	180	1.8

* Usando abertura de 1.0 mm en los tamices

** Estimado

A.2.3.

Diseño del emisario submarino y del difusor

Los detalles de diseño del sistema propuesto de emisario submarino y del difusor se presentaron en la Sección V y en el Anexo 1 de esta guía y se resumen a continuación:

Se propone que el emisario submarino tenga un diámetro de 1.5 m con una longitud de 3,500 m mar adentro para conectarse con una sección de difusor de 500 m de longitud equipada con 200 orificios de descarga de 0.09 m de diámetro. La descarga se hará a una profundidad de 36 m.

Se ha considerado la construcción de dos emisarios submarinos, uno adyacente al área del Jardim Oceánica y el segundo en la ubicación finalmente seleccionada. Los estudios marinos indican claramente las desventajas del área del Jardim Oceánica. Las corrientes marinas no son tan favorables en esta zona y existe un efecto desfavorable de entrada al sistema de las lagunas. Además, los estudios de costos alternos claramente han probado la ventaja económica de la opción de un emisario submarino simple.

Instalaciones de pretratamiento

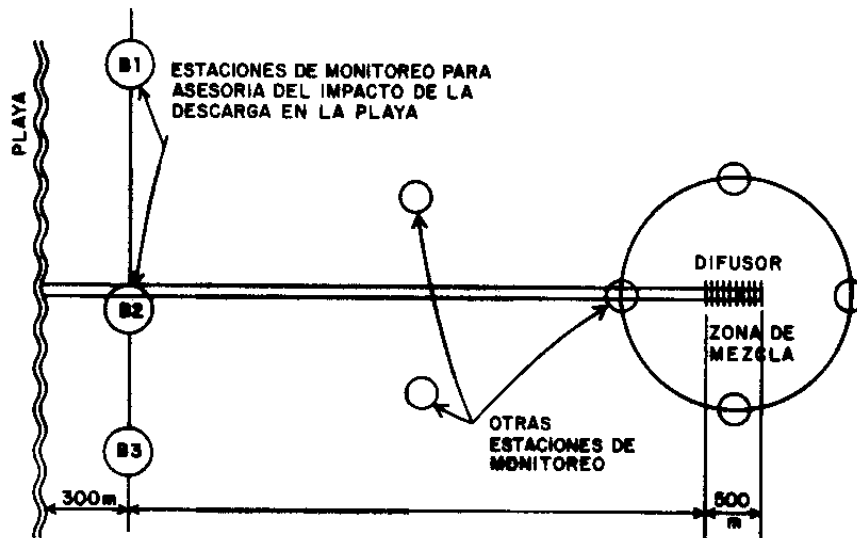
El proyecto incluye la instalación de un número adecuado de militamicas rotativas m, del tipo "contra-shear", de 1.5 m de diámetro y 3.0 m de longitud, usando tamices de 1.0 mm de abertura. El efluente en un canal dentro del tamiz que distribuye el flujo por el mismo y cae hacia el lado ascendente del cilindro en un movimiento de "contramoción". La porción de líquido pasa entre las aberturas de alambre, mientras que las partículas se retienen en la superficie interna del cilindro y se canalizan hacia la salida por la acción de los platos angulados deflectores.

Fitzmaurice y Hedgeland (1981) han reportado sobre el desempeño de los militamicas de 1.0 mm de abertura. En la Tabla B-1 se muestra el porcentaje de remoción de aguas residuales de dichos estudios, así como características estimadas de agua residual cruda, efluente esperado y concentraciones de constituyentes después de la dilución inicial de 100 a 1.

Evaluación del impacto ambiental después del proyecto

a) Impacto sobre la salud pública

Se propone un programa de monitoreo para evaluar el posible impacto de la descarga del efluente sobre las playas aledañas al área de Barra da Tijuca como sigue:



A.2.4.

El diseño prevé que, para la velocidad de corriente hacia la costa que no exceda de 20% del tiempo (0.175 m/s), el NMP/100 m/l de coliformes totales en las estaciones de monitoreo al final de la zona de recreación, esto es, en las estaciones B₁, B₂ y B₃, se reducirá de su valor inicial de 3.5×10^3 a 550. Este valor está muy por debajo del Estándar del Gobierno Brasileño de 1,250 NMP/100 ml para aguas de contacto primario de recreación consideradas excelentes. Los cálculos también muestran que, usando el vector de velocidad hacia la costa que no excede del 10% del tiempo, (0.215 m/s), los valores de coliformes permanecerán muy por debajo del estándar para aguas consideradas satisfactorias.

Además, existen algunos factores conservadores previstos en el análisis del diseño que incluyen:

- No se ha previsto reducción de coliformes en los militamices.
- El valor de T₉₀ de 1.5 horas es conservador, siendo probablemente más cercano a 1.3 horas.
- Los cálculos de dilución son para condiciones mínimas, como se ha representado por máxima inmersión. Los valores serán mayores que los utilizados, por lo menos 90% del tiempo.
- Una considerable dilución adicional ocurrirá a medida que la pluma mezclada efluente/agua marina se eleve desde su profundidad inicial de inmersión.
- Se asume que los vectores de corrientes hacia la costa mantendrán su movimiento hacia la misma durante las 4 a 5 horas que dure el tiempo de transporte. Las corrientes marinas en esta zona raramente mantienen su movimiento hacia una dirección fija por más de una hora.
- Los valores de corrientes usados para estimar la desaparición de coliformes son aquellos para profundidades de 3 a 5 m. Los vectores reales hacia la costa en la elevación de ascenso de equilibrio para la mayor parte del año son mucho más bajos.

En tanto que no se realice cosecha de mariscos en el área, no será necesaria una evaluación del impacto a este respecto.

b) Impacto estético

La evaluación estética de la descarga de aguas residuales en las aguas marinas está relacionada con la posible presencia de decoloración en las aguas, problemas de olor y la presencia de materia flotante, incluyendo grasa en partículas.

La Tabla B-1 muestra las concentraciones esperadas de características significativas de aguas residuales en el caso que el efluente haya estado sujeto al valor mínimo de dilución inicial del proyecto. Los cálculos muestran que la pluma mezclada efluente/agua marina se mantendrá sumergida durante todo el año con una inmersión a más de la mitad de la profundidad durante la mayor parte del tiempo.

Los valores resultantes de ± 2 mg/l de DBO y sólidos suspendidos y menores de 0.5 mg/l de grasa son insignificantes.

La mayoría de la materia flotante tendrá que ser removida en el sistema de pretratamiento por militamices. Aún más, con una descarga de 36 m de profundidad, la concentración mínima resultante de tales materias probablemente nunca llegará a la superficie marina.

Por lo tanto, se concluye que el impacto estético virtualmente será inexistente.

A.2.5.

c) Impacto ecológico

Como se ha mencionado en la Sección I de este manual, el impacto ecológico de las sustancias efluentes incluyen los posibles efectos de sustancias tóxicas, tales como hidrocarburos clorados y metales, los efectos de enriquecimiento con nutrientes y posible eutroficación resultante y los efectos de la materia en partículas sobre organismos bénticos.

Sustancias tóxicas

Las únicas sustancias tóxicas que probablemente pueden causar un problema son aquellas solubles en las grasas del cuerpo, tales como DDT y PCB. En esta área hay poca o ninguna probabilidad que se encuentren cantidades significativas de tales sustancias. Y, como Bascom (1982) y Bascom y Brown (1984) han enfatizado, los metales en descargas normales de aguas residuales provenientes de alcantarillados, no causan daño a los animales marinos ni a las personas que consumen tales animales.

Los análisis del comportamiento del difusor indican que la dilución inicial del cualquier constituyente del efluente variará desde un valor mínimo de 112 hasta 350 a 1, siendo el valor promedio de alrededor de 200 a 1. Esta dilución generalmente reducirá la concentración de cualquier sustancia tóxica posiblemente desconocida a valores que están por debajo de los niveles que pueden causar posible daño a los animales marinos.

Un monitoreo exhaustivo del emisario submarino de Ipanema en Río de Janeiro ha mostrado consistentemente que no existe evidencia de efectos tóxicos.

Nutrientes/plancton/eutroficación

La dilución inicial de nutrientes presentes en la descarga de aguas residuales (nitrógeno y fósforo) reducirá las concentraciones a valores extremadamente bajos y prevendrá, por lo tanto, cualquier posibilidad de producción extensa de plancton y la eutroficación asociada a este fenómeno.

Los estudios cuantitativos de la hidrobiología marina realizados como una parte del programa de monitoreo del emisario submarino de Ipanema han mostrado que la producción biológica es baja y que no existe problema de eutroficación en el área del emisario submarino.

Materia en partículas/organismos bénticos

En la Tabla B-1 se muestra que la concentración de sólidos totales suspendidos y sólidos sedimentables en la pluma inicial mezclada efluente/agua marina es menor a 3 mg/l. Toda la materia en partículas de un tamaño mayor a 1.0 mm será removida en los militamices del sistema de pretratamiento, quedando solamente los sólidos finos en el flujo del efluente. Como Bascom (1987) ha mencionado, tales sólidos orgánicos finos se convertirá en una fuente de alimento para los animales marinos del más bajo nivel en la escala trófica. Los animales bénticos pequeños se proliferarán dando como resultado la existencia de mayor cantidad de peces y más grandes alrededor de la descarga.

A.2.6.

Las inspecciones realizadas al emisario submarino de Ipanema han confirmado este hecho en el sentido que constantemente se han encontrado las redes de pesca adheridas a las secciones de la tubería a todo lo largo del emisario.

Resumen de los impactos ambientales

a) *Impactos negativos*

Algunos impactos negativos son inherentes a cualquier sistema de tratamiento y disposición de aguas residuales. La construcción de instalaciones de tratamiento causará un impacto temporal en el área inmediata a las instalaciones. Sin embargo, con la utilización de militamices, el área requerida para las instalaciones de pretratamiento es pequeña y estaría retirada de las zonas residenciales. Asimismo, el proyecto tendrá provisiones para minimizar los problemas de olor. La construcción del emisario submarino tendrá un impacto en la playa y en la laguna en los alrededores del mismo durante el período de construcción que se estima que no será más de un año. Ambos impactos son temporales y no tienen una consecuencia significativa.

Un impacto permanente menor existirá en la zona de mezcla del área de descarga. Sin embargo, el diseño prevé que la pluma mezclada efluente/agua marina permanecerá sumergida, excepto por períodos posiblemente momentáneos durante el invierno, cuando las corrientes marinas son mínimas y aún si esto ocurriera, la dilución inicial será de alrededor 250 a 1, lo que hará que tal impacto sea insignificante.

b) *Impactos positivos*

Los propósitos principales de proporcionar un sistema comprensivo de recolección, tratamiento y disposición de aguas negras para la zona son la protección del complejo de lagunas y el mantenimiento de las playas adyacentes en su excelente nivel actual.

Actualmente, debido a descargas de aguas residuales y efluentes en los diferentes tributarios del complejo de lagunas, así como directamente en ellas, se ha intensificado la eutroficación y ocasionalmente hay matanza de peces. Tales matanzas de peces seguramente aumentarán en número y severidad a medida que se descarguen volúmenes mayores de efluentes en el sistema de lagunas. El sistema propuesto de recolección, pretratamiento y disposición a través de emisarios submarinos tendrá un impacto muy positivo sobre las lagunas, preservando su innata belleza y eliminando los aspectos negativos de la matanza de peces.

Las playas adyacentes están actualmente alcanzando el estándar de coliformes para condiciones excelentes, excepto en el área inmediata al Jardim Oceánico-Tijucamar, en que el efluente de las lagunas entra al mar y los conteos de coliformes son considerablemente más altos. El sistema propuesto no solamente protegerá las playas que actualmente no están contaminadas, sino que tendrá un impacto positivo eliminando el problema en Jardim Oceánico, el mismo que podría volverse más serio si no se hiciera nada.

A.2.7.

Habrá un impacto positivo al eliminar muchas plantas pequeñas de tratamiento construidas en cada una de las nuevas unidades de condominios. Estas unidades tienen operación y mantenimiento mínimos, mala operación y descargan efluentes pobremente tratados a las lagunas. Asimismo, los lodos de tales sistemas no son manejados apropiadamente.

Conclusión

El análisis claramente muestra que el balance de impactos favorece grandemente el lado positivo.

BIBLIOGRAFIA

- BANNATUNE, A.N. y Speir, J. (1987). Milliscreening - a pretreatment option for marine disposal En: Proceedings of the IAWPRC Marine Disposal Seminar, Río de Janeiro, Brasil, Agosto 1986, Vol 18, No. 11, 1986 ISBN 008 035 5811, Pergamon Press.
- BASCOM, W. (1982). The non-toxicity of metals to animals in the Sea, Sol. Calif. Coastal Water Research Project, Long Beach, Calif.
- BASCOM, W. (1987). Pre-design ocean outfall studies, En: Proceedings of the IAWPRC Marine Disposal Seminar, Río de Janeiro, Brasil, Agosto 1986, Vol. 18, No. 11, 1986 ISBN 008 035 5811, Pergamon Press.
- BASCOM, W. y BROWN, D. (1984). Toxicity and sea animals, So. Calif. Coastal Water Research Project, Long Beach, Calif.
- BROOKS, N.H. (1970). Conceptual design of submarine outfalls, Hydraulic design of diffusers, Program VIII, Pollution of Coastal and Estuarine Waters, Univ. of California, Berkeley.
- CHIN, D. (1985). Outfall dilution: the role of a far field model, Journal Environmental Engineering, A.S.C.E., 111, (4).
- CHIN, D.A. y ROBERTS, P.J.W. (1985). Model of dispersion in coastal waters, Journal of Hydraulic Engineering, A.S.C.E., 111 (1).
- FATTAL, B. et al (1987). The association between morbidity among bathers and microbial quality of seawater, En: Proceedings of the IAWPRC Marine Disposal Seminar, Río de Janeiro, Brasil, Agosto 1986, Vol. 18, No. 11, 1986 ISBN 008 035 5811, Pergamon Press.
- FITZMAURICE, J.R. y HEWDGLAND, R.M. (1981). Milliscreen treatment of municipal wastewater, Trans. of the New Zealand Institution of Engineers.
- GAMESIN, A.L.H. (1975). Proceedings, International Symposium on Discharge of Sewage from Sea Outfalls, London, Sep. 1974, Pergamon Press.
- GARCÍA AGUDO, E. et al. (1987). Evaluation of the efficiency of Santos/Sao Vicente preconditioning station for oceanic submarine outfall, En: Proceedings of the IAWPRC Marine Disposal Seminar, Río de Janeiro, Brasil, Agosto 1986, Vol. 18, No. 11, 1986 ISBN 008 035 5811, Pergamon Press.
- GRACE, R.A. (1978). Marine outfall systems, Prentice-Hall Inc., New Jersey, 301 pp.
- JOSA, F (1974). Experiments regarding floatables, Personal Communication, Barcelona, España.
- LISETH, P. (1976). Wastewater disposal by submerged Manifolds, Journal of the Hydraulics Division, A.S.C.E., Paper 11839, HYI.
- UDWIG, R.G. (1976). Wastewater disposal to the ocean at Los Angeles, California, PAHO Seminar on Wastewater Disposal, Buenos Aires, Argentina.

- LUDWIG, R.G. (1980). Assignment report, Wastewater Disposal Avarua, Cook Islands, WHO/PEPAS, Kuala Lumpur, Malaysia.
- MCGLASHAN, J.E. y MACLEOD, D.D. (1987). The effect of sewage sludge disposal to sea through pipelines previously discharging only settled effluent, En: Proceedings of the IAWPRC Narube Disposal Seminar, Río de Janeiro, Brasil, Agosto 1986, Vol. 18, No. 11, 1986 ISBN 008 035 5811, Pergamon Press.
- ROBERTS, P.J.W. (1977). Dispersion of buoyant waste discharge from outfall diffusers of finite length, Caltech Report No. KH-R-35, Marzo.
- ROBERTS, P.J.W. (1979). A mathematical model of initial dilution for deepwater ocean outfalls, Conservation and Utilization of Water and Energy Resources, A.S.C.E. 218-225.
- ROBERTS, P.J.W. (1980). Ocean outfall dilution: effect of currents, Journal of the Hydraulics Div., A.S.C.E., 106, No. HY5, paper No. 15429.
- ROBERTS, P.J.W. (1987). The use of current data in ocean outfall design, En: Proceedings of the IAWPRC Marine Disposal Seminar, Río de Janeiro, Brasil, Agosto 1986, Vol. 18, No. 11, 1986 ISBN 008 035 5811, Pergamon Press.
- ROBERTS, P.J.W. y SNYDER, W.H. (1987) Merging bouyant jets in a stratified crossflow, Third International Symposium on Stratified Flows, Calif. Inst. of Technology, Pasadena, Claif., 3-5 Febrero 1987.
- SALAS, H.J. (1987). History and application of microbiological water quality standards in the marine environment, En: Proceedings of the IAWPRC Marine Disposal Seminar, Río de Janeiro, Brasil, Agosto 1986, Vol. 18, No. 11, 1986 ISBN 008 035 5811, Pergamon Press.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (1975). Regional office for Europe, Guides and criteria for recreational quality of beaches and coastal waters, EURO-3-125 (1), Copenhagen, Dinamarca.