



CUT: 125920-13

RESOLUCIÓN JEFATURAL N° 541 -2013-ANA

Lima, 12 DIC 2013

CONSIDERANDO:

Que, según numeral 15.3 del artículo 15° de la Ley N° 29338, Ley de Recursos Hídricos, la Autoridad Nacional del Agua tiene como función dictar normas y establecer procedimientos para asegurar la gestión integral y sostenible de los recursos hídricos;

Que, mediante Decreto Supremo N° 023-2009-MINAM se dictaron disposiciones para la implementación de los Estándares Nacionales de Calidad del Agua (ECA) para Agua, estableciendo en su artículo 5°, que la metodología y aspectos para la definición de la zona de mezcla serán establecidos por la Autoridad Nacional del Agua en coordinación con el Ministerio del Ambiente y con la participación de la autoridad ambiental del sector correspondiente;

Que, en cumplimiento de las citadas normas, esta Autoridad a través de su Dirección de Gestión de Recursos Hídricos ha elaborado el proyecto de "Lineamientos para la determinación de la zona de mezcla y la evaluación del impacto de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo natural de agua"; y,

Que, a fin de recibir opiniones y sugerencias al citado proyecto resulta necesario disponer su publicación;

Estando a lo opinado por la Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos, con los vistos de la Oficina de Asesoría Jurídica y de la Secretaría General, y conforme al artículo 14° del Decreto Supremo N° 001-2009-JUS y el artículo 39° del Decreto Supremo N° 002-2009-MINAM.

SE RESUELVE:

**Artículo 1°.- Prepublicación del "Proyecto de Lineamientos para la determinación de la zona de mezcla y la evaluación del impacto de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo natural de agua"**

Dispóngase la prepublicación por quince (15) días hábiles, en el portal web de la Autoridad Nacional del Agua [www.ana.gob.pe](http://www.ana.gob.pe) el "Proyecto de Lineamientos para la determinación de la zona de mezcla y la evaluación del impacto de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo natural de agua", a fin que los interesados remitan sus opiniones y sugerencias a la siguiente dirección de correo electrónico: [aportes.zonademezcla@ana.gob.pe](mailto:aportes.zonademezcla@ana.gob.pe).

**Artículo 2°.- Órgano encargado de recibir los aportes y comentarios**

Encargar a la Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos la recepción y análisis de las opiniones y sugerencias que se presenten respecto al proyecto de lineamientos señalado en el artículo precedente de la presente resolución.

Regístrase, comuníquese y publíquese

JORGÉ LUIS MONTENEGRO CHAVESTA  
Jefe  
Autoridad Nacional del Agua





PERÚ

Ministerio de  
Agricultura y Riego

Autoridad Nacional  
del Agua

Dirección de Gestión de Calidad  
de los Recursos Hídricos

"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

ANA	FOLIO N°
DGCRH	06

# LINEAMIENTOS PARA LA DETERMINACIÓN DE LA ZONA DE MEZCLA Y LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE UN VERTIMIENTO DE AGUAS RESIDUALES A UN CUERPO NATURAL DE AGUA



Revisión 02 del 9 de noviembre de 2013.





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

### CONTENIDO

Introducción .....	2
Objetivo .....	2
Alcance .....	3
Parte I. Determinación de la carga de un vertimiento de aguas residuales tratadas .....	4
Parte II. Evaluación del impacto de un vertimiento en un cuerpo natural de agua lótico (ríos y quebradas).....	10
Parte III. Evaluación del impacto de un vertimiento en un cuerpo natural de agua léntico (lagos, lagunas, embalses) .....	46
Parte IV. Evaluación del impacto de un vertimiento en un cuerpo natural de agua marino-costero .....	61
Parte V. Anexos .....	96





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRH, 07

INTRODUCCIÓN

En la zona de mezcla ocurre la dilución del efluente por procesos hidrodinámicos. La zona de mezcla es un área o volumen en el cuerpo natural del agua de exclusión del cumplimiento de los ECA-Agua.

Los lineamientos para la determinación de la zona de mezcla y la evaluación del impacto de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo natural de agua, describen la metodología de cálculo para determinar la extensión de la zona de mezcla y las concentraciones de los diferentes parámetros que un vertimiento aporta a un cuerpo natural de agua en el límite de la zona de mezcla diferenciando los principales tipos de cuerpos receptores: cuerpos de agua lóticos (Parte II), lénticos (Parte III) y marino-costeros (Parte IV). En la Parte I se propone la metodología para determinar la carga contaminante de los vertimientos y la Parte V contiene la definición de los términos técnicos usados en este documento y se indica las referencias bibliográficas.

La finalidad de la evaluación del impacto de un vertimiento en un cuerpo natural de agua es comprobar que la carga del vertimiento no supere la carga máxima admisible del cuerpo receptor. La carga contaminante admisible, es determinada tomando como referencia los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, que deben ser cumplidos fuera de la zona de mezcla. En los casos que la evaluación implique un riesgo de afectación se deberá establecer compromisos ambientales más restrictivos, que comprenden la reducción de la carga vertida a través de la disminución del caudal máximo del vertimiento y/o de las concentraciones de los parámetros críticos del efluente o la optimización del diseño del dispositivo de descarga como en el caso de emisores submarinos. Al respecto, el artículo 79º de la Ley de Recursos Hídricos indica: "En caso de que el vertimiento del agua residual tratada pueda afectar la calidad del cuerpo receptor, la vida acuática asociada a este o sus bienes asociados, según los estándares de calidad establecidos o estudios específicos realizados y sustentados científicamente, la Autoridad Nacional debe disponer las medidas adicionales que hagan desaparecer o disminuyan el riesgo de la calidad del agua, que puedan incluir tecnologías superiores,..."

Estos compromisos ambientales más restrictivos serán necesarios particularmente cuando los cuerpos receptores tengan una baja capacidad de dilución de la carga del efluente (ríos y quebradas de poco caudal, lagos y lagunas con bajo índice de intercambio de agua, vertimientos submarinos en poca profundidad), para vertimientos de aguas residuales con caudales y cargas muy grandes, para parámetros no considerados en los Límites Máximos Permisibles de los diferentes sectores (por ejemplo los nutrientes) y para el vertimiento de aguas residuales que contienen patógenos a través de emisores submarinos ubicados en la proximidad de áreas sensibles a la contaminación microbiológica, tales como zonas de actividades recreativas de contacto primario o áreas de cultivo de moluscos bivalvos u otras especies hidrobiológicas.

OBJETIVO

Los "Lineamientos para la determinación de la zona de mezcla y la evaluación del impacto de un vertimiento de aguas residuales", constituye una guía a ser considerada para la evaluación del impacto del vertimiento de aguas residuales a un cuerpo receptor, tomando como referencia los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, e incluye la propuesta metodológica para la determinación de la zona de mezcla. El Decreto Supremo N° 023-2009-MINAM, Artículo 5°.- Implementación del Estándares Nacionales de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y la Zona de Mezcla prescribe: "En aquellos cuerpos de agua utilizados para recibir vertimientos de efluentes, la Autoridad Nacional del Agua deberá verificar el cumplimiento de los ECA para Agua fuera de la zona de mezcla, considerando como referente la categoría asignada para el cuerpo de agua."

Este documento contribuye a lo establecido en el Artículo 5° del Decreto Supremo N° 023-2009-MINAM "La metodología y aspectos para la definición de la zona de mezcla serán establecidos por la Autoridad Nacional del Agua en coordinación con el Ministerio del Ambiente y con la participación de la autoridad ambiental del sector correspondiente".





*"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"*  
*"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"*

### ALCANCE

Los citados Lineamientos constituirán una herramienta importante para los administrados, consultores y público en general, brindando criterios y metodologías claras para la determinación de la zona de mezcla en un cuerpo receptor natural de agua; así como la evaluación del cumplimiento de los ECA-Agua aguas abajo de un vertimiento. Asimismo, será de gran utilidad para los profesionales de la Autoridad Nacional del Agua puesto que incluye criterios que pueden ser considerados en la evaluación de los instrumentos de gestión ambiental, así como de las solicitudes de autorización del vertimiento de aguas residuales.

**BOCADO**





PERÚ

Ministerio de  
Agricultura y Riego

Autoridad Nacional  
del Agua

Dirección de Gestión de Calidad  
de los Recursos Hídricos

"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

ANA	FOLIO N°
DGCRH	08

# PARTE I. DETERMINACIÓN DE LA CARGA DE UN VERTIMIENTO DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

### ÍNDICE DE LA PARTE I

I.1.	Introducción.....	6
I.2.	Determinación de la lista de parámetros a evaluarse.....	6
I.3.	Determinación de las concentraciones críticas .....	8
I.4.	Determinación del caudal máximo de aguas residuales vertidas.....	8
I.5.	Determinación de la carga máxima del vertimiento.....	9
I.6.	Prohibición de vertimiento de residuos sólidos y materiales sedimentables .....	9

BOBRAHUI





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRH, 09

I.1. Introducción

Para la evaluación del efecto de un vertimiento de aguas residuales tratadas en un cuerpo natural de agua continental o marina, es necesario contar con una proyección de las características del efluente que va a ser descargado, considerando el tipo de efluentes (aguas residuales domésticas, municipales o industriales), que van a ser efectivamente descargados al cuerpo receptor.

En los siguientes sub capítulos se describe como se determina la lista de parámetros a evaluarse, la concentración crítica de los parámetros en las aguas residuales vertidas, el caudal del vertimiento y la carga máxima del vertimiento.

I.2. Determinación de la lista de parámetros a evaluarse

La caracterización del efluente comprende por lo menos los parámetros recomendados para las diferentes actividades generadoras de aguas residuales y las categorías ECA-Agua del cuerpo de agua natural contenidos en la Tabla N° 2, los parámetros para los cuales el sector correspondiente haya definido un Límite Máximo Permissible (Tabla N° 1) y adicionalmente sustancias químicas usadas y generadas en el proceso productivo y sus posibles productos de reacción o degradación, que están indicados en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, en la categoría perteneciente.

En el caso de aguas residuales municipales se deberá considerar también las características de las aguas residuales industriales vertidas al sistema de alcantarillado.

Tabla N°1: Límites Máximos Permisibles para vertimientos de aguas residuales a cuerpos naturales de agua.

Table with 3 columns: NORMA, ACTIVIDAD, PARAMETROS REGULADOS. Rows include D.S.N° 003-2002-PRODUCE (Cemento, Cerveza, Papel, Curtiembre), D.S.N° 037-2028-PCM (Hidrocarburos), D.S.N° 010-2010-MINAM (Minero Metalúrgicas), D.S.N° 010-2008-PRODUCE (Pesquería), and D.S. N° 003-2010-MINAM (Domésticas Municipales). Includes a legend for parameters like pH, T°C, SST, DBO5, DQO, etc.



Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Tabla N°2: Parámetros característicos de diferentes actividades poblacionales y productivas considerados en los Estándares de Calidad Ambiental para Agua y en los Límites Máximos Permisibles.

Table with 7 columns: Activity Category (AR domésticas, AR municipales urbanas, AR mineras y metalúrgicas, AR de Cementera, AR de Cervecería, AR de Curtiembre, AR de Extracción y procesamiento de Hidrocarburos, AR agro-industriales, AR de Acuicultura, AR de procesamiento de pescado y mariscos, AR de la producción de celulosa y papel) and 6 columns for water quality categories (Categoría 1 to Categoría 4 - Cuerpos de agua marino-costeros). Each cell lists specific chemical parameters like DBO5, DQO, SST, TKN, N-NO3, etc.





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N°. Row 1: ANA, FOLIO N°. Row 2: DGCRH, 10

Table with 2 columns: Otras Industrias, Text describing chemical products and references.

Legenda: (AyG) aceites y grasas, (BETX) benceno, etilbenceno, tolueno y xileno, (Ca) calcio, (C. term.) coliformes termotolerantes, (C. total) coliformes totales, (COV y SemiCOV) compuestos orgánicos volátiles y semi-volátiles indicados en la categoría ECA-Agua correspondiente, (DBO5) demanda bioquímica de oxígeno en cinco días, (DQO) demanda química de oxígeno, (CN-WAD) cianuro WAD, (CN-Libre) cianuro libre, (Cr6) cromo hexavalente, (Fe-disuelto) hierro disuelto, (HTP) hidrocarburos totales de petróleo, (metales) todos los metales y metaloides determinados con ICP e indicados en la categoría ECA-Agua correspondiente, (N-NH4) nitrógeno en nitrógeno amoniacal, (N-NO3) nitrógeno en nitratos, (Ntotal) nitrógeno total-suma de nitrógeno orgánico e inorgánico, (P) fósforo total, (P-PO4) fosfatos como fósforo, (SAAM) sustancias activas al azul de metileno - detergentes, (SDT) sólidos disueltos totales, (SST) sólidos suspendidos totales, (H2S) sulfuro de hidrógeno, (SO32-) sulfuros, (TKN) nitrógeno total Kjeldahl, (N-NH3) nitrógeno en amoníaco que se determina como sigue:

Para agua dulce la fracción de NH3 puede ser determinada según la siguiente ecuación (Wood, 1993 y Emerson et al. 1975):

NH3 = nitrógeno amoniacal total \* (1 - 1 / (1 + 10^(pH - 0.09018 - (2729.92 / (273.2 + T))))

Para agua salada la fracción de NH3 puede ser determinada según la siguiente ecuación (Hampson, 1977):

NH3 = Nitrógeno amoniacal total / (1 + 10^(10.049 + 2.311567 \* S / (1000 - 1.005109 \* S) - 0.0324 \* T + 0.0415 / (273.2 + T) - pH))

donde,
S es la salinidad en partes por mil (ppt) o gramos por litro (g/L)
T es la temperatura en °Celsius

1.3. Determinación de las concentraciones críticas

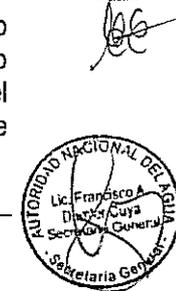
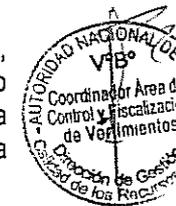
Para poder determinar la carga máxima del vertimiento, es necesario estimar las concentraciones de los parámetros identificados en las condiciones más críticas: para los parámetros reglamentados por el sector la concentración crítica corresponde al Límite Máximo Permisible, para parámetros no considerados en los LMP se estima las concentraciones sustentando esta estimación con valores medidos en aguas residuales tratadas generadas en actividades similares, considerando la eficiencia de reducción de los sistemas de tratamiento proyectados o, en su defecto, se usa valores referenciales indicados en la literatura especializada.

Cuando se trata de un vertimiento en curso (como es el caso para los Planes de Adecuación y Manejo Ambiental y otros instrumentos de adecuación a la normatividad ambiental), se realiza una o más tomas de muestras compuestas de aguas residuales en el horario de mayor caudal y análisis en laboratorio acreditado por INDECOPI.

1.4. Determinación del caudal máximo de aguas residuales vertidas

Para la evaluación del efecto del vertimiento en el cuerpo receptor, se considera la condición más crítica, por lo que se estima el caudal máximo horario de descarga a partir de los procesos productivos o actividades que intervienen en la generación de las aguas residuales, así como el régimen de descarga cuando éstas sean previamente almacenadas, o el caudal máximo simultáneo de bombeo cuando la descarga considere la impulsión de las mismas.

En el caso que el caudal del vertimiento proyectado tenga una variabilidad mensual significativa (cuando el vertimiento está influenciado por aguas de precipitación como en actividades de explotación minera o en sistemas de alcantarillado mixto o cuando se trate de una actividad productiva estacional) se estima el caudal máximo del vertimiento en cada mes, determinando la variabilidad del caudal con modelos de





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

escorrentía superficial o con un balance de agua de los diferentes ciclos de producción, según corresponda.

**1.5. Determinación de la carga máxima del vertimiento**

Para todos los parámetros característicos de las aguas residuales vertidas, se calcula la carga máxima del vertimiento multiplicando la concentración crítica del contaminante por el caudal máximo del vertimiento.

$$C_{vert} \cdot Q_{vert}$$

donde:

$C_{vert}$ ... es la concentración crítica del contaminante en las aguas residuales tratadas.

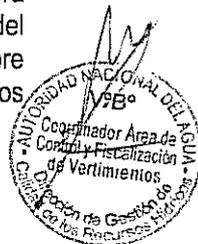
$Q_{vert}$ ... es el caudal máximo del vertimiento.

Se deberá calcular las cargas máximas de cada parámetro identificado, elaborando un cuadro que contenga la lista de los parámetros, el caudal máximo horario, las concentraciones estimadas en las condiciones más críticas y la carga máxima de cada parámetro. En el caso que el caudal del vertimiento proyectado tenga una variabilidad mensual significativa (cuando el vertimiento está influenciado por aguas de precipitaciones como en actividades de explotación minera o en sistemas de alcantarillado mixto o cuando se trate de una actividad productiva estacional), se elaborará un cuadro que contenga la lista de los parámetros, el caudal máximo del vertimiento mensual, las concentraciones estimadas o medidas en las condiciones más críticas y la carga máxima de cada parámetro en cada mes (caudal máximo en cada mes por concentración crítica).

Cuando se vierta más de un tipo de efluente a través del dispositivo de descarga, se caracterizará cada uno de éstos por separado, además del caudal de descarga de cada uno de ellos, así como la carga total del efluente mezclado para la posterior evaluación del impacto total del vertimiento en el cuerpo natural de agua. Sin embargo, se deberá considerar el cumplimiento de los Límites Máximos Permisibles establecidos por el sector correspondiente antes de producirse la mezcla.

**1.6. Prohibición de vertimiento de residuos sólidos y materiales sedimentables**

Si las aguas residuales a verter, contienen materia flotante persistente que pueda impactar los ecosistemas acuáticos, depositarse en las orillas del cuerpo receptor o causar daños a la calidad estética del agua afectando las actividades recreativas, se deberá prever los sistemas de tratamiento que permitan la eliminación de la materia flotante persistente antes de la descarga. Asimismo, se deberá eliminar sustancias que forman espuma persistente o películas o manchas de aceite en la superficie del cuerpo receptor antes de la descarga de las aguas residuales. Igualmente, el efluente deberá estar libre de material sedimentable que podría depositarse sobre el fondo del cuerpo de agua y afectar los ecosistemas bentónicos.





PERÚ

Ministerio de  
Agricultura y Riego

Autoridad Nacional  
del Agua

Dirección de Gestión de Calidad  
de los Recursos Hídricos

"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

ANA	FOLIO N°
DGCRH	11

## PARTE II.

# EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE UN VERTIMIENTO EN UN CUERPO NATURAL DE AGUA LÓTICO (RÍOS Y QUEBRADAS)



100





## ÍNDICE DE LA PARTE II

II.1.	Comportamiento de las concentraciones de contaminantes en un cuerpo de agua lótico.....	12
II.2.	Determinación de la zona de mezcla .....	15
II.2.1	Modelo matemático para la determinación de la zona de mezcla.....	15
II.2.2	Modelos numéricos para la determinación de la zona de mezcla .....	16
II.2.3	Restricciones de la zona de mezcla .....	17
II.3.	Determinación del caudal disponible para la dilución.....	18
II.3.1	Reducción del caudal de dilución en el caso de una zona de mezcla restringida .....	19
II.4.	Determinación de las concentraciones en el cuerpo natural de agua.....	20
II.5.	Balance de masa.....	21
II.6.	Balance de masa de nitrógeno amoniacal y nitrato.....	23
II.7.	Evaluación de la concentración mínima de oxígeno disuelto aguas abajo de la zona de mezcla.....	27
II.7.1	Evaluación simplificada del cumplimiento del ECA-Agua para Oxígeno Disuelto .....	27
II.7.2	El modelo de autodepuración.....	30
II.7.2.1	Aplicación de los modelos de autodepuración en la evaluación de un vertimiento .....	30
II.7.2.2	Informaciones necesarias para la elaboración de un modelo de autodepuración .....	31
II.7.2.3	La calibración y validación de los modelos de autodepuración .....	32
II.7.2.4	Las variables del modelo de autodepuración .....	33
II.7.2.5	Las constantes de los modelos de autodepuración.....	37
II.8.	Criterios para el control de los impactos del vertimiento en el cuerpo natural de agua lótico .....	43





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRH, 12

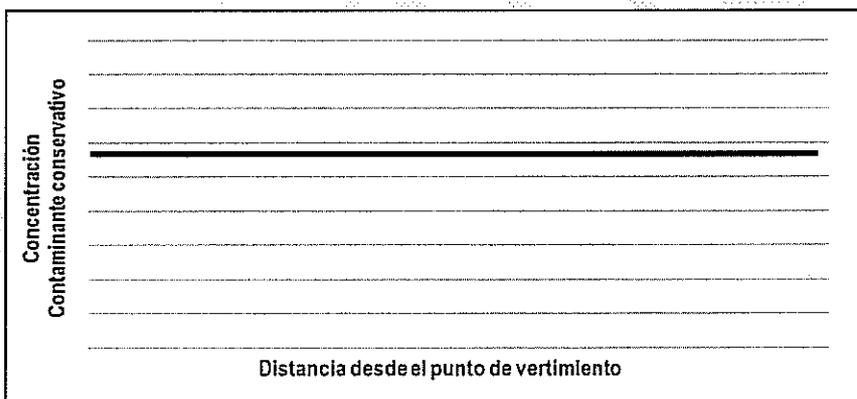
II.1. Comportamiento de las concentraciones de contaminantes en un cuerpo de agua lótico

El comportamiento de la concentración de un residuo en solución líquida que llega a un cuerpo natural de agua lótico, es decir un cuerpo de agua fluvial como un río o una quebrada, está caracterizado por dos procesos fundamentalmente diferentes:

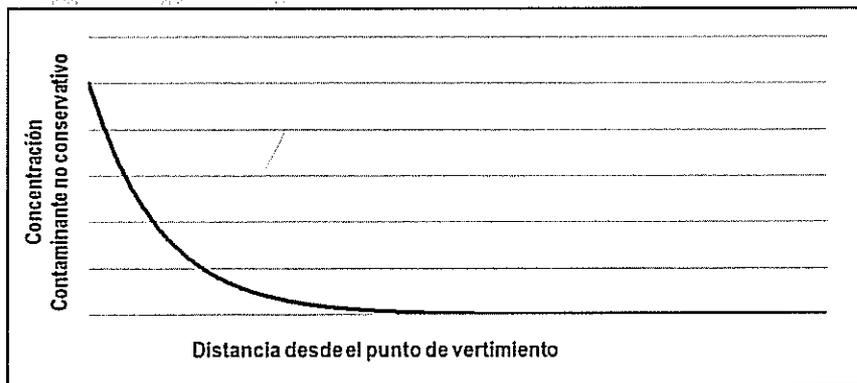
- 1. Inmediatamente luego del vertimiento se inicia la mezcla con el agua natural. El proceso de mezcla es un proceso fisico de dispersión y su velocidad depende de las condiciones hidrodinámicas del cuerpo receptor.
2. El segundo proceso que caracteriza el comportamiento de parámetros en un cuerpo natural de agua es el conjunto de procesos químicos, físicos y microbiológicos que modifican la carga contaminante transportada por el río. Estos procesos, comúnmente denominados con el término de autodepuración, abarcan la sedimentación, la hidrólisis, la oxidación, la reducción química, la muerte de patógenos, la nitrificación, la desnitrificación, la adsorción, la asimilación en materia biológica y otros.

En los siguientes gráficos se representa el comportamiento de las concentraciones de los diferentes tipos de parámetros debido a los procesos de autodepuración luego de la mezcla con el agua natural:

La concentración de un contaminante conservativo permanece constante si no hay afluentes naturales, que disminuyen la concentración debido a la dilución adicional, o no hay otros aportes de carga, que aumentan la concentración. Forman parte de este grupo la mayoría de las sales, metales en concentraciones bajas y en condiciones de pH neutro, entre otros.



La concentración de un contaminante no conservativo disminuye en forma exponencial.



Handwritten signature





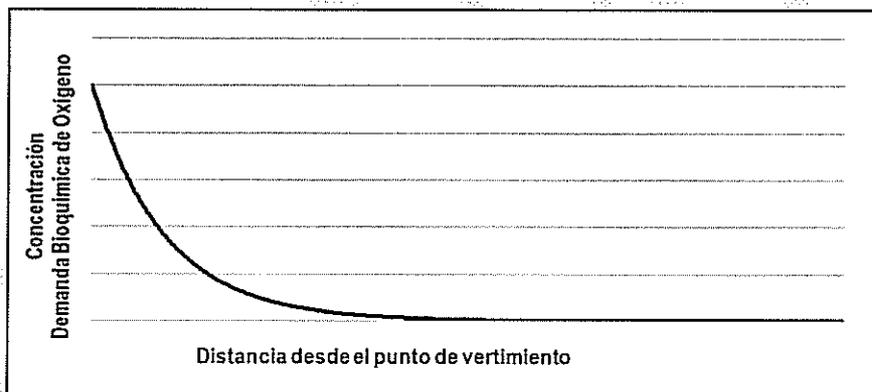
"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Los parámetros no conservativos son aquellos que no tienen un comportamiento conservativo, ni son afectados por los procesos biológicos en los ríos. Forman parte de este grupo la mayoría de los metales que tienen una solubilidad variable en dependencia de la disponibilidad de oxígeno disuelto y del pH, los compuestos orgánicos industriales y los pesticidas, entre otros.

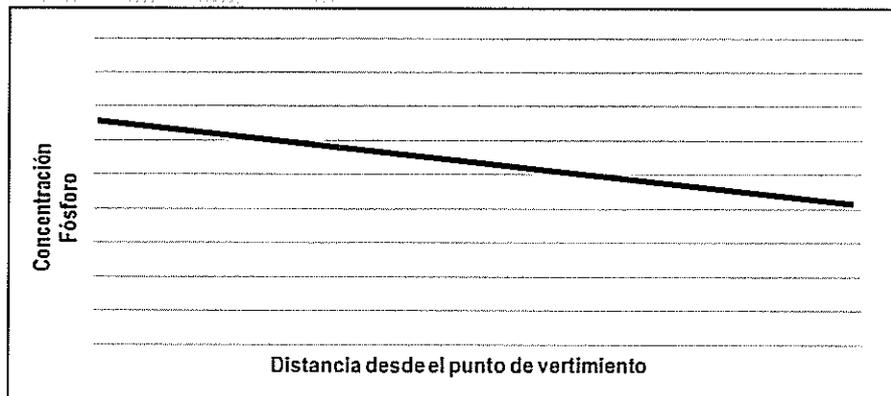
Los parámetros influenciados son aquellos que están afectados por los procesos biológicos en los ríos (ciclos de C, O<sub>2</sub>, N y P). Se encuentran formando parte de este grupo:

- Sólidos suspendidos volátiles
- Carbono orgánico disuelto
- Demanda bioquímica de oxígeno – DBO
- Oxígeno disuelto – OD
- Nitrógeno en sus diferentes compuestos
- Fosforo en sus diferentes compuestos
- pH
- Alcalinidad
- Fitoplancton

La DBO se reduce en forma exponencial debido a los procesos de oxidación microbológica.



El fósforo se reduce en forma aproximadamente lineal debido a la sedimentación y a la asimilación en las algas.

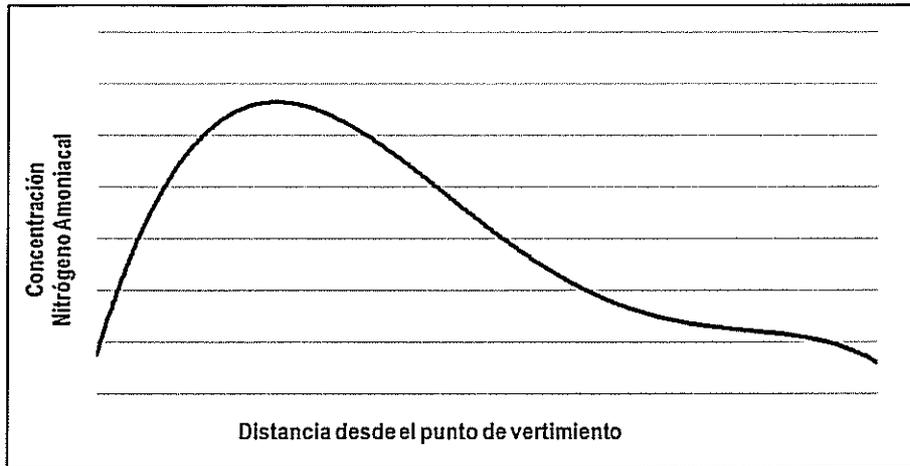




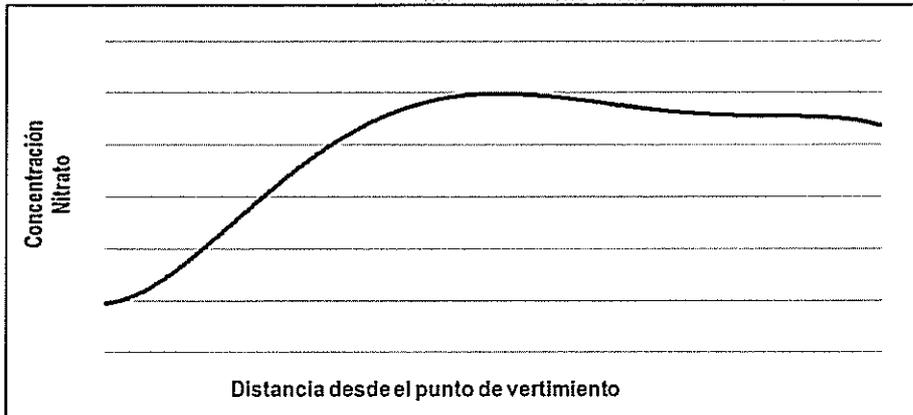
"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N°. Row 1: ANA, FOLIO N°. Row 2: DGCRH, 13

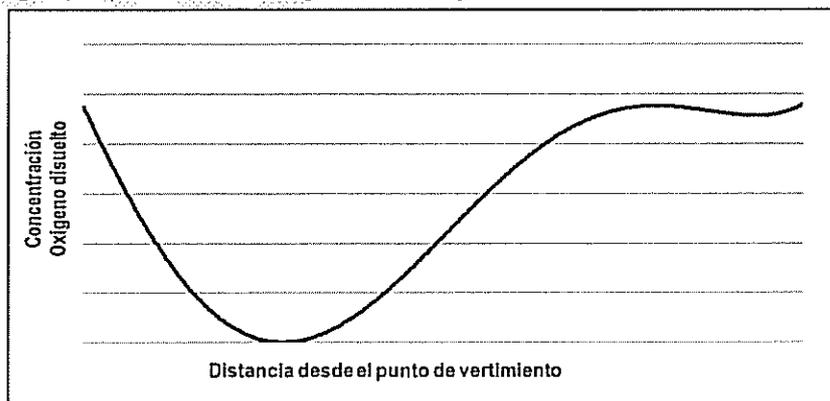
El nitrógeno amoniacal se incrementa debido a la hidrólisis del nitrógeno orgánico para luego reducirse por la nitrificación, que lo transforma en nitrato.



El nitrato se incrementa debido a la nitrificación del nitrógeno amoniacal para luego reducirse lentamente por la desnitrificación en zonas anaeróbicas del cuerpo de agua y la asimilación en las algas.



El OD se reduce debido al consumo de oxígeno en la oxidación microbológica de la materia orgánica y en la nitrificación del nitrógeno amoniacal para luego recuperarse debido a la reaeración en la superficie del cuerpo de agua y la producción de oxígeno de las algas.



En el presente capítulo se ha demostrado que un efluente vertido a un río se mezcla con el agua natural.





Este proceso diluye el efluente y reduce las concentraciones de todos los parámetros del vertimiento. El modelo matemático que describe el proceso de dilución es el balance de masa.

Se ha demostrado también que los demás parámetros (conservativos, no conservativos, patógenos, etc.), tienen la máxima concentración inmediatamente aguas abajo del vertimiento y luego se reducen o permanecen constantes. Esto significa que para la mayoría de parámetros no es necesario elaborar un modelo de autodepuración (cinética de primer orden de estado permanente, Streeter-Phelps, QUAL2K, RIOS EP u otros), para la evaluación de la carga máxima admisible del cuerpo natural de agua, si no el cálculo de masa es suficiente para la evaluación del cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental para Agua tomando en cuenta las concentraciones de base.

La metodología del balance de masa se describe en el capítulo II.5.

Pero hay algunos parámetros que tienen la mayor (menor para O<sub>2</sub>), concentración aguas abajo y distante de la zona de mezcla, que son:

- Nitrógeno Amoniacal - NH<sub>4</sub><sup>+</sup>
- Nitratos - NO<sub>3</sub><sup>-</sup>
- Oxígeno disuelto

El modelo matemático que permite determinar la carga máxima admisible de nitrógeno en función del cumplimiento de los ECA-Agua de nitrógeno amoniacal y nitratos fuera de la zona de mezcla se describe en capítulo II.6.

El modelo matemático para determinar la carga máxima admisible de materia orgánica biodegradable (DBO), en función del cumplimiento del ECA-Agua de oxígeno disuelto afuera de la zona de mezcla se describe en capítulo II.7.

## II.2. Determinación de la zona de mezcla

La zona de mezcla es aquel volumen de agua en el cuerpo receptor donde se logra la dilución del vertimiento por procesos hidrodinámicos y dispersión, sin considerar otros factores como el decaimiento bacteriano, sedimentación, asimilación en materia orgánica y precipitación química. El propósito de la zona de mezcla es asignar una región limitada para la mezcla completa del efluente con el agua del cuerpo receptor y utilizar la capacidad de dilución del cuerpo receptor. Como tal, la zona de mezcla es una región limitada donde se permite que las concentraciones excedan los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, lo que implica un uso limitado del agua en esta región. En la zona de mezcla no deberían ocurrir concentraciones de contaminantes que resultan en toxicidad aguda o en impactos visuales no deseados. Los estándares de organismos indicadores de contaminación fecal normalmente no se imponen en la zona de mezcla a menos que esté muy cerca a áreas de extracción de especies hidrobiológicas para el consumo humano directo, a aguas de uso recreacional o a áreas ambientalmente sensibles.

La longitud de la zona de mezcla dependerá de la ubicación del punto de vertimiento, las características hidráulicas del cuerpo receptor y la turbulencia del cuerpo de agua que está en función de la velocidad de flujo, la profundidad y las características morfológicas del cauce.

### II.2.1 Modelo matemático para la determinación de la zona de mezcla

Para el cálculo de la extensión de la zona de mezcla aguas abajo del vertimiento se propone el método simplificado desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US-EPA), que puede ser adoptado para descargas superficiales en la orilla o en el centro del cuerpo de agua lótico.

Para un vertimiento en la orilla del río/quebrada la longitud de la zona de mezcla se calcula con:

$$L_{ZdM} = \frac{(W_{min})^2 u}{2 \pi D_y}$$





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRH, 14

Para un vertimiento en el centro del río/quebrada la longitud de la zona de mezcla se calcula con:

LzdM = (Wmin)^2 u / (8 pi Dy)

donde,

LzdM ... es la longitud de la zona de mezcla, en metros.

Wmin ... es el ancho promedio del cuerpo de agua en un tramo de 200 m aguas abajo del vertimiento en temporada de estiaje, en metros.

u ... es la velocidad de flujo promedio del río en la ubicación del vertimiento en temporada de estiaje, en metros por segundo.

Dy ... es el coeficiente de dispersión lateral aguas abajo del vertimiento en temporada de estiaje y se calcula con:

Dy = cdu\*

donde,

c ... factor de irregularidad del cauce:

c = 0,1 para ríos rectos con cauce rectangular

c = 0,3 para ríos canalizados

c = 0,6 para cauces naturales con serpentear moderado

c = 1,0 para cauces naturales con serpentear significativo

c > 1,0 para ríos con cambios de dirección bruscos de 90° o mayor

d ... profundidad promedio del río aguas abajo del vertimiento en temporada de estiaje, en metros.

u\* ... es la velocidad de corte en metros por segundo, que se calcula con:

u\* = sqrt(gds)

donde,

g ... aceleración por gravedad = 9,80665 m \* s^2

s ... pendiente del cauce aguas abajo del vertimiento (m/m)

II.2.2 Modelos numéricos para la determinación de la zona de mezcla

Alternativamente al modelo matemático, la extensión de la zona de mezcla aguas abajo del vertimiento podrá ser determinada mediante modelamiento hidrodinámico con los modelos de simulación auspiciados por el Centro para el Modelamiento de Evaluación de la Exposición (Center for Exposure Assessment Modeling - CEAM) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA), el cual distribuye modelos de simulación para determinar el movimiento y concentración de parámetros en los cuerpos receptores. Entre estos modelos de simulación se cuenta con el software Environmental Fluid Dynamics Code - EFDC (U.S. Environmental Protection Agency, National Oceanic and Atmospheric Administration's Sea Grant Program y Tetra Tech Inc., 1996), que permite el modelamiento de procesos de dilución en cuerpos de agua corriente en 1, 2 o 3 dimensiones, y el software de modelamiento CORMIX (Cornell Mixing Zone Expert System), el cual se basa en los principios, criterios y metodología establecida en el estudio "Dispersion in Hydrologic and Coastal Environments" de Norman H. Brooks y el estudio "Dilution Models for Effluent Discharges" de D.J. Baumgartner, W.E. Frick y P.J. W. Roberts, y el modelo VISUAL PLUMES, USEPA (2003). En la aplicación de estos modelos numéricos se deberá simular el impacto del vertimiento en el cuerpo receptor en las condiciones más críticas (condiciones de flujo de la época de estiaje con un caudal disponible para la dilución determinado según lo indicado en el capítulo II.3, concentraciones máximas de los contaminantes críticos en el cuerpo receptor determinados



Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

según lo indicado en el capítulo II.4 y carga contaminante máxima del vertimiento determinada según lo indicado en el capítulo I.5).

Los resultados del modelo deberán comprobar que la dilución mínima de las aguas residuales con el agua natural garantiza el cumplimiento de todos los parámetros críticos del vertimiento en el límite de la zona de mezcla. El límite de la zona de mezcla es aquel punto donde se obtiene la mezcla completa del efluente con las aguas naturales, basándose en el modelo matemático o numérico presentado en el capítulo II.2.1 y II.2.2 respectivamente, o corresponde al límite regulatorio de la zona de mezcla establecido según lo indicado en el siguiente capítulo II.2.3, debiéndose aplicar el criterio que resulta en la menor extensión de la zona de mezcla.

Cuando el vertimiento contenga materia orgánica biológicamente oxidable, adicionalmente al modelo hidrodinámico, se deberá comprobar que el vertimiento no causa un incumplimiento del Estándar de Calidad Ambiental para Agua de oxígeno disuelto, aplicando la metodología indicada en el capítulo II.7.

### II.2.3 Restricciones de la zona de mezcla

Teóricamente se podría definir la zona de mezcla en un río con aquel tramo del río desde el vertimiento hasta el punto aguas abajo, donde la concentración del contaminante en todos los puntos de la sección del río sea igual, es decir, se permite la mezcla completa. Sin embargo, particularmente en ríos caudalosos, este enfoque crea zonas de mezcla muy grandes y su longitud puede llegar a decenas y hasta centenares de kilómetros. En esta zona se debe limitar el uso del agua, dado que su calidad no cumple con los ECA-Agua y el uso del recurso en esta zona para fines poblacionales, recreativos, agrícolas, ganaderas e industriales constituye un riesgo para la salud de las personas y la calidad de los productos agrícolas o industriales. Asimismo, en la zona de mezcla existe un riesgo de impactos negativos sobre los ecosistemas acuáticos. Por lo tanto es necesario restringir, es decir, limitar la extensión máxima de la zona de mezcla, según los siguientes criterios:

- Si existen usos de los recursos hídricos aguas abajo del vertimiento, la zona de mezcla se delimita a una distancia de seguridad aguas arriba del uso que es igual a la longitud de la zona de mezcla:

$$L_{ZdM} \leq \frac{L_{uso}}{2}$$

donde,

$L_{uso}$  ... es la distancia del vertimiento al punto de uso más cercano aguas abajo del vertimiento, en usos tales como:

- Toma de agua para uso poblacional, agrícola, ganadero, industrial, acuícola y otros.
- Zona de uso primario (preparación de alimentos, consumo directo, aseo personal, uso en ceremonias culturales, religiosas y rituales).
- Zona de uso recreativo de contacto primario: actividades como natación, canotaje, o similares.
- Zona de extracción de especies hidrobiológicas para el consumo humano directo como extracción de camarones, pesca comercial o deportiva, o similares.

- Si existen un cuerpo de agua léntico natural o artificial (embalse, lago, laguna, o similares), el cual tributa el cuerpo receptor, la zona de mezcla se delimita hasta antes de este cuerpo de agua léntico.

$$L_{ZdM} \leq L_{Léntico}$$

donde,

$L_{Léntico}$  ... es la distancia del vertimiento hasta el cuerpo de agua léntico aguas abajo del vertimiento.

Esta restricción considera que la longitud de la zona de mezcla define también el punto de control de los ECA-Agua. En el caso de la afluencia del cuerpo receptor a un embalse/lago/laguna y una zona





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N°. Row 1: ANA, FOLIO N°. Row 2: DSOBH, 15

de mezcla que se expande en el cuerpo de agua léntico, no será posible establecer la causalidad entre un posible incumplimiento de los ECA-Agua y el vertimiento de aguas residuales, dado que no es cuantificable el efecto del cuerpo de agua léntico en términos de dilución, sedimentación, procesos biológicos o químico-físicos de autodepuración.

- Si existen otros vertimientos de aguas residuales al cuerpo receptor aguas abajo del vertimiento, la zona de mezcla se delimita hasta antes del otro vertimiento.

Lzdm < Lvertimiento

donde,

Lvertimiento es la distancia del vertimiento al otro vertimiento de aguas residuales aguas abajo.

Esta restricción considera que la longitud de la zona de mezcla define también el punto de control de los ECA-Agua. En el caso de otro vertimiento de aguas residuales en la zona de mezcla no será posible establecer la causalidad entre un posible incumplimiento de los ECA-Agua y el vertimiento de aguas residuales objeto del control, dado que el efecto del segundo vertimiento en términos de carga adicional o de dilución no permitirá la cuantificación. Sin embargo, esta restricción se debe aplicar solamente si el segundo vertimiento contiene las mismas sustancias contaminantes (véase capítulo 1.2, Tabla N°1: parámetros característicos) que el vertimiento objeto de la evaluación.

- Para el caso de ríos de un ancho promedio1 mayor a 20 m, la longitud de la zona de mezcla no debe ser mayor a quinientos metros:

Lzdm ≤ 500 m

donde,

Lzdm ... es la longitud de la zona de mezcla, en metros.

Esta restricción considera que en ríos caudalosos y de flujo lento, la aplicación del principio de mezcla completa crea zonas de mezcla muy amplias y su longitud puede llegar a decenas y hasta centenares de kilómetros. Considerando que la zona de mezcla es una zona de exclusión del cumplimiento de los ECA-Agua, se crearía áreas acuáticas muy extensas donde las concentraciones de los contaminantes pueden constituir un riesgo para el medio ambiente acuático. Asimismo, se debe considerar, que en el caso de zonas de mezcla muy extensas, también la distancia entre el vertimiento y el punto de control de cumplimiento del ECA-Agua es muy grande, lo que dificulta establecer la causalidad entre un posible incumplimiento de los ECA-Agua y el vertimiento de aguas residuales objeto del control, dado que los múltiples efectos de otras fuentes de contaminación, como la contaminación difusa, no permitirá la cuantificación del impacto del vertimiento. Esta restricción no llevará necesariamente a una reducción de las cargas contaminantes dispuestas en el cuerpo de agua, sino a un diseño de los dispositivos de descarga que permitan una mezcla rápida y reduzcan el impacto ambiental. En el caso de vertimientos de caudales altos, será necesario prever la construcción de emisarios subacuáticos de salida única o de orificios múltiples, que pueden ser diseñados con el apoyo de un software de simulación.

II.3. Determinación del caudal disponible para la dilución

Una de las variables de mayor importancia para la evaluación del impacto ambiental de un vertimiento de aguas residuales es el caudal del cuerpo receptor que está disponible para la dilución. Dado que cuerpos de agua lóticos están caracterizados por una alta variabilidad de su caudal, se podrá aplicar una metodología simplificada para determinar el caudal disponible para la dilución.

La mayor concentración aguas abajo de un vertimiento ocurrirá cuando el caudal del cuerpo receptor disponible para la dilución sea mínimo. Este menor caudal se denomina "Caudal crítico de dilución".

1 Corresponde al ancho promedio del cuerpo de agua en un tramo de 200 m aguas abajo del vertimiento en temporada de estiaje.



Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

En muchos estados de los EE.UU. se aplica un caudal mínimo determinado en base a un análisis estadístico de una serie histórica de datos hidrológicos. Frecuentemente para el análisis de impactos en la salud de parámetros no-cancerígenos, se ha definido el caudal crítico como el caudal mínimo medio de 30 días consecutivos para un período de retorno de 5 años (30Q5), que es un valor determinado en base de un análisis estadístico de una serie histórica de datos de caudales de diez o más años.

Dado que en muy pocos casos, se dispondrá de un registro de caudales de diez o más años del cuerpo receptor, se podrá usar una de las siguientes metodologías simplificadas para determinar el caudal crítico de dilución:

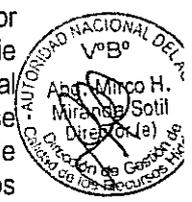
- Cuando se dispone de una serie histórica del caudal del cuerpo receptor de por lo menos 5 años que es representativa para el cuerpo de agua en la ubicación del vertimiento, el caudal crítico de dilución (QRH,crit) será el valor mínimo de los caudales mensuales promedios en los últimos 5 años.
• Cuando no se dispone de una serie histórica del caudal, se efectúa una medición del caudal en el cuerpo de agua en la ubicación del vertimiento evaluado al final del mes con el promedio mínimo de precipitaciones mensuales (determinado en base al record histórico de la estación meteorológica más cercana). Este caudal medido -Qx- se corrige según la siguiente fórmula:

QRH,crit = Qx / 2

Donde 2 es el factor de seguridad, que considera la variabilidad multianual de los caudales en época de estiaje y la inseguridad de la información basada en una medición única.

En el caso que el cuerpo receptor es parte de un sistema hidrológico regulado, QRH,crit debería ser determinado en base de una serie histórica de caudal, dado que el caudal no tiene necesariamente una correlación directa con las precipitaciones.

En el caso que el caudal del vertimiento proyectado tenga una variabilidad mensual significativa (cuando el vertimiento está influenciado por aguas de precipitaciones como en actividades de explotación minera o en sistemas de alcantarillado mixto o cuando se trate de una actividad productiva estacional) es conveniente determinar el caudal crítico de dilución para cada mes, lo que permitirá aprovechar la mayor capacidad de dilución del cuerpo receptor en los meses de lluvia. Cuando se dispone de una serie histórica del caudal del cuerpo receptor de por lo menos 5 años, el caudal mensual crítico corresponde al caudal mensual mínimo del mes correspondiente registrado en los en los últimos 5 años. Cuando no se dispone de una serie histórica de caudales, se deberá realizar una medición del caudal en el cuerpo de agua en proximidad al futuro vertimiento en cada mes del año y calcular los caudales mensuales críticos dividiendo los caudales medidos con el factor de seguridad de 2.



II.3.1 Reducción del caudal de dilución en el caso de una zona de mezcla restringida

En el caso que es necesario restringir la extensión de la zona de mezcla según los criterios definidos en el capítulo II.2.3, también el caudal crítico de dilución debe ser reducido según la siguiente ecuación, dado que no se podrá aprovechar la sección de flujo total para la dilución.

Para un vertimiento en la orilla del río el caudal crítico de dilución reducido se calcula con:

QRH,crit,red = QRH,crit \* sqrt(2 \* pi \* Dy \* Lzdm / u) / Wmin

Para un vertimiento en el centro del río el caudal crítico de dilución reducido se calcula con:

QRH,crit,red = QRH,crit \* sqrt(8 \* pi \* Dy \* Lzdm / u) / Wmin

donde,

QRH,crit... es el caudal crítico disponible para la dilución determinado según lo establecido en el capítulo II.3





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with columns ANA and FOLIO N° containing handwritten entries 'DCCRH' and 'JG'.

- LzdM ... es la longitud reducida de la zona de mezcla determinada según lo establecido en el artículo II.2.3, en metros.
Wmin ... es el ancho promedio del cuerpo de agua en un tramo de 200 m aguas abajo del vertimiento en temporada de estiaje, en metros.
u ... es la velocidad de flujo promedio del río en la ubicación del vertimiento en temporada de estiaje, en metros por segundo.
Dy ... es el coeficiente de dispersión lateral aguas abajo del vertimiento en temporada de estiaje y se calcula con:

Dy = cdu\*

donde,

- c ... factor de irregularidad del cauce:
c = 0,1 para ríos rectos con cauce rectangular
c = 0,3 para ríos canalizados
c = 0,6 para cauces naturales con serpentear moderado
c = 1,0 para cauces naturales con serpentear significativo
c > 1,0 para ríos con cambios de dirección bruscos de 90° o mayor
d ... profundidad promedio del río aguas abajo del vertimiento en temporada de estiaje, en metros.
u\* ... es la velocidad de corte en metros por segundo, que se calcula con:

u\* = sqrt(gds)

donde,

- g ... aceleración por gravedad = 9,80665 m \* s^2
s ... pendiente del cauce aguas abajo del vertimiento (m/m)

En el caso que se requiere determinar la capacidad de dilución del cuerpo variable en los diferentes meses del año para aprovechar la mayor capacidad de dilución del cuerpo receptor en los meses de lluvia, se deberá calcular el caudal crítico de dilución reducido para cada mes, aplicando las variables hidrodinámicas del río (velocidad de flujo, ancho y profundidad) características de cada mes.

II.4. Determinación de las concentraciones en el cuerpo natural de agua

Para la evaluación del efecto del vertimiento en el cuerpo receptor, es necesario contar con información respecto de las concentraciones que ya se encuentran en el cuerpo receptor; por lo tanto se deberá determinar las características química-físicas del cuerpo receptor a través de la toma de muestras de agua y análisis de laboratorio.

La toma de muestra deberá ser realizada en el punto de vertimiento proyectado. En el caso de un vertimiento en curso en fase de adecuación a la normatividad ambiental, el punto de toma de muestra deberá ser ubicado a fuera de la zona de influencia del vertimiento actual, es decir a algunos decenas de metros aguas arriba del vertimiento en curso.

En el caso de un vertimiento proyectado con un caudal constante a lo largo del año, será suficiente determinar las concentraciones presentes en el cuerpo receptor en el periodo más crítico, es decir en el periodo de estiaje.

En el caso que el caudal del vertimiento proyectado tenga una variabilidad mensual significativa (cuando el vertimiento está influenciado por aguas de precipitaciones como en actividades de explotación minera o en sistemas de alcantarillado mixto o cuando se trate de una actividad productiva estacional) se deberá determinar las concentraciones presentes en el cuerpo receptor en todos los meses del año, para poder



Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

calcular capacidad de asimilación del cuerpo receptor variable en el año, lo que permitirá aprovechar la mayor capacidad de dilución del cuerpo receptor en los meses de avenida.

Se deberá analizar los parámetros, que están potencialmente presentes en las aguas residuales, que son aquellos definidos para las diferentes actividades y categorías de ECA-Agua del cuerpo de agua natural en la tabla 2 (cap.I.2), los parámetros para que el sector correspondiente haya definido un Límite Máximo Permissible (tabla 1, cap.I.2) y adicionalmente sustancias químicas usadas y generadas en el proceso productivo y sus posibles productos de reacción o degradación, que están indicados en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, en la categoría correspondiente.

Cuando el proyecto prevé varios vertimientos al mismo cuerpo receptor o a diferentes quebradas/rios que confluyen en un mismo cuerpo receptor, se realiza la evaluación del impacto de los dos o más vertimientos de aguas residuales que se pueden generar de manera simultánea en dicho cuerpo receptor. Tal situación se reviste de importancia al considerar que aun cuando de manera individual se determine que un vertimiento no supera la capacidad de asimilación del cuerpo receptor, de manera simultánea dichos vertimientos pueden sobrepasar esta capacidad, debido a la confluencia de vertimientos, generando el incumplimiento de la normativa ambiental aplicable. En tal sentido, se evalúa el impacto de los dos o más vertimientos en un cuerpo natural de agua de forma integral, aplicando así el principio de indivisibilidad (D.S. N° 019-2009-MINAM, Reglamento de la Ley N° 27446, Artículo 3° - Principios del SEIA – Literal a). Por lo tanto, en la determinación de las concentraciones en el cuerpo receptor se considera las cargas aportadas por otros vertimientos proyectados aguas arriba del vertimiento en evaluación, según el siguiente balance de masas:

$$C_{RH} = \frac{(C_{RH,medido} \cdot Q_{RH,crit}) + (C_{Caguas\ arriba})}{(Q_{RH,crit})}$$

donde:

$C_{RH}$  es la concentración en el cuerpo receptor a aplicarse en la evaluación del impacto del vertimiento.

$C_{RH,medido}$  es la concentración medida en el cuerpo receptor.

$C_{Caguas\ arriba}$  es la carga máxima del contaminante de los vertimientos proyectados aguas arriba del vertimiento en evaluación (Concentración máxima · Caudal máximo del vertimiento).

$Q_{RH,crit}$  caudal crítico disponible para la dilución determinado según lo establecido en el capítulo II.3.



## II.5. Balance de masa

Para todos los parámetros característicos de las aguas residuales vertidas, se deberá determinar sus concentraciones aguas abajo de la zona de mezcla mediante el balance de masa:

$$C_0 = \frac{(C_{RH} \cdot Q_{RH,crit}) + (C_{vert} \cdot Q_{vert})}{(Q_{RH,crit} + Q_{vert})}$$

donde:

$C_0$  es la concentración calculada en el límite de la zona de mezcla.

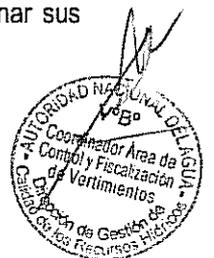
$C_{RH}$  es la concentración en el cuerpo receptor, determinada según capítulo II.4.

$C_{vert}$  es la concentración máxima en las aguas residuales tratadas, determinada según capítulo I.3.

$Q_{RH,crit}$  es el caudal crítico del cuerpo receptor disponible para la dilución, determinado según capítulo II.3, o II.3.1 en el caso de una zona de mezcla restringida.

$Q_{vert}$  es el caudal máximo del vertimiento, determinado según capítulo I.4.

Dado que  $C_0$  para la mayoría de parámetros ad excepción de  $NH_4$ ,  $NO_3$  y  $O_2$  es la mayor concentración luego de la zona de mezcla, la evaluación del cumplimiento de los ECA-Agua se reduce a:





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRRH, 17

C0 ≤ CECA

Para la evaluación de todos los parámetros contenidos potencialmente en el efluente, se deberá elaborar un cuadro que contiene la lista completa de parámetros característicos de las aguas residuales, la concentración calculada para cada contaminante en el cuerpo receptor aguas abajo de la zona de mezcla (C0) y el Estándar Nacional de Calidad Ambiental para Agua correspondiente.

En el caso que el caudal del vertimiento proyectado tenga una variabilidad mensual significativa y se requiere aprovechar la capacidad de asimilación variable del cuerpo receptor, se elabora un cuadro que contiene la lista de todos los parámetros característicos de las aguas residuales vertidas, la concentración calculada en el cuerpo receptor aguas abajo de la zona de mezcla en cada mes (C0,enero, C0,febrero, C0,marzo, C0,abril, C0,mayo, C0,junio, C0,julio, C0,agosto, C0,setiembre, C0,octubre, C0,noviembre, C0,diciembre) y el Estándar Nacional de Calidad Ambiental para Agua correspondiente.

En el caso que este análisis muestra que la concentración calculada en el cuerpo receptor será mayor del Estándar Nacional de Calidad Ambiental para Agua correspondiente, se deberá realizar las debidas modificaciones al plan de manejo de aguas, considerando por ejemplo la implementación de tecnologías limpias que reduzcan el volumen y/o la carga contaminante de las aguas residuales generadas o el reuso/recirculación parcial o total de las aguas residuales en la actividad. Alternativamente se podrá también modificar el proyecto del sistema de tratamiento de aguas residuales, incrementando su eficiencia de remoción de las sustancias críticas. En el caso de zonas de mezclas restringidas, se podrá evaluar el vertimiento en el centro del río, lo que permite una mezcla completa más rápida y en consecuencia un mayor caudal crítico de dilución.

Para determinar la carga contaminante de vertimiento admisible se puede usar la siguiente ecuación que integra la condición para el cumplimiento de los ECA con la ecuación de mezcla:

(Cvert · Qvert) ≤ QRH,crit · (CECA - CRH) + Qvert · CECA

Si la carga contaminante de vertimiento supere la carga admisible del cuerpo receptor, esta deberá ser reducida hasta el nivel de la carga admisible disminuyendo el caudal del vertimiento, las concentraciones de los parámetros críticos o ambos, caudal y concentraciones.

Para determinar el caudal máximo admisible manteniendo las concentraciones invariadas se puede utilizar la siguiente ecuación:

Qvert ≤ (QRH,crit · (CECA - CRH) / (Cvert - CECA))

En el caso que no es posible reducir el caudal del vertimiento, será necesario reducir las concentraciones de los contaminantes críticos en el agua residual. La concentración máxima del contaminante que permite el cumplimiento de los ECA-Agua en el cuerpo receptor se calcula con la siguiente ecuación:

Cvert ≤ (QRH,crit · (CECA - CRH) / Qvert) + CECA

En el caso de vertimientos a cuerpos de agua lóticos que en la época de estiaje no tienen caudal de agua natural, es decir ríos o quebradas transitoriamente secos, la ecuación del balance de masas se reduce a lo siguiente:

C0 = Cvert

Y la condición para el cumplimiento de los ECA-Agua:

Cvert ≤ CECA



Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Esto significa que la calidad de las aguas residuales tratadas a verter sea la correspondiente a los ECA-Agua, para la categoría que corresponda, dado que no se podrá considerar factor de dilución alguno en tanto los flujos naturales de agua que conduzca sean nulos.

En el caso que el parámetro evaluado se encuentre en el cuerpo natural de agua en concentraciones superiores al Estándar de Calidad Ambiental correspondiente, es decir CRH ≥ CECA, su concentración en las aguas residuales vertidas deberá ser igual o menor de la concentración en el cuerpo receptor:

Cvert ≤ CRH

Integrando la condición Cvert ≤ CRH en la ecuación del balance de masa se obtiene:

C0 = ((CRH \* QRH,crit) + (Cvert \* Qvert)) / (QRH,crit + Qvert) ≤ ((CRH \* QRH,crit) + (CRH \* Qvert)) / (QRH,crit + Qvert) ≤ CRH \* (QRH,crit + Qvert) / (QRH,crit + Qvert) ≤ CRH

Esto significa que cuando la concentración del parámetro en el efluente sea igual o menor de su concentración en el cuerpo receptor, el vertimiento no causará un incremento de la concentración en el cuerpo natural de agua y no creará un impacto adicional en el cuerpo natural de agua afectado por otras fuentes de contaminación.

En el caso que las concentraciones de oxígeno disuelto en el cuerpo receptor sean inferiores al Estándar de Calidad Ambiental correspondiente, el vertimiento no deberá contener materia orgánica biodegradable (Cvert,DBO5 = 0).

En el caso que los cuerpos de agua superen los ECA para Agua se iniciarán procesos para el desarrollo de sus respectivos Planes de Descontaminación y Rehabilitación de la Calidad del Agua sobre la base de los criterios y procedimientos que el MINAM establecerá para tal fin, como lo define la Ley General del Ambiente y la Ley Marco del Sistema Nacional de Gestión Ambiental.

II.6. Balance de masa de nitrógeno amoniacal y nitrato

El nitrógeno amoniacal y el nitrato llegan a la concentración máxima aguas abajo y distante de la zona de mezcla.

El nitrógeno amoniacal se incrementa debido a la hidrólisis del nitrógeno orgánico para luego reducirse debido a la nitrificación, que lo transforma en Nitrato.

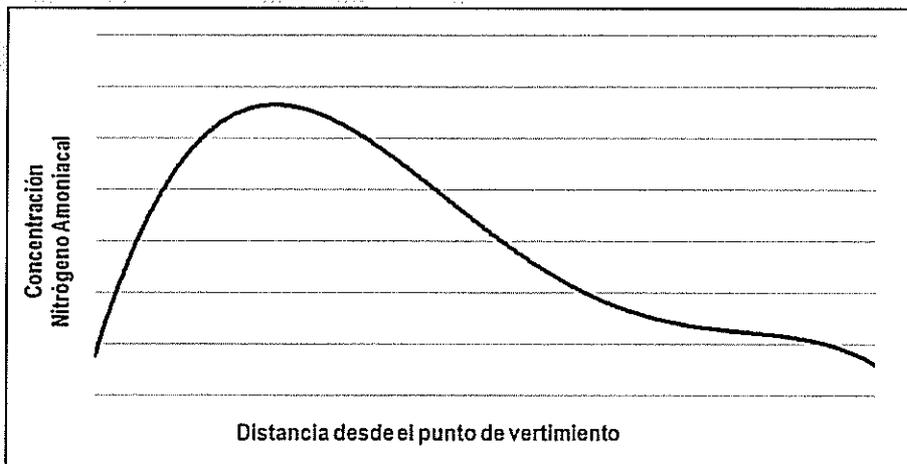
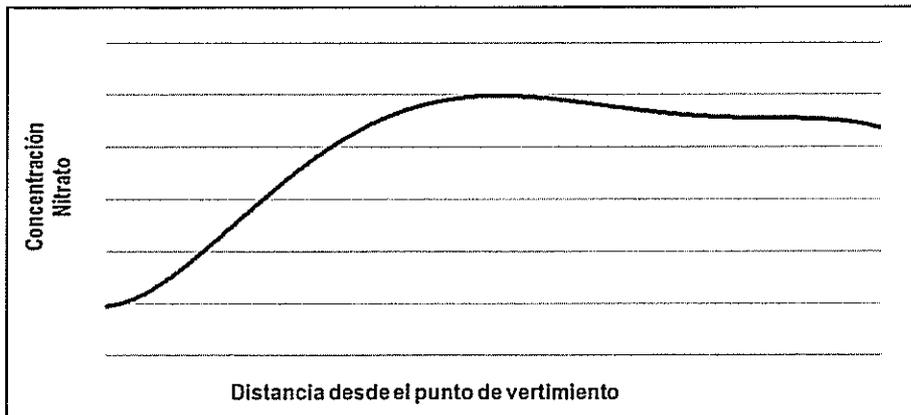




Table with 2 columns: ANA, FOLIO N°. Row 1: DGCRH, 18

El nitrato se incrementa debido a la nitrificación del nitrógeno amoniacal para luego reducirse lentamente por la desnitrificación en zonas anaeróbicas del cuerpo de agua y la asimilación en las algas.



Para la evaluación del cumplimiento de los ECA-Agua de estos parámetros se aplica una metodología diferente al simple cálculo de dilución:

Para vertimientos a cuerpos de agua lóticos de categoría 1 se deberá evaluar el cumplimiento del ECA-Agua del parámetro nitrógeno amoniacal - NH4-N - mediante la siguiente evaluación:

Se evalúa si la carga total de nitrógeno total Kjeldahl - TKN (suma de la carga en el río y en el efluente) es menor de la carga admisible de nitrógeno amoniacal (caudal total · ECA de NH4-N):

(C(TKN)vert · Qvert + C(TKN)RH · QRH,crit) ≤ C(NH4-N)ECA · (Qvert + QRH,crit)

El nitrógeno total Kjeldahl - TKN - es la suma de nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico. Dado que el nitrógeno orgánico en el río se transforma a nitrógeno amoniacal por hidrólisis, la evaluación del cumplimiento del ECA para NH4-N debe considerar también el nitrógeno orgánico.

En el caso de vertimientos, que no contienen nitrógeno orgánico si no nitrógeno amoniacal solamente (aguas residuales industriales de origen minero, extracción de hidrocarburos, entre otros), se analiza el nitrógeno amoniacal y no el nitrógeno total Kjeldahl:

(C(NH4-N)vert · Qvert + C(NH4-N)RH · QRH,crit) ≤ C(NH4-N)ECA · (Qvert + QRH,crit)

Para vertimientos a cuerpos de agua lóticos de categoría 4 se deberá evaluar el cumplimiento del ECA-Agua del parámetro amoniaco - NH3-N - mediante la siguiente evaluación:

El amoniaco se encuentra en el agua como un resultado normal de la descomposición biológica de la materia orgánica nitrogenada contenida en ella y también como consecuencia directa de las descargas de aguas residuales municipales, agroindustriales, producción de alimentos y bebidas y de procesos industriales que utilizan sales de amonio. El amoniaco es altamente soluble en agua, 900 g de NH3 por litro de agua a 0°C y se combina con ella para disociarse posteriormente en iones amonio (NH4+) e iones hidróxido (OH-). De las especies amoniacaes presentes en el agua, es el amoniaco sin disociar (NH3 · H2O) y no el ion amonio (NH4+) el que causa los mayores efectos tóxicos, hecho confirmado por numerosos investigadores y considerados por los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua que indican un ECA de amoniaco de 0.02 mg/L en la categoría 4 "Ríos de Costa y Sierra" y de 0.05 mg/L en la categoría 4 "Ríos de la Selva" y "Estuarios". En la mayoría de las aguas naturales el pH es tal que favorece la presencia de iones NH4+; sin embargo, en aguas alcalinas y cálidas, la fracción de NH3 sin disociar puede alcanzar niveles tóxicos. Dado la relevancia toxicológica del amoniaco se debe evaluar el cumplimiento de su ECA, calculando las concentraciones de amoniaco en función de la carga proyectada de nitrógeno amoniacal y la temperatura y pH medidos in situ según la siguiente metodología:





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Para aguas residuales que contienen carga orgánica nitrogenada (aguas residuales municipales, de agroindustria, de la producción de alimentos y bebidas, entre otros), la concentración de nitrógeno amoniacal total se calcula con el balance de masa del nitrógeno total Kjeldahl, dado que este en la hidrólisis se transforma a nitrógeno amoniacal:

$$C_{0,NH} = C(TKN)_{vert} \cdot Q_{vert} + C(TKN)_{RH} \cdot Q_{RH,crit}$$

Para aguas residuales que no contienen nitrógeno orgánico si no nitrógeno amoniacal solamente (aguas residuales industriales de origen minero, extracción de hidrocarburos, entre otros), la concentración de nitrógeno total amoniacal se calcula con el balance de masa del nitrógeno amoniacal total:

$$C_{0,NH} = C(NH_4-N)_{vert} \cdot Q_{vert} + C(NH_4-N)_{RH} \cdot Q_{RH,crit}$$

donde:

- $C(TKN)_{vert}$  es la concentración máxima de nitrógeno total Kjeldahl en las aguas residuales, determinada según lo indicado en el capítulo I.3.
- $C(TKN)_{RH}$  es la concentración máxima de nitrógeno total Kjeldahl ya presente en el cuerpo receptor, determinada según lo indicado en el capítulo II.4.
- $C(NH_4-N)_{vert}$  es la concentración máxima de nitrógeno total amoniacal en las aguas residuales, determinada según lo indicado en el capítulo I.3.
- $C(NH_4-N)_{RH}$  es la concentración máxima de nitrógeno total amoniacal ya presente en el cuerpo receptor, determinada según lo indicado en el capítulo II.4.
- $Q_{RH,crit}$  es el caudal crítico del cuerpo receptor disponible para la dilución, determinado según capítulo II.3, o II.3.1 en el caso de una zona de mezcla restringida.
- $Q_{vert}$  es el caudal máximo del vertimiento, determinado según capítulo I.4.

La concentración máxima de amoniacal en el cuerpo receptor es determinada según la siguiente ecuación:

$$C_{0,NH_4^+} = \frac{C_{0,NH}}{1 + 10^{(pH-pK)}} = C_{0,NH} - C_{NH_3} \quad (\text{Wood, 1993})$$

con,

$$pK = 0,09018 + (2729,92/(273,2 + T)) \quad (\text{Emerson et al. 1975})$$

se obtiene:

$$C_{0,NH_4^+} = \frac{C_{0,NH}}{1 + 10^{(pH - 0,09018 - (2729,92/(273,2 + T))}}$$

$$C_{0,NH_3} = C_{0,NH} \cdot \left( 1 - \frac{1}{1 + 10^{(pH - 0,09018 - (2729,92/(273,2 + T))}} \right)$$

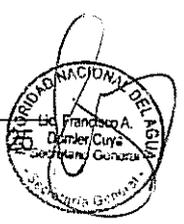
donde,

T es la temperatura máxima medida en el cuerpo receptor, en ° Celsius.

pH es el pH máximo (más alcalino) medido en el cuerpo receptor

La concentración máxima de amoniacal en el cuerpo receptor - $C_{0,NH_3}$ - debe ser menor que el ECA correspondiente:

$$C_{0,NH_3} \leq C_{ECA,NH_3}$$





ANA	FOLIO N°
DGCRH	19

Para vertimientos a cuerpos de agua lóticos de categoría 1 o a cuerpos de agua lóticos que tributan a cuerpos de agua lénticos se deberá evaluar el cumplimiento del ECA-Agua del parámetro nitratos – NO<sub>3</sub>-N – mediante las siguientes dos evaluaciones:

Se evalúa si la carga de NO<sub>3</sub>-N aguas abajo del vertimiento (suma de la carga en el río y en el efluente) es menor de la carga admisible (Caudal total · ECA para NO<sub>3</sub>-N):

$$(C(\text{NO}_3\text{-N})_{\text{vert}} \cdot Q_{\text{vert}} + C(\text{NO}_3\text{-N})_{\text{RH}} \cdot Q_{\text{RH,crit}}) < C(\text{NO}_3\text{-N})_{\text{ECA}} \cdot (Q_{\text{vert}} + Q_{\text{RH,crit}})$$

Si la temperatura es mayor de 10°C y menor de 30°C en condiciones aeróbicas, puede tener lugar la nitrificación del nitrógeno amoniacal a nitratos. Por lo tanto se evalúa si la carga de nitrógeno total (suma de nitrógeno total Kjeldahl y nitratos) aguas abajo del vertimiento es menor de la carga admisible (Caudal total · ECA para NO<sub>3</sub>-N):

$$(C(\text{TKN})_{\text{vert}} \cdot Q_{\text{vert}} + C(\text{TKN})_{\text{RH}} \cdot Q_{\text{RH,crit}} + C(\text{NO}_3\text{-N})_{\text{vert}} \cdot Q_{\text{vert}} + C(\text{NO}_3\text{-N})_{\text{RH}} \cdot Q_{\text{RH,crit}}) < C(\text{NO}_3\text{-N})_{\text{ECA}} \cdot (Q_{\text{vert}} + Q_{\text{RH,crit}})$$

En el caso de vertimientos, que no contienen nitrógeno orgánico, si no nitrógeno amoniacal solamente (aguas residuales industriales de origen minero, extracción de hidrocarburos y curtiembre, entre otros), se analiza el nitrógeno amoniacal y no el nitrógeno total Kjeldahl:

$$(C(\text{NH}_4\text{-N})_{\text{vert}} \cdot Q_{\text{vert}} + C(\text{NH}_4\text{-N})_{\text{RH}} \cdot Q_{\text{RH,crit}} + C(\text{NO}_3\text{-N})_{\text{vert}} \cdot Q_{\text{vert}} + C(\text{NO}_3\text{-N})_{\text{RH}} \cdot Q_{\text{RH,crit}}) < C(\text{NO}_3\text{-N})_{\text{ECA}} \cdot (Q_{\text{vert}} + Q_{\text{RH,crit}})$$

Nota: En los balance de masa de nitrógeno donde se supone la transformación de nitrógeno total Kjeldahl a nitrógeno amoniacal y de nitrógeno amoniacal a nitratos se puede usar el caudal de dilución crítico total, no debiendo aplicar el caudal de dilución crítico reducido calculado para zonas de mezcla restringidas, dado que la concentración máxima de nitrógeno amoniacal y nitratos, generados por la hidrólisis o nitrificación, ocurre aguas abajo y distante de la zona de mezcla donde se puede suponer mezcla completa.

En el caso que la evaluación simplificada de las concentraciones de Nitrato, Amoniacal y Nitrógeno Amoniacal en el cuerpo receptor indique un riesgo de incumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, se deberá reducir la carga de nitrógeno del vertimiento, considerando por ejemplo la implementación de tecnologías limpias, sistemas de tratamiento avanzadas o terciarias o el reuso/recirculación parcial o total de las aguas residuales en la actividad. Alternativamente es también posible, demostrar el cumplimiento de los ECA-Agua, aplicando modelos numéricos más exactos, que permitan simular todos los procesos relevantes, tales como nitrificación, desnitrificación, sedimentación, asimilación en las algas y dilución por tributarios, así como la cuantificación de las concentraciones en el cuerpo natural aguas abajo del vertimiento. Entre los modelos de aplicación para la evaluación de estos procesos se tiene "Ríos 4" o su sucesor RIOS EP (CEPIS & ISCTN, 2005), así como QUAL2K, que fue desarrollado por el Dr. Steve Chapra por encargo de la EPA de EEUU, entre otros. Una descripción de la aplicación de estos modelos de autodepuración se encuentra en el capítulo II.7.2.

En el caso que también la evaluación con modelos numéricos para nitratos, amoniacal o nitrógeno amoniacal muestra el riesgo de incumplimiento de los ECA-Agua, se modifica el plan de manejo de aguas, considerando por ejemplo la implementación de tecnologías limpias que reduzcan el volumen de las aguas residuales generadas y/o la carga de nitrógeno o el reuso/recirculación parcial o total de las aguas residuales en la actividad. Alternativamente se podrá también modificar el proyecto del sistema de tratamiento de aguas residuales, incrementando su eficiencia de remoción de nitrógeno.



Abg. Mirces  
Miranda S.  
Dirección de  
Gestión de Calidad  
de los Recursos



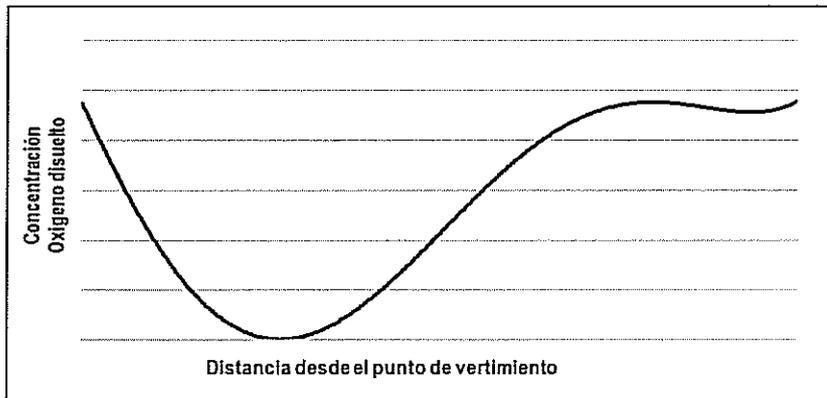


"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

II.7. Evaluación de la concentración mínima de oxígeno disuelto aguas abajo de la zona de mezcla

El oxígeno disuelto llega a la concentración mínima aguas abajo y distante de la zona de mezcla:

El OD se reduce debido al consumo de oxígeno en la oxidación microbiológica de materia orgánica y la nitrificación del nitrógeno amoniacal para luego recuperarse debido a la reaeración y la producción de oxígeno de las algas.



Para la evaluación del cumplimiento del ECA-Agua, que prescribe un valor mínimo admisible entre 2,5 y 6 mgO2/L para las diferentes categorías, se aplica una metodología diferente al simple cálculo de dilución, que se realiza en dos pasos:

- 1. Evaluación simplificada del cumplimiento del ECA-Agua para Oxígeno Disuelto
2. Modelo de autodepuración, si el cálculo de masa indica un riesgo de incumplimiento de los ECA-Agua para oxígeno.

II.7.1 Evaluación simplificada del cumplimiento del ECA-Agua para Oxígeno Disuelto

En el caso de un vertimiento de aguas residuales que contienen elevada carga orgánica y nitrógeno reducido, se deberá evaluar las concentraciones de oxígeno de un cuerpo natural de agua lóxico con el método simplificado del cumplimiento del ECA-Agua para Oxígeno Disuelto descrito en lo siguiente,

Esta evaluación se deberá realizar para las condiciones más críticas, las cuales se encuentran en la época de estiaje, debido a bajos caudales disponibles para la dilución y temperaturas del agua relativamente altas.

El método simplificado corresponde a la siguiente inecuación (HYDROSCIENCE, 1971):

Dc = L0 \* phi^(1-phi) <= (CO2,RH - ECAO2)

donde:

Dc es el déficit máximo de oxígeno disuelto, en mg/L

L0 es demanda de oxígeno disuelto debido a consumo de materia orgánica y nitrificación (mg O2/L) después de la mezcla completa, que se calcula con:

L0 = ((DBOU,vert + C(TKN)vert \* 4,57) \* Qvert + (DBOU,RH + C(TKN)RH \* 4,57) \* QRH,crit) / (Qvert + QRH,crit)

DBOU,vert es la Demanda Bioquímica de Oxígeno última del vertimiento determinada según lo descrito en el capítulo II.7.2.4.





PERÚ

Ministerio de  
Agricultura y Riego

Autoridad Nacional  
del Agua

Dirección de Gestión de Calidad  
de los Recursos Hídricos

"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

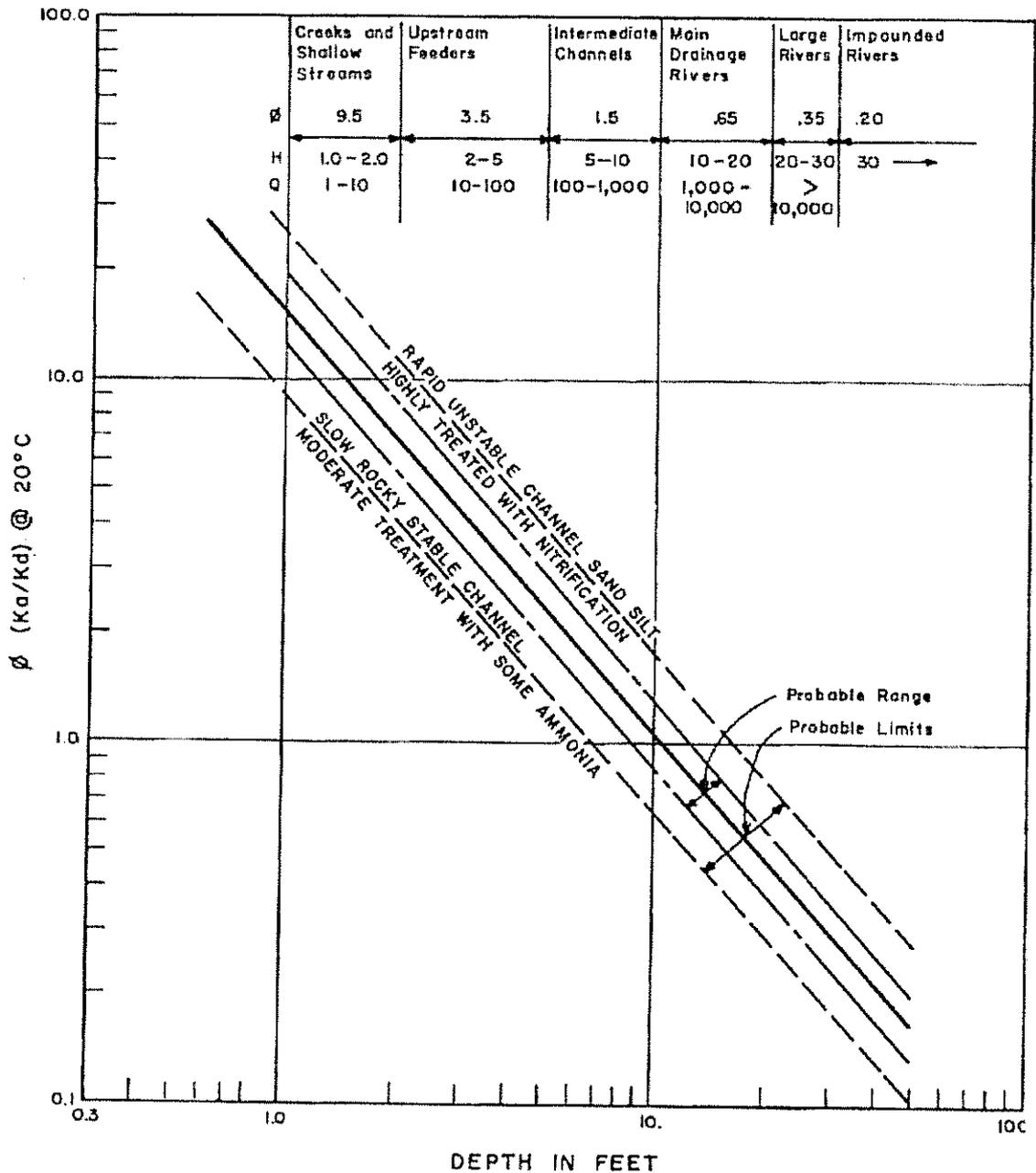
ANA	FOLIO N°
DGCRH	20

- $DBO_{U,RH}$  es la Demanda Bioquímica de Oxígeno última del cuerpo de agua determinada en un ensayo de laboratorio de 20 días.
- $C(TKN)_{vert}$  es la concentración máxima de nitrógeno total Kjeldahl en las aguas residuales, determinada según lo indicado en el capítulo I.3, en mg/L. (Nota: En el caso de vertimientos, que no contienen nitrógeno orgánico sino nitrógeno amoniacal solamente (aguas residuales industriales de origen minero, extracción de hidrocarburos, entre otros), se analiza el nitrógeno amoniacal y no el nitrógeno total Kjeldahl.)
- $C(TKN)_{RH}$  es la concentración máxima de nitrógeno total Kjeldahl en el cuerpo natural de agua, determinada según lo indicado en el capítulo II.4, en mg/L.
- $Q_{RH,crit}$  es el caudal crítico del cuerpo receptor disponible para la dilución, determinado según capítulo II.3. (Nota: En la evaluación de oxígeno disuelto se puede usar el caudal de dilución crítico total, no debiendo aplicar el caudal de dilución crítico reducido calculado para zonas de mezcla restringidas, dado que la concentración mínima de oxígeno disuelto debido al consumo de oxígeno en la oxidación microbiológica de materia orgánica y en la nitrificación de nitrógeno amoniacal, ocurre aguas abajo y distante de la zona de mezcla, donde se puede suponer mezcla completa.)
- $Q_{vert}$  es el caudal máximo del vertimiento, determinado según capítulo I.4.
- $(Co_{2,RH} - ECA_{O2})$  corresponde al máximo déficit de oxígeno permisible para el cumplimiento del ECA-Agua, en mg  $O_2/L$ .
- $Co_{2,RH}$  es la concentración de oxígeno disuelto medida en el cuerpo receptor en el periodo evaluado (periodo de estiaje o mes evaluado).
- $ECA_{O2}$  es el Estándar de Calidad Ambiental para Agua de oxígeno disuelto en la categoría correspondiente al cuerpo receptor, en mg  $O_2/L$ .
- $\Phi$  es la tasa de asimilación definida con  $K_a/K_d$  (tasa de reaeración entre tasa de desoxigenación carbonácea), que puede ser determinada en función de la profundidad promedia del cuerpo natural aplicando el gráfico siguiente:

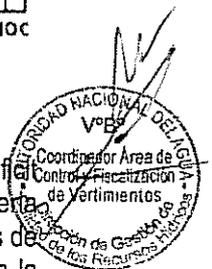




"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"



Si esta evaluación indica que el vertimiento causará un déficit de oxígeno disuelto mayor al máximo déficit de oxígeno permisible para el cumplimiento del ECA-Agua, se deberá reducir la carga de materia orgánica del vertimiento, considerando por ejemplo la implementación de tecnologías limpias, sistemas de tratamiento avanzadas o terciarias o el reuso/recirculación parcial o total de las aguas residuales en la actividad. Alternativamente, también es posible demostrar el cumplimiento de los ECA-Agua, aplicando modelos numéricos más exactos, que permitan simular todos los procesos relevantes, tales como consumo de oxígeno por oxidación de carbono orgánico, reaeración en la superficie del cuerpo de agua, nitrificación, desnitrificación, sedimentación, producción y respiración de oxígeno por algas, dilución por tributarios y consumo bental de oxígeno, así como la cuantificación de las concentraciones en el cuerpo natural aguas abajo del vertimiento. Entre los modelos de aplicación para la evaluación de estos procesos se tiene "Ríos 4" o su sucesor RIOS EP (CEPIS & ISCTN, 2005), así como QUAL2K, que fue desarrollado



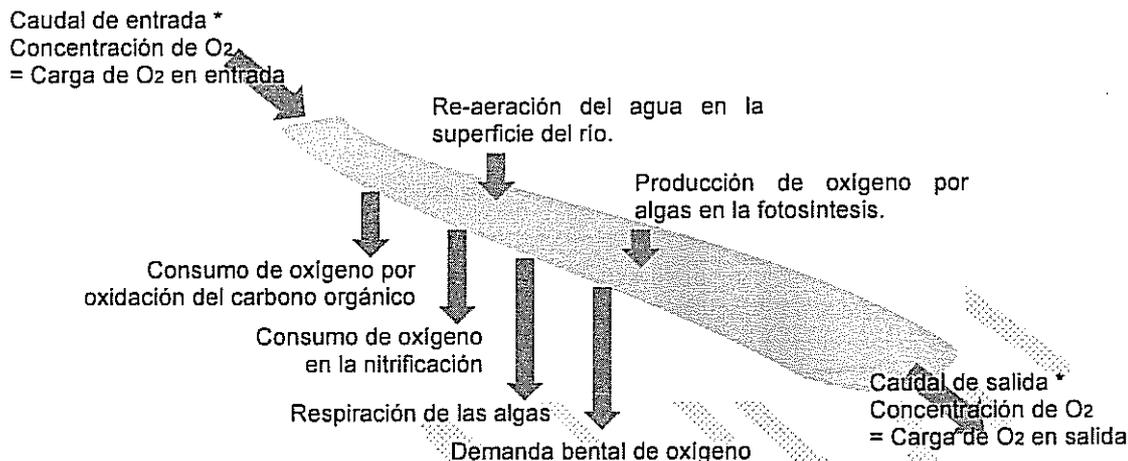


ANA	FOLIO N
DGCRH	21

por el Dr. Steve Chapra por encargo de la EPA de EEUU, entre otros. Estos modelos de autodepuración son descritos en detalle en el capítulo siguiente.

### II.7.2 El modelo de autodepuración

Las concentraciones del oxígeno disuelto aguas abajo de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo de agua lótico son influenciados por una serie de procesos biológicos y físicos. El balance completo de oxígeno en un río abarca todos los elementos representados en el siguiente gráfico:



Existen diferentes modelos que pueden simular todos los procesos que influyen el comportamiento del oxígeno disuelto en un río, entre ellos el software "Ríos 4" o su sucesor RIOS EP (CEPIS & ISCTN, 2005), y el software QUAL2K, que fue desarrollado por el Dr. Steve Chapra por encargo de la EPA de EEUU.

Los modelos matemáticos para la evaluación del impacto en el ambiente acuático ocasionado por vertimientos de aguas residuales surgieron en el año 1925 en los EEUU, cuando Streeter y Phelps en un estudio sobre el río Ohio desarrollaron su clásico modelo de autodepuración de corrientes utilizando métodos semi-empíricos.

En las dos últimas décadas varios científicos desarrollaron nuevos términos en la ecuación general original, ampliando así la complejidad de los modelos utilizados. Los principales avances en el desarrollo de los modelos que simulan el balance del oxígeno disuelto en un río son los siguientes:

- Consumo de oxígeno por materia orgánica fácilmente biodegradable originada de fuentes puntuales: Streeter y Phelps, 1925.
- Re-aeración en cuerpos naturales de agua: O'Connor & Dobbins, 1958; Tsivoglou, & Neal, 1976
- Consumo de oxígeno por materia orgánica fácilmente biodegradable originada de fuentes difusas: Dobbins, 1964 y 1968; Dresnack, 1986.
- Consumo de oxígeno por sedimentos orgánicos – demanda bental: Dobbins, 1964; Camp, 1965; Hansen y Frankel, 1965; Rutherford, 1974.
- Consumo de oxígeno por nitrificación: O'Connor, 1967; Di Toro, 1970.
- Producción de oxígeno por fotosíntesis y consumo por respiración del fitoplancton: Dobbins, 1964; Camp, 1965; O'Connor, 1967 y 1970; Di Toro, 1970; Chen, 1970; Thomann, 1974; Beck, 1975; Stehfest, 1977.

#### II.7.2.1 Aplicación de los modelos de autodepuración en la evaluación de un vertimiento

Si el modelo simplificado descrito en el capítulo II.7.1 indica un riesgo que el vertimiento causa concentraciones de OD menores a los ECA-Agua, se podrá elaborar un modelo de autodepuración. El modelo de autodepuración permite determinar las concentraciones máximas permisibles de carga



orgánica ( $DBO_5$ ) y nitrógeno oxidable (TKN o  $NH_4$ ) en el efluente, con los cuales no se incumplirá el ECA-Agua de oxígeno disuelto.

El modelo de autodepuración puede ser elaborado mediante el software "Ríos 4" o su sucesor RIOS EP para el ambiente WINDOWS (CEPIS & ISCTN, 2005), desarrollado por CEPIS, QUAL2K, desarrollado por el Dr. Chapra, u otros modelos de simulación, que permitan de igual forma la simulación de los proceso de autodepuración en un río.

Independientemente del software seleccionado es indispensable estimar las constantes de reacción (desoxigenación carbonácea y nitrogenada y reaeración). En el capítulo II.7.2.5 se propone metodologías de estimación de las constantes.

El modelo de autodepuración deberá calcular la concentración mínima de oxígeno disuelto y la distancia del punto más crítico aguas abajo del vertimiento.

Cuando se trata de un vertimiento con un caudal constante a lo largo del año se elabora un modelo para las condiciones más críticas solamente, que es la época de estiaje donde el caudal disponible para la dilución es mínimo.

En el caso que el caudal del vertimiento proyectado tenga una variabilidad mensual significativa (cuando el vertimiento está influenciado por aguas de precipitaciones como en sistemas de alcantarillado mixto o cuando se trate de una actividad productiva estacional) se elabora un modelo de autodepuración para cada mes del año o modelos matemático variable en el tiempo.

En el caso que la concentración mínima de oxígeno disuelto calculada con el modelo sea menor que el Estándar de Calidad Ambiental de oxígeno disuelto –  $OD_{crit} \leq OD_{ECA}$  – será necesario reducir la carga orgánica ( $DBO_5$ ) y/o la carga de nitrógeno (TKN). Esta reducción se realiza de forma iterativa de la siguiente forma:

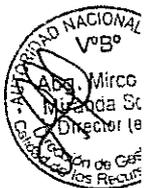
Paso 1: Se reduce gradualmente la  $DBO_5$  hasta que el modelo calcula un  $OD_{crit}$  mayor del ECA. En este caso se modifica al plan de manejo de aguas residuales, considerando por ejemplo la implementación de tecnologías limpias que reduzcan el volumen de las aguas residuales generadas y/o la carga orgánica o el reuso/recirculación parcial o total de las aguas residuales. Alternativamente se podrá también modificar el proyecto del sistema de tratamiento de aguas residuales, incrementando su eficiencia de remoción de la  $DBO_5$ .

Paso 2: Si la reducción de la  $DBO_5$  hasta un valor de 40 mg/l no es suficiente para evitar un  $OD_{crit}$  menor del ECA, se deberá reducir también el TKN hasta que el modelo calcule un  $OD_{crit}$  mayor al del ECA. La reducción del nitrógeno oxidable significa que se deberá prever la implementación de tecnologías limpias que reduzcan la carga de nitrógeno o un tratamiento avanzado de las aguas residuales, con una etapa de nitrificación.

### II.7.2.2 Informaciones necesarias para la elaboración de un modelo de autodepuración

Para poder elaborar un modelo de autodepuración modificado es necesario recopilar las siguientes informaciones:

- Fuente generadora de las aguas residuales (municipales, industria papelera u otra industria).
- Tipo de tratamiento (primario, secundario o avanzado).
- Caracterización del efluente proyectado:
  - Caudal máximo horario y promedio del efluente proyectado.
  - $DBO_5$  máxima proyectada, que corresponde al Límite Máximo Permissible, cuando está reglamentado por el sector correspondiente, en caso contrario es estimado considerando la actividad generadora de las aguas residuales y la eficiencia del sistema de tratamiento proyectado.





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCORH, 22

- Concentración máxima de nitrógeno total Kjeldahl proyectado, cuando las aguas residuales contengan nitrógeno orgánico.
- Concentración máxima de nitrógeno amoniacal proyectado, cuando las aguas residuales no contengan nitrógeno orgánico si no nitrógeno amoniacal solamente (aguas residuales industriales de origen minero, extracción de hidrocarburos, entre otros).
- En el caso de efluentes industriales o provenientes de un tratamiento no-biológico o avanzado: DBO luego de 5 y 20 días.
• Caracterización de la calidad del agua del río en el punto de vertimiento proyectado:
- Temperatura y conductividad eléctrica máximas medidas en el periodo de estiaje.
- Concentración de oxígeno disuelto mínima medida en la época de estiaje.
- DBO5 máxima medida en el río en la época de estiaje.
- Concentración máxima de nitrógeno total Kjeldahl medida en la época de estiaje o concentración máxima de nitrógeno amoniacal, cuando las aguas residuales no contengan nitrógeno orgánico si no nitrógeno amoniacal solamente.
• Caracterización hidráulica, topográfica y morfológica del río aguas abajo del vertimiento proyectado:
- El caudal crítico de dilución, o sea el caudal mínimo disponible para la dilución del efluente, determinado según Capítulo II.3, no debiendo aplicar el caudal de dilución crítico reducido calculado para zonas de mezcla restringidas.
- La altitud sobre el nivel del mar del punto de vertimiento proyectado en metros.
- La profundidad media y la velocidad de flujo media del río pueden ser medidos directamente o calculadas:
- La medición directa debe ser realizada en el periodo crítico, o sea en el periodo de estiaje. La medición abarca varias secciones del cauce aguas abajo del vertimiento, donde se determina la profundidad media y la velocidad de flujo media a lo largo de un tramo del río con una longitud de aproximadamente 50 veces el ancho del río.
- Cálculo con la ecuación de Manning (solamente si no es posible medir las variables hidráulicas del periodo de estiaje directamente en campo). Las variables geométricas, topográficas y morfológicas usadas en la ecuación de Manning (el ancho del fondo del cauce, las pendientes de las riberas, el coeficiente de rugosidad de Manning y la pendiente longitudinal del cauce del río), son determinadas en un recorrido del río aguas abajo del vertimiento, determinando un valor promedio para cada parámetro. La longitud total del tramo de río aguas abajo del vertimiento evaluado debe ser de aproximadamente 50 veces el ancho del río.
• Cobertura del fondo cauce con algas y sedimentos orgánicos
La presencia de algas y de sedimentos ricos en materia orgánica influye en el ciclo de oxígeno disuelto y en la disminución de nutrientes. Por lo tanto es un dato de ingreso del modelo importante que debe ser recopilado en el recorrido del río.

II.7.2.3 La calibración y validación de los modelos de autodepuración

Los modelos matemáticos de estado permanente requieren su calibración con datos de calidad de agua de una campaña de muestreo y su validación con los datos de un segundo muestreo realizados en condiciones diferentes, antes de usarlos como herramientas para predecir el impacto ambiental bajo situaciones diferentes con coeficientes de la literatura.

La calibración es el ajuste iterativo de las constantes de las ecuaciones matemáticas, hasta que el modelo calcule los mismos resultados que se ha medido en el muestreo en campo.

La validación de modelos de simulación de la calidad del agua, es la comprobación si el modelo es capaz de simular la realidad en otras condiciones de entorno, usando los resultados medidos en campo en





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

diferentes condiciones climatológicas e hidráulicas. La pregunta de la validación es: "¿El modelo es capaz de calcular las concentraciones, si las condiciones del entorno (caudal, clima, carga contaminante) varían?"

Los parámetros de validación, que el modelo debe calcular con un margen de error mínimo, son la carga y las concentraciones del contaminante medidos en varios puntos estratégicos aguas abajo de la fuente de contaminación.

Para la recopilación de la información necesaria para la calibración y validación del modelo, se deberá realizar dos campañas de muestreo en condiciones climatológicas e hidrológicas diferentes.

En el ámbito de la campaña de muestreo se toma una serie de muestras de agua y se analiza algunos parámetros químicos y físicos.

La distancia entre las diferentes estaciones de muestreo depende del tipo de contaminante, el tiempo de flujo entre las estaciones, que es una función de la velocidad de flujo, y las características hidrográficas del río. En términos generales, se deberá considerar un punto de muestreo aguas arriba del vertimiento, un punto aguas abajo de la zona de mezcla y un punto al inicio y final de cada tramo del río con características hidrográficas diferentes.

La selección de los parámetros de análisis depende del proceso de autodepuración que se quiere modelar. Para la modelación de los ciclos de carbono orgánico y de nitrógeno se recomienda los siguientes parámetros:

- Temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad (en campo).
- Demanda bioquímica de oxígeno carbonácea en 5 y 20 días  
(la DBO debe ser analizada en muestra de agua filtrada, inhibiendo la nitrificación, añadiendo p.ej. TCMP (2-cloro-6-(triclora metil)-piridina)
- Carbono orgánico disuelto (para vertimientos industriales)
- Nitrógeno Kjeldahl (TKN), nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4$ ), nitrato ( $\text{NO}_3$ )
- Fósforo orgánico e inorgánico
- Sólidos suspendidos volátiles y sólidos suspendidos fijos
- Alcalinidad ( $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ )
- Demanda de oxígeno de los sedimentos (demanda bentónica) ( $\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{día}$ ) (dato útil en el caso de sedimentos ricos en materia orgánica)
- Clorofila A (en el caso de ríos eutróficos y de flujo lento)

Adicionalmente para el día en el cual se realiza el muestreo se deberá recopilar la siguiente información:

- Las características y la variabilidad de las fuentes de contaminación (concentraciones de los parámetros indicados anteriormente y caudales de los vertimientos).
- Los caudales del río modelado y de sus tributarios.
- Datos climatológicos (nubosidad, radiación solar, temperatura del aire).

#### 11.7.2.4 Las variables del modelo de autodepuración

Las variables de un modelo de autodepuración son los siguientes:

- La Demanda Bioquímica de Oxígeno carbonáceo inicial ( $\text{Lo}$ )
- La Demanda Bioquímica de Oxígeno nitrogenado inicial ( $\text{No}$ )
- El déficit de oxígeno disuelto inicial ( $\text{Do}$ )
- Las variables hidráulicas del río: profundidad media y velocidad de flujo media.





ANA	FOLIO N°
DGCRH	23

A continuación, se describe como se determinan las variables, a aplicarse en la evaluación del impacto de un vertimiento proyectado.

### La Demanda Bioquímica de Oxígeno carbonácea inicial (Lo):

Cabe indicar, que  $L_0$  es la DBO carbonácea última en el río aguas arriba del vertimiento.

Normalmente se realizan análisis de la DBO a corto plazo, por lo general 5 días. Sin embargo, el modelo de Streeter-Phelps calcula el consumo de oxígeno total, que ocurre en periodos más largos. Generalmente, no se dispone de datos de análisis de  $DBO_{cu}$  y el diseño de la planta de tratamiento prevé la reducción de la carga orgánica hasta un determinado  $DBO_5$ . Por lo tanto, se deberá usar la  $DBO_5$  presente en el río y la  $DBO_5$  del efluente proyectada, y transformarla a la  $DBO_{cu}$  utilizando un método aceptado en la actual discusión científica.

La  $DBO_5$  luego de mezcla completa del efluente con el agua del río se determina con el cálculo de dilución:

$$DBO_{5,mezcla} = \frac{(DBO_{5,RH} \cdot Q_{RH,crit}) + (DBO_{5,vert} \cdot Q_{vert})}{(Q_{RH,crit} + Q_{vert})}$$

donde:

$DBO_{5,mezcla}$  es la  $DBO_5$  luego de mezcla del efluente con el agua del río.

$DBO_{5,RH}$  es la  $DBO_5$  máxima medida en el río en la ubicación del vertimiento proyectado. Generalmente la  $DBO_5$  máxima ocurre en la época de estiaje.

$Q_{RH,crit}$  es el caudal crítico del cuerpo receptor disponible para la dilución, determinado según capítulo II.3, no debiendo aplicar el caudal de dilución crítico reducido calculado para zonas de mezcla restringidas.

$DBO_{5,vert}$  es la  $DBO_5$  máxima del efluente proyectado, que corresponde al Límite Máximo Permissible, cuando está reglamentado por el sector correspondiente. En caso contrario deberá ser estimado en función de la actividad generadora de las aguas residuales y la eficiencia de remoción de la carga orgánica del sistema de tratamiento proyectado.

$DBO_{cu}$  es la DBO carbonácea última determinada en ensayo de 20 días con inhibición de la nitrificación o extrapolado el resultado del ensayo de 5 días

$Q_{vert}$  es el caudal máximo del efluente proyectado, determinado según capítulo I.4.

La  $DBO_5$  calculada para el punto de mezcla deberá ser transformada a la  $DBO_{cu}$  para su consiguiente uso en el modelo. La relación de la  $DBO_5$  y la  $DBO_{cu}$  es un factor muy variable y depende de las características del efluente y del grado de tratamiento biológico. En la literatura se encuentra varias relaciones empíricas para diferentes tipos de aguas residuales:

- Para aguas residuales domesticas-municipales luego de tratamiento primario solamente:  
 $DBO_{cu} = DBO_5 \cdot 1,43$
- Para aguas residuales domesticas-municipales luego de un tratamiento secundario:  
 $DBO_{cu} = DBO_5 \cdot 3,20$
- Para los efluentes industriales (agroindustria, industria de papel, cerveza, leche, etc.) y/o provenientes de otro tipo de tratamiento (avanzado) existen pocas referencias bibliográficas y la  $DBO_{cu}$  debe ser determinada en ensayos de laboratorio de una duración mínima de 20 días con inhibición de la nitrificación. En alternativa, se podrá usar también la tasa de descomposición de la DBO en la botella por día medida en el ensayo de 5 días -  $k_{15}$ , determinado con el método presentado en lo anterior, es posible calcular la DBO carbonácea última con:

$$DBO_{cu} = \frac{DBO_{c5}}{k_{15}}$$





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

$$1 - e^{-(5 \cdot k_1 t)}$$

**La demanda bioquímica de oxígeno nitrogenado inicial (N<sub>0</sub>):**

La Demanda Bioquímica de Oxígeno nitrogenado inicial (N<sub>0</sub>) es la DBO nitrogenada última - DBO<sub>nu</sub> - luego de mezcla del efluente con el agua del río.

Suponiendo de forma conservadora que todo el nitrógeno amoniacal y orgánico presente en el efluente y en el río son transformados en la nitrificación a nitrato, la DBO<sub>nu</sub> se calcula con:

$$DBO_{nu} = 4,57 \cdot TKN_{mezcla}$$

donde:

- 4,57 .....es el coeficiente estequiométrico, que describe el consumo de oxígeno en la nitrificación de nitrógeno amoniacal a nitratos.
- TKN<sub>mezcla</sub>... es la concentración del nitrógeno total Kjeldahl calculada para la mezcla completa. El nitrógeno total Kjeldahl representa el nitrógeno oxidable (suma de nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal).

El TKN luego de mezcla completa del efluente con el agua del río se determina con el balance de masa:

$$TKN_{mezcla} = \frac{(TKN_{RH} \cdot Q_{RH,crit}) + (TKN_{vert} \cdot Q_{vert})}{(Q_{RH,crit} + Q_{vert})}$$

donde:

- TKN<sub>mezcla</sub>... es la concentración del TKN luego de mezcla del efluente con el agua del río.
- TKN<sub>RH</sub>..... es la concentración del TKN máxima medida en el río en la ubicación del vertimiento proyectado. Generalmente el TKN máximo ocurre en la época de estiaje.
- Q<sub>RH,crit</sub>..... es el caudal crítico del cuerpo receptor disponible para la dilución, determinado según capítulo II.3, no debiendo aplicar el caudal de dilución crítico reducido calculado para zonas de mezcla restringidas.
- TKN<sub>vert</sub>... es la concentración del TKN máxima del efluente proyectado.
- Q<sub>vert</sub>..... es el caudal máximo del efluente proyectado.

En el caso de vertimientos, que no contienen nitrógeno orgánico sino nitrógeno amoniacal solamente (aguas residuales industriales de origen minero, extracción de hidrocarburos, entre otros), se analizará el nitrógeno amoniacal y no el nitrógeno total Kjeldahl:

$$DBO_{nu} = 4,57 \cdot NH_4-N$$

y

$$NH_4-N_{mezcla} = \frac{(NH_4-N_{RH} \cdot Q_{RH,crit}) + (NH_4-N_{vert} \cdot Q_{vert})}{(Q_{RH,crit} + Q_{vert})}$$

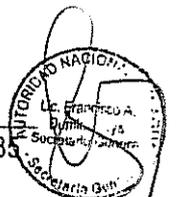
**El déficit de oxígeno disuelto inicial (D<sub>0</sub>):**

El déficit de oxígeno disuelto inicial se calcula con la relación siguiente:

$$D_0 = C_s - C_0$$

donde:

- C<sub>0</sub>... es la concentración inicial de oxígeno calculada para la mezcla completa:





$$C_0 = \frac{(OD_{RH} \cdot Q_{RH,crit}) + (OD_{vert} \cdot Q_{vert})}{(Q_{RH,crit} + Q_{vert})}$$

donde:

- $C_0$ ..... es la concentración de oxígeno disuelto luego de mezcla del efluente con el agua del río.
  - $OD_{RH}$  es la concentración de oxígeno disuelto mínima medida en el río en la ubicación del vertimiento proyectado. Típicamente el OD mínimo ocurre en la época de estiaje.
  - $Q_{RH,crit}$  es el caudal crítico del cuerpo receptor disponible para la dilución, determinado según capítulo II.3, no debiendo aplicar el caudal de dilución crítico reducido calculado para zonas de mezcla restringidas.
  - $OD_{vert}$  es la concentración mínima de oxígeno disuelto del efluente proyectado, generalmente se supone 0 mgO<sub>2</sub>/L.
  - $Q_{vert}$ ..... es el caudal máximo del efluente proyectado.
- $C_s$  es la concentración de oxígeno saturado, que se calcula con el método recomendado por la APHA de los EEUU, que considera la salinidad del agua y la altitud sobre nivel del mar:

$$C_s = C_s' \cdot P \left( \frac{(1-P_{ww}/P) \cdot (1-\Theta \cdot P)}{(1-P_{ww})/(1-\Theta)} \right)$$

donde:

- $C_s'$ ..... es la concentración de oxígeno saturado con una presión de 1 atm, que según USEPA (1995) se calcula con:
 
$$C_s' = 468 / 31,66 + T_c$$
- $P$  .....es la presión atmosférica en atm que se calcula con la ecuación altimétrica:  $P = P_0 \cdot e^{-(h/\alpha)}$  donde  $P_0 = 1 \text{ atm}$ ,  $h$  es la altitud en m y  $\alpha = 8000\text{m}$ .
- $P_{ww}$  es la presión parcial del vapor de agua que se calcula con:
 
$$\ln(P_{ww}) = 11,8571 - (3840,70/T_k) - (216961/T_k^2)$$
- $\Theta = 0,000975 - (1,426 \cdot 10^{-5} \cdot T_c) + (6,436 \cdot 10^{-8} \cdot T_c^2)$
- $T_k$  .....es la temperatura en °K;  $T_k = T_c + 273,150$
- $T_c$  ....es la temperatura en °C, medida en el cuerpo natural de agua en la ubicación del vertimiento proyectado. Típicamente la temperatura máxima se observa en la época de estiaje. A temperatura máxima la concentración de oxígeno llega a un mínimo. Por lo tanto, el periodo de estiaje representa el periodo crítico.

#### Las variables hidráulicas del río: profundidad (H) y velocidad de flujo (u):

Las variables hidráulicas del río pueden ser medidas o calculadas según los criterios:

- La medición de la profundidad y velocidad de flujo deben ser realizados en el periodo crítico, o sea en el periodo de estiaje. La medición abarca varias secciones del cauce aguas abajo del vertimiento, donde se determina la profundidad media y la velocidad de flujo media. El número de secciones depende de la variabilidad de las características morfológicas (sección característica y pendiente) del río evaluado; para cada tramo de río con características morfológicas similares se deberá determinar la profundidad media y la velocidad de flujo media en por lo menos tres secciones. La longitud total del tramo de río aguas abajo del vertimiento evaluado debe ser de aproximadamente 50 veces el ancho del río.



*[Handwritten signature]*



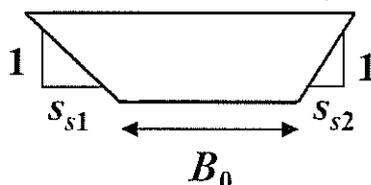
"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

- Si no es posible medir las variables hidráulicas del periodo de estiaje directamente en campo, estas pueden ser estimadas con la ecuación de Manning:
- La profundidad media del río - H - es calculada con una solución iterativa de la siguiente ecuación:

H\_k = (Qn)^{3/5} (B\_0 + H\_{k-1} sqrt(s\_{s1}^2 + 1) + H\_{k-1} sqrt(s\_{s2}^2 + 1))^{2/5} / S^{3/10} [B\_0 + 0.5(s\_{s1} + s\_{s2})H\_{k-1}]

donde:

- B\_0, S\_{s1} y S\_{s2} son variables geométricas que describen la sección del cauce, representada en forma simplificada con un trapecio, definido por el ancho del fondo B\_0 y las pendientes de las riberas S\_{s1} y S\_{s2}, y de la profundidad el agua.



De las variables geométricas determinadas en campo en varias secciones del cauce aguas abajo del vertimiento se deberá calcular valores promedios, que consiguientemente se utiliza en la modelación.

- La rugosidad del cauce y la morfología del río son representados por el coeficiente de rugosidad de Manning - n:

Table with 2 columns: Description of channel conditions and Manning coefficient (n) ranges. Rows include: 'Limpias, orillas rectas, fondo uniforme...', 'Limpias, orillas rectas, fondo uniforme, altura de lámina de agua suficiente, algo de vegetación', 'Limpias, meandros, embalses y remolinos de poca importancia', 'Lentas, con embalses profundos y canales ramificados', 'Lentas, con embalses profundos y canales ramificados, vegetación densa', 'Rugosas, corrientes en terreno rocoso de montaña', 'Áreas de inundación adyacentes al canal ordinario'.

- Pendiente longitudinal del cauce del río - S - es calculada de la diferencia de altitud y de la distancia entre inicio y fin del tramo del río evaluado: S = Diferencia altitud / Distancia

- La velocidad de flujo media se calcula con: u = Q/Ac

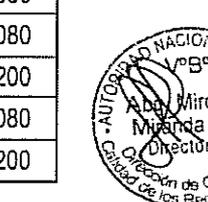
donde:

- Q es el caudal crítico del cuerpo receptor disponible para la dilución, determinado según capítulo II.3. (No aplica el caudal de dilución crítico reducido calculado para zonas de mezcla restringidas.)

- Ac es la área de la sección del río: Ac = (B\_0 + 0,5 \* (S\_{s1} + S\_{s2}) \* H) \* H

II.7.2.5 Las constantes de los modelos de autodepuración

En la evaluación del impacto de un vertimiento proyectado, no es posible recopilar en el campo los datos necesarios para la calibración de las constantes del modelo, dado que sin el aporte de la carga y el consiguiente consumo de oxígeno aguas abajo del vertimiento no se puede medir las tasas de remoción del DBOc, de desoxigenación nitrogenada, de remoción del DBO\_N, ni la tasa de reaeración característica.





del río. Por lo tanto, es necesario estimar las constantes cinéticas en base a valores referenciales indicadas en la literatura, aplicando un enfoque conservador que proporciona un margen de seguridad en la previsión del impacto del vertimiento. A continuación, se proponen las metodologías que permiten estimar las constantes del modelo de Streeter-Phelps modificado.

#### Tasa de desoxigenación carbonácea (Kd):

Se refiere a la degradación de la materia orgánica carbonácea, como resultado del proceso de oxidación húmeda que se lleva a cabo mediante los microorganismos presentes.

Como se conoce, la concentración de la materia orgánica biodegradable puede medirse a través de su demanda de oxígeno. La velocidad de oxidación que caracteriza este proceso de estabilización es proporcional a la concentración de materia orgánica remanente en la corriente y a la temperatura.

La tasa de desoxigenación carbonácea se calcula con:  $K_d = K_{d20} \cdot \theta^{(T-20)}$

donde:

- La tasa de desoxigenación carbonácea a veinte grados –  $K_{d20}$  – depende de las características del efluente, del grado de tratamiento biológico, del factor de dilución en el río y de las características morfológicas, biológicas y físicas del cuerpo receptor. Para vertimientos en curso, es posible calcular el  $K_{d20}$  con el DBO<sub>5</sub> medido en varios puntos del río aguas abajo de una descarga de aguas servidas para condiciones actuales. Para vertimientos proyectados, se recomienda utilizar valores de la literatura, preferencialmente el valor más alto que las fuentes indican para el  $K_{d20}$ , aplicando así el principio conservador.

- En el caso de vertimiento de aguas residuales domesticas-municipales, existen amplias experiencias reportadas en la literatura. Por lo general, más alto el grado de tratamiento biológico, más alto es el grado de estabilización microbiológica y más bajo es la tasa de desoxigenación carbonácea.
- Para el vertimiento de aguas residuales domesticas-municipales luego de tratamiento primario solamente, se recomienda un valor intermedio entre no tratado y tratamiento secundario:

$K_{d20} = 1,0$  para aguas residuales domesticas-municipales con tratamiento primario.

- Para el vertimiento de aguas residuales domesticas-municipales luego de un tratamiento secundario a un río la EPA de EEUU recomienda el método de Hydrosience (1971):

$K_{d20} = 0,3 \cdot (H/2,44)^{-0,434}$  para una profundidad del agua de  $0 < H < 2,44$  m

$K_{d20} = 0,3$  para una profundidad del agua de  $H > 2,44$  m

Thomann y Mueller (1987) proponen para las aguas residuales domesticas-municipales luego de un tratamiento secundario:

-  $K_{d20} = 0,1 - 0,5$  para una profundidad del agua de  $H > 1,5$  m

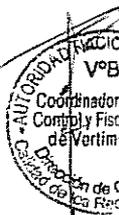
-  $K_{d20} = 0,5 - 3,0$  para una profundidad del agua de  $H < 1,5$  m

- Para el vertimiento de efluentes industriales (agroindustrial, pesquera,...) y/o provenientes de otro tipo de tratamiento (avanzado) la tasa de desoxigenación carbonácea debe ser determinada en base de información bibliográfica sustentada o en ensayos de laboratorio o campo.

En el ensayo de laboratorio se determina la tasa de descomposición de la DBOc en la botella por día medida en el ensayo de 5 días -  $k_{15}$ .

Para determinar los valores de la constante específica de velocidad de reacción -  $k_{15}$  - se puede emplear varios métodos de cálculo:

- Método de los momentos de Thomas, Moore y Snow
- Método simplificado de Thomas Jr.
- Método gráfico basado en la remoción de DBO.
- Método de la DBO remanente.
- Método de los cuadrados mínimos.



*[Handwritten signature]*





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Por su simplicidad y eficacia, se recomienda el uso del método de los cuadrados mínimos para su cálculo.

El método de los cuadrados mínimos considera las siguientes ecuaciones:

$$na + b\sum y - \sum y' = 0$$

$$a\sum y + b\sum y^2 - \sum yy' = 0$$

n= número de datos

y= DBO ejercida en el tiempo t

$$y' = \frac{y_{n+1} - y_{n-1}}{2\Delta t}$$

$$k_{15} = -b$$

Ejemplo:

Datos de un test de DBO<sub>5</sub>:

t días	0	1	2	3	4	5
DBO (mg/L)	0	33	55	65	67	69

Se calcula:

t días	y	y <sup>2</sup>	y'	yy'
1	33	1089	13,75	453,75
2	55	3025	8	440
3	65	4225	3	195
4	67	4489	1	67
Suma	220	12828	25,75	1155,75

Las ecuaciones obtenidas son:

$$4a + 220b - 25,75 = 0 \dots a = 6,4375 - 55b$$

$$220a + 12828b - 1155,75 = 0 \dots 1416,25 - 12100b + 12828b - 1155,75 = 0$$

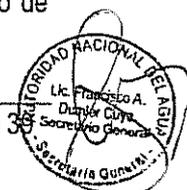
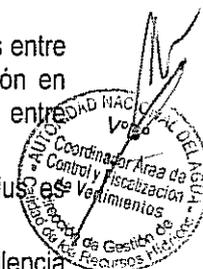
$$b = -260,5 / 728 = -0,35783$$

$$k_{15} = -b = 0,35783 \text{ días}^{-1} \text{ para esta muestra de agua residual.}$$

Sin embargo, no se han conocido y evaluado suficientemente las diferencias existentes entre este valor  $k_{15}$  de laboratorio y el verdadero valor de la constante de desoxigenación en condiciones naturales de la corriente, denominada  $k_{d20}$ . Existen diferencias evidentes entre ellas, las que se deben fundamentalmente a:

- Condiciones de temperatura: la temperatura de incubación de 20 grados Celsius es para muchas condiciones mayor que la temperatura ambiente.
- Turbulencia: no se toman en consideración el movimiento del flujo y turbulencia existentes en la realidad.
- Actividad biológica: existen diferencias de naturaleza y alcance de la actividad biológica simulada en el laboratorio con la realmente presente en las corrientes superficiales.

Por ello, autores como Camp et al. (1965), han recomendado el empleo del método de la "botella oscura" suspendida en diferentes estaciones del río para la determinación de la DBO y de la  $k_{d20}$ . Mediante este método es posible reducir la interferencia en el ciclo de oxígeno ocasionado por la respiración de las algas.





ANA	FOLIO N°
DGCRH	26

- El factor de corrección de la temperatura  $\Theta$  depende de la temperatura y se calcula como sigue:
  - Temperatura  $>30^{\circ}\text{C}$ :  $\Theta = 0$
  - Temperatura  $20-30^{\circ}\text{C}$ :  $\Theta = 1,047$  (Thomann y Mueller (1987))
  - Temperatura  $20-10^{\circ}\text{C}$ :  $\Theta = 1,047+(20-T) \cdot 0,0063$  (Fair et al., 1968)
  - Temperatura  $10-5^{\circ}\text{C}$ :  $\Theta = 1,11+(10-T) \cdot 0,008$  (Fair et al., 1968)
  - Temperatura  $<5^{\circ}\text{C}$ :  $\Theta = 0$
- La temperatura T es la temperatura del agua en el cuerpo receptor, medida en la toma de muestras para su caracterización física-química, en  $^{\circ}\text{C}$ .

#### La tasa de remoción del $\text{DBO}_c$ ( $K_r$ ):

La tasa de remoción del  $\text{DBO}_c$  ( $K_r$ ) se calcula con:  $K_r = K_d + K_3$

donde  $K_3$  representa la absorción, sedimentación, floculación y volatilización.

En la práctica común  $K_3$  no es considerado, dado que efluentes de un tratamiento secundario contienen poco material suspendido sedimentable y pocos compuestos orgánicos volatilizables.

Por lo tanto se supone:

$$K_r = K_d$$

Este enfoque es conservador, porque se supone que toda la  $\text{DBO}_c$  será eliminada a través de la oxidación microbiológica y el modelo calculará concentraciones de oxígeno disuelto en el río probablemente menores a los reales.

#### La tasa de desoxigenación nitrogenada ( $K_n$ ):

Se refiere a la degradación de la materia orgánica nitrogenada, como resultado del proceso de nitrificación que se lleva a cabo mediante microorganismos especializados.

La tasa de desoxigenación nitrogenada ( $K_n$ ) no puede ser determinada a priori, si no solamente en base a ensayos en el campo, cuando el efluente ya es vertido al río. Por lo tanto para la evaluación de un vertimiento futuro se deberá estimar  $K_n$  de forma conservadora.

Thomann y Mueller (1987) recomiendan los siguientes valores de  $K_n$ :

- $K_n = 0,1 - 0,5$  para una profundidad del agua de  $H > 1,5$  m
- $K_n = > 1$  para una profundidad del agua de  $H < 1,5$  m

Sin embargo, se aplica la siguiente corrección para la temperatura:  $K_n = K_{n20} \cdot \Theta^{(T-20)}$ , donde:

El factor de corrección de la temperatura  $\Theta$  depende de la temperatura del agua en el cuerpo receptor y se calcula como sigue:

Temperatura  $>30^{\circ}\text{C}$ :  $\Theta = 0$

Temperatura  $10-30^{\circ}\text{C}$ :  $\Theta = 1,085$  (EPA EE.UU., 1997)

Temperatura  $<10^{\circ}\text{C}$ :  $\Theta = 0$

Lo que significa que arriba de  $30^{\circ}\text{C}$  y debajo de  $10^{\circ}\text{C}$  el modelo no considera la nitrificación.

#### La tasa de remoción del $\text{DBO}_N$ ( $K_m$ ):

La tasa de remoción del  $\text{DBO}_N$  se calcula con:  $K_m = K_n + K_{n3}$

donde  $K_{n3}$  representa la absorción, sedimentación y asimilación en plancton y algas. En la práctica común  $K_{n3}$  no es considerado dado la complejidad de los ensayos y pruebas en campo para su determinación.





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Por lo tanto se supone:

$$K_m = K_n$$

Este enfoque es conservador, porque se supone que toda la  $DBO_N$  será eliminada a través de la nitrificación microbológica y el modelo calculará concentraciones de oxígeno disuelto en el río probablemente menores a las reales.

#### La tasa de reaeración característica del río ( $K_a$ ):

La reaeración puede definirse como el proceso de absorción del oxígeno atmosférico por parte del agua en movimiento. Es, sin lugar a dudas, uno de los más importantes factores que controlan la capacidad asimilativa de cargas biodegradables por parte de las corrientes superficiales.

La reaeración atmosférica junto con los procesos fotosintéticos de las algas, son las dos únicas fuentes que suministran oxígeno a la corriente.

La reaeración del agua en una corriente superficial es un proceso natural de transferencia de masa. La velocidad de dicha transferencia se expresa a través de la tasa de reaeración -  $K_a$  - la cual depende de un conjunto de factores tales como las características fisiográficas e hidrológicas de la corriente, temperatura, gradientes de oxígeno y de las presiones parciales de los gases presentes.

Se acepta desde el punto de vista general, que la absorción de oxígeno por la corriente es proporcional a su déficit de oxígeno, siendo además, la naturaleza de este tipo de proceso, de difusión molecular.

Los valores de la tasa de reaeración varían con los caudales y velocidades del tramo de río bajo estudio.

Son conocidas las dificultades presentes en la evaluación y distinción de los efectos físicos de reaeración y los biológicos de desoxigenación, que ocurren simultáneamente bajo las condiciones naturales.

Por ello, los métodos para la determinación de la constante de tasa de reaeración están basados en diferentes ecuaciones empíricas y semiempíricas que utilizan las características morfológicas y dinámicas de la corriente en el tramo estudiado tales como: la profundidad media ( $H$ ) y la velocidad de flujo promedio ( $u$ ). Muchas de las ecuaciones de predicción empleadas tienen un grado aceptable de ajuste con los datos a partir de los cuales fueron obtenidas. El método de Covar combina tres métodos aplicables a diferentes características hidráulicas del río, y es, por lo tanto, el método que permite la evaluación de un amplio rango de condiciones morfológicas y dinámicas.

Por lo tanto, para el cálculo de la tasa de reaeración característica del río a veinte grados -  $K_{a20}$  - se recomienda el método de Covar (1976) que combina los siguientes métodos:

- Si la profundidad media del agua  $H < 0,61$  m, se usa la fórmula de Owens-Gibbs (1964):  
$$K_{a20} = 5,32 \cdot u^{0.67} / H^{1.85}$$
- Si la profundidad media del agua  $H \geq 0,61$  m y  $H \geq 3,45 \cdot u^{2.5}$ , se usa la fórmula de O'Connor-Dobbins (1958):  
$$K_{a20} = 3,93 \cdot u^{0.5} / H^{1.5}$$
- En los otros casos ( $0.61 \leq H < 3.45 \cdot u^{2.5}$ ) se usa la fórmula de Churchill (1962):  
$$K_{a20} = 5,026 \cdot u / H^{1.67}$$

Alternativamente se podrá utilizar también el método de Tsvoglou, et al. (1976):

$$K_{a20} = C_p \cdot h_s / T_f$$

donde:

$C_p$  = Constante de proporcionalidad (1/m):

$$C = 0,361 \text{ para } Q < 0,28 \text{ m}^3/\text{s}$$





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

ANA	FOLIO N°
DGCRH	27

$$C = 0,262 \text{ para } 0,28 < Q < 0,71 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$C = 0,177 \text{ para } Q > 0,71 \text{ m}^3/\text{s}$$

Q = Caudal del río en el periodo de evaluación, en m<sup>3</sup>/s

T<sub>r</sub> = Tiempo de translación (horas): T<sub>r</sub> = X / u

X = Longitud del tramo de río evaluado, en metros.

u = velocidad de flujo promedio, en m/s

h<sub>s</sub> = Diferencia en la elevación sobre nivel del mar entre el punto inicial y final del tramo de río evaluado, en metros (tomar de mapas topográficas)

A la tasa de reaeración calculada se debe aplicar la corrección de temperatura:

$$K_a = K_{a20} \cdot \Theta^{(T-20)}$$

donde:

- La temperatura T es la temperatura del agua en el cuerpo receptor, medida en la toma de muestras para su caracterización física-química.
- El factor de corrección de la temperatura  $\Theta$  se supone constante con 1,022 (Tsiyoglou, 1976).

#### Demanda de oxígeno de los sedimentos (D<sub>OS</sub>):

En los sedimentos en el fondo del cauce con presencia de materia orgánica ocurren procesos de oxidación microbiológica, lo que interfieren en el ciclo de oxígeno disuelto generando una demanda de oxígeno adicional. Este componente del ciclo de oxígeno es particularmente importante en cuerpos de agua que por tiempos prolongados han recibido aguas residuales municipales-domésticas sin tratamiento y en los estuarios.

Thomann y Mueller (1987), han recopilado valores de la demanda de oxígeno de los sedimentos en un gran número de estudios, lo que permitió establecer los siguientes valores referenciales:

Tipo de fondo y ubicación	Valores de la demanda de oxígeno de los sedimentos - D <sub>OS,20</sub> (g/m <sup>2</sup> día)	
	Rango	Promedio aproximado
Sphaerotilus <sup>2</sup> (en una presencia de 10 g peso seco/m <sup>2</sup> )	-	7,0
Lodos provenientes de la descarga de aguas residuales municipales-domésticos sin tratamiento En proximidad de la descarga	2,0 – 10,0	4,0
Lodos provenientes de la descarga de aguas residuales municipales-domésticos sin tratamiento "maduros", aguas abajo de la descarga	1,0 – 2,0	1,5
Lodos de estuarios	1,0 – 2,0	1,5
Lecho arenoso	0,2 – 1,0	0,5
Lecho con minerales	0,05 – 0,1	0,07

A las tasas de demanda de oxígeno de los sedimentos - D<sub>OS,20</sub> - indicadas en el cuadro anterior se debe aplicar la corrección de temperatura:

<sup>2</sup> Sphaerotilus o Sphaerotilus natans es un organismo perifítico acuático asociado con el agua contaminada. Aguas abajo de vertimientos de aguas residuales doméstica-municipales, forma colonias comúnmente conocidos como "hongos de aguas residuales", aunque no se trata de un hongo sino de colonias de bacterias filamentosas.





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

$$D_{O_2,t} = D_{O_2,20} \cdot \Theta^{(T-20)}$$

donde:

- $D_{O_2,t}$  = demanda de oxígeno de los sedimentos a temperatura T, en ° Celsius.
- $D_{O_2,20}$  =  $D_{O_2}$  a 20°C
- La temperatura T es la temperatura del agua en el cuerpo receptor, medida en la toma de muestras para su caracterización física-química, en ° C.
- El factor de corrección de la temperatura  $\Theta$  se supone constante con 1,065 (Thomann y Mueller, 1987).

#### Tasa de producción de oxígeno disuelto por fotosíntesis menos respiración de las algas ( $P_a-R$ ):

En cuerpos de aguas lóaticos en los cuales se encuentran algas (ríos eutrofizados de flujo lento), en la evaluación de las concentraciones de oxígeno disuelto se deberá considerar la producción de oxígeno disuelto por fotosíntesis y la respiración de las algas.

Dado que los modelos de autodepuración comúnmente calculan pasos de tiempo diarios, se utiliza la constante "Tasa de producción de oxígeno disuelto por fotosíntesis menos respiración de las algas" ( $P_a-R$ ) que corresponde a la suma diaria de producción y respiración de oxígeno por las algas.

El ( $P_a-R$ ) puede ser medido directamente a través de estudios con botellas "claras y oscuras" (Véase Thomann & Mueller, 1987).

Asimismo, se puede recurrir a los valores referenciales determinadas con una de las dos metodologías siguientes propuestas por Thomann & Mueller (1987):

$$1) \quad P_a = 0,25 \cdot \text{Clorofila}'a' \cdot 2 \cdot f / \pi$$

$$R = 0,025 \cdot \text{Clorofila}'a'$$

donde:

Clorofila'a' es la concentración promedio de clorofila 'a' medida en el cuerpo natural de agua, en  $\mu\text{g/L}$ .

$P_a$  es la fotosíntesis promedio diario ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ )

R es la respiración de las algas ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ )

f es la fracción del día con luz solar (valor adimensional entre 0,6 y 0,4)

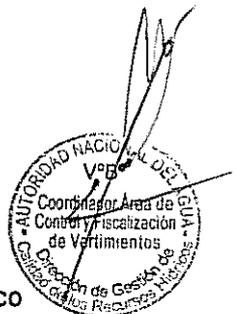
$\pi$  es el número Pi; 3,14159...

$$2) \quad P_a = 2 \cdot c \quad \text{para} \quad K_a \text{ (1/día)} < 2$$

$$P_a = 3,2 \cdot c \quad \text{para} \quad 2 < K_a \text{ (1/día)} < 10$$

donde:

c es el rango diario de oxígeno disuelto:  $OD_{\max} - OD_{\min}$  ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ )



#### II.8. Criterios para el control de los impactos del vertimiento en el cuerpo natural de agua lóatico

En lo siguiente se describen los criterios generales para establecer el programa de control de los impactos del vertimiento en los cuerpos naturales de agua, el cual comprende la determinación de las cargas contaminantes en las aguas residuales tratadas, así como de la calidad del agua superficial:

- La ubicación del punto de control de las cargas de las aguas residuales tratadas es seleccionada de modo que permita la caracterización del efluente vertido y la toma de muestra en condiciones seguras. De ser necesario se preverá la instalación de un pozo entre la salida de la planta de





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

tratamiento y el punto de vertido, que permita el fácil acceso y la toma de muestras de aguas residuales tratadas.

- Los puntos de control de cumplimiento de los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, estarán ubicados en el límite de la zona de mezcla en el cuerpo receptor, considerando los siguientes criterios:
- Un punto aguas arriba del vertimiento en una distancia suficiente para poder excluir la influencia del vertimiento sobre la calidad del agua en el punto de control. Esta distancia es de unos pocos metros en ríos o quebradas de flujo rápido y de algunas decenas de metros en ríos de flujo lento.
- Un punto aguas abajo del vertimiento en el límite de la zona de mezcla, determinado según lo indicado en el capítulo II.2. La toma de muestra en este punto debe ser realizada en la proximidad de la orilla donde se realiza el vertimiento. Para el caso de un vertimiento en el centro del cauce, el punto de control también deberá estar ubicado en el centro del cauce, aproximadamente a la misma distancia de la orilla que el vertimiento.
- Si existen tributarios al cuerpo receptor en la zona de mezcla, se deberá establecer un punto de control adicional en cada tributario antes de la confluencia con el cuerpo receptor, a fin de poder cuantificar el efecto del tributario en términos de carga contaminante adicional o de dilución.
• Los parámetros de control en el efluente y cuerpo receptor deberían ser coherentes, tratando en lo posible que sean los mismos. La lista de parámetros comprende los parámetros de campo (pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y temperatura), los parámetros recomendados para las diferentes actividades y categorías ECA-Agua del cuerpo de agua natural en la Tabla N° 2, capítulo I.2, los parámetros para los que el sector correspondiente haya definido un Límite Máximo Permissible (Tabla N° 1) y adicionalmente sustancias químicas usadas y generadas en el proceso productivo y sus posibles productos de reacción o degradación, que están indicados en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, en la categoría perteneciente.
• Para poder determinar la carga contaminante en el efluente y en el cuerpo receptor cada vez que se realice la toma de muestra, se deberá determinar el caudal horario de aguas residuales vertidas mediante el dispositivo de medición instalado o en su defecto mediante una metodología manual (correntómetro, balde o flotador). En el caso de vertimientos a cuerpos de agua lóticos, se deberá medir el caudal del cuerpo receptor, cuando las condiciones de flujo y profundidad del agua lo permitan; si la medición no es posible, se deberá estimar el caudal del cuerpo receptor.
• Cabe precisar que la toma muestra de aguas residuales se efectúa en conformidad con los Protocolos de Monitoreo de Efluentes publicados por el sector correspondiente y en los puntos de control en el cuerpo receptor según el Protocolo Nacional de Monitoreo de Calidad de los Cuerpos Naturales de Agua Superficiales aprobado mediante R.J. N° 182-2011-ANA por la Autoridad Nacional del Agua (ANA).
• La frecuencia de control de las cargas contaminantes en el efluente y de la calidad del cuerpo natural de agua es determinada en función del caudal de aguas residuales vertidas:

Table with 2 columns: Volumen anual (m³) and N° de monitoreos por año\*. Rows include categories like < 300 000, 300 000-3 000 000, 3 000 000-9 000 000, and >9 000 000.

(\*) En el caso de vertimientos realizados por actividades estacionales, los monitoreos deberán ser realizados en el periodo de producción.

La toma de muestra del agua residual y del cuerpo natural de agua, debe ser realizada en la misma fecha.



Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Cuando los volúmenes promedios mensuales de aguas residuales vertidas son constantes, el control en el cuerpo natural de agua puede, previo sustento técnico, ser realizado en la época de estiaje solamente, es decir, durante los tres meses de menor caudal en el cuerpo receptor.

- De acuerdo a la magnitud del proyecto, la estabilidad del proceso de tratamiento (tecnologías de tratamiento químico-físicos) y la sensibilidad ambiental y social del cuerpo receptor (áreas naturales protegidas o usos poblacionales del recurso hídrico aguas abajo del vertimiento), se deberá prever estaciones de control de monitoreo automático de los parámetros pH, conductividad y temperatura, reporte en tiempo real y mecanismos de alerta temprana cuando ocurran variaciones anómalas de los parámetros monitoreados.
- En el caso de vertimientos que contienen alta carga orgánica y la evaluación previa indica un riesgo de incumplimiento de los ECA-Agua de oxígeno disuelto, se deberá establecer un punto de control adicional aguas abajo del vertimiento, donde se monitorea las concentraciones de oxígeno disuelto. La ubicación del punto de control puede ser determinado con el modelo de autodepuración, calculando la distancia desde vertimiento hasta el punto donde se producirá la concentración mínima de oxígeno disuelto. Las mediciones se realizarán en la mañana cuando las concentraciones de oxígeno son mínimos debido a la respiración nocturna de las algas y son repetidas en el horario de máximo caudal del vertimiento (solamente en el caso de vertimientos con un caudal horario variable). Este control deberá ser realizado en las mismas fechas que el muestreo de agua natural y residual.

BOBRAHUI





PERÚ

Ministerio de  
Agricultura y Riego

Autoridad Nacional  
del Agua

Dirección de Gestión de Calidad  
de los Recursos Hídricos

"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

ANA	FOLIO
DGCRH	29

# PARTE III. EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE UN VERTIMIENTO EN UN CUERPO NATURAL DE AGUA LÉNTICO (LAGOS, LAGUNAS, EMBALSES)





### ÍNDICE DE LA PARTE III

- III.1. Generalidades sobre el vertimiento de aguas residuales a un cuerpo de agua léntico..... 48
- III.2. La zona de mezcla en cuerpos de agua lénticos ..... 48
- III.3. Información requerida para la evaluación del impacto de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo de agua léntico ..... 49
  - III.3.1 Determinación de las concentraciones en el cuerpo natural de agua ..... 49
  - III.3.2 Densidad del agua natural..... 50
- III.4. Evaluación del cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental en el límite de la zona de mezcla ..... 51
  - III.4.1 Modelos numéricos para la determinación de la dilución inicial ..... 53
  - III.4.2 Emisores subacuáticos con difusores de orificios múltiples ..... 53
  - III.4.3 Evaluación del cumplimiento del Estándar de Calidad Ambiental de Amoníaco ..... 54
- III.5. Evaluación del cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental a largo plazo..... 55
  - III.5.1 Determinación del índice de intercambio de agua de la laguna o lago ..... 56
  - III.5.2 Balance de masa..... 57
  - III.5.3 Estudio de eutrofización ..... 58
- III.6. Criterios para el control de los impactos del vertimiento en el cuerpo natural de agua..... 59

BORRADOR





Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRH, 37

III.1. Generalidades sobre el vertimiento de aguas residuales a un cuerpo de agua léntico

Los ambientes lénticos son cuerpos de agua cerrados que permanecen en un mismo lugar en periodos largos de meses a años, con corrientes horizontales de velocidad de flujo muy baja. Comprenden todas las aguas superficiales continentales no corrientes, cuales: lagunas, lagos, embalses, reservorios y otros de características similares.

Los cuerpos naturales de agua lénticos son considerados ecosistemas acuáticos sensibles, dado su elevado valor ecosistémico y socio-cultural y los largos tiempos necesarios para su recuperación, en el caso de afectación por vertimientos de aguas residuales. La Ley General del Ambiente, Ley N° 28611 define en el artículo 99°, numeral 99.2 que los ecosistemas frágiles comprenden, entre otros, las lagunas alto-andinas.

EL D.S. 023-2009-MINAM define que la categoría 4 "Conservación del ambiente acuático" de los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua (ECA) está referida a aquellos cuerpos de agua superficiales, cuyas características requieren ser preservadas por formar parte de ecosistemas frágiles o áreas naturales protegidas y sus zonas de amortiguamiento. Por tal razón, en las lagunas alto-andinas aplican los Estándares de Calidad del Agua de la categoría 4, Subcategoría "Lagunas y Lagos".

Dado que se trata de cuerpos de agua sensibles a la contaminación, el vertimiento de aguas residuales tratadas a lagunas y lagos, particularmente las lagunas alto-andinas, debe ser considerado como la última alternativa de disposición final. El tratamiento previo de las aguas residuales vertidas a un cuerpo de agua léntico por lo general será terciario o avanzado, para no causar un incumplimiento de los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental y resultar en la eutrofización antropológica.

La evaluación del impacto del vertimiento de aguas residuales tratadas a lagunas y lagos, comprende la determinación de la zona de mezcla y la verificación del cumplimiento de los ECA-Agua en el límite de la zona de mezcla, y la determinación del índice de intercambio de agua de la laguna o lago empleado como cuerpo receptor para la verificación del cumplimiento de los ECA-Agua a largo plazo.

III.2. La zona de mezcla en cuerpos de agua lénticos

La zona de mezcla en lagos y lagunas, es aquel volumen de agua dentro del cual la calidad del agua no cumple con las normas ambientales debido al vertimiento de aguas residuales tratadas; está delimitada por la superficie y el fondo del lago o laguna y la superficie esférica donde la calidad del agua cumple con las normas ambientales debido a la dilución de las aguas residuales vertidas.

En la zona de mezcla se logra la dilución del vertimiento por procesos hidrodinámicos y dispersión, sin considerar otros factores como el decaimiento bacteriano, sedimentación, asimilación en materia orgánica y precipitación química. El propósito de la zona de mezcla es utilizar la capacidad de dilución del cuerpo receptor permitiendo una región limitada donde las concentraciones exceden los Estándares de Calidad Ambiental para Agua; lo que implica un uso limitado del agua en esta región.

Teóricamente se podría aprovechar todo el volumen del cuerpo de agua léntico para la dilución, lo que corresponde a la mezcla completa. Sin embargo, considerando el valor ecosistémico y sociocultural de estos cuerpos de agua y sus usos múltiples (poblacional, recreativo, pesquero y otros), será necesario reducir la extensión de la zona de mezcla. Para la delimitación de la zona de mezcla en cuerpos de agua lénticos, se aplicará el criterio implementado por la mayoría de las Agencias Estatales de Protección Ambiental en los EE.UU., el cual indica que la zona de mezcla en lagunas o lagos no deberá ocupar un área (proyección horizontal) mayor de cinco por cientos (5%) de la superficie total del cuerpo de agua cuando este tenga un nivel mínimo (época de estiaje). En el caso de vertimientos a bahías cerradas de lagos o lagunas, el área de la zona de mezcla no debe superar cinco por cientos (5%) de la superficie del agua al interior de la bahía.

Cuando el proyecto prevé varios vertimientos al mismo cuerpo receptor, la suma de las áreas de todas las zonas de mezcla establecidos no deberá superar el 5% de la superficie total del cuerpo de agua en



Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

condiciones de nivel mínimo (época de estiaje), aplicando así el principio de indivisibilidad (D.S. N° 019-2009-MINAM, Reglamento de la Ley N° 27446, Artículo 3° - Principios del SEIA – Literal a).

Dado que la zona de mezcla es un área de incumplimiento de los ECA-Agua, en ningún caso debería acercarse a menos de 100 m de las zonas de uso de agua, así como a la toma de agua para uso poblacional o agrícola, áreas de actividades recreativas de contacto primario, o áreas de acuicultura. De igual forma, se deberá prever una distancia mínima de seguridad de 100 m desde el límite de la zona de mezcla hasta la orilla para evitar el contacto de las personas y animales terrestres con las aguas de la zona de mezcla.

III.3. Información requerida para la evaluación del impacto de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo de agua léntico

Para la evaluación del efecto del vertimiento en el cuerpo receptor, es necesario contar con información sobre las condiciones ambientales del vertimiento, tal como la configuración del cuerpo natural de agua. La información sobre la configuración del cuerpo natural de agua debe ser recopilada en un estudio limnológico del cuerpo receptor que permite determinar la morfometría, la batimetría y las corrientes, la estratificación térmica y el perfil vertical de la densidad del agua natural en el punto de vertimiento en las diferentes estaciones del año.

También las características de las aguas residuales vertidas son determinantes de la dilución inicial; por lo tanto, se deberá estimar el caudal máximo de vertimiento, la densidad del efluente, las sustancias contenidas en las aguas residuales y sus concentraciones en las condiciones más críticas.

Otras informaciones imprescindibles para la evaluación del impacto de un vertimiento a través de un emisor subacuático son la profundidad de la descarga en el cuerpo de agua, el número de orificios, la distancia entre ellos, la orientación del difusor y las características de diseño de los orificios.

III.3.1 Determinación de las concentraciones en el cuerpo natural de agua

Para la evaluación del efecto del vertimiento en el cuerpo receptor, es necesario contar con información respecto de las concentraciones de los parámetros que ya se encuentran en el cuerpo receptor, que se determinan a través de la toma de muestra de agua y análisis de laboratorio.

Los parámetros que se analizan son aquellos, que estarán potencialmente presentes en las aguas residuales. De forma referencial se recomienda analizar los parámetros definidos para las diferentes actividades y categorías ECA-Agua del cuerpo de agua natural contenidos en la Tabla N°2 del capítulo I.2, los parámetros para que el sector correspondiente haya definido un Límite Máximo Permissible (Tabla N°1), y adicionalmente sustancias químicas usadas y generadas en el proceso productivo y sus posibles productos de reacción o degradación, indicados en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, en la categoría correspondiente.

Considerando la variabilidad estacional de las características de un cuerpo de agua léntico, se realizará por lo menos cuatro tomas de muestra con una frecuencia trimestral en la ubicación del vertimiento proyectado en diferentes profundidades, que deben ser seleccionadas en función de la estratificación térmica del cuerpo de agua. La caracterización de la calidad del agua del cuerpo receptor debe ser efectuada en las mismas fechas en las cuales se determina las corrientes y la estratificación térmica en el marco del estudio limnológico.

3 Aguas superficiales destinadas al uso recreativo de contacto primario, incluyendo actividades como natación, esquí acuático, buceo libre, surf, canotaje, navegación en tabla a vela, moto acuática, pesca submarina, o similares.

4 Áreas habilitadas por la Dirección General de Extracción y Producción Pesquera para Consumo Humano Directo, Ministerio de Producción, para desarrollar actividades de acuicultura y áreas donde el Ministerio de Producción ha otorgado un derecho de uso acuícola.

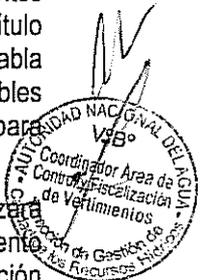


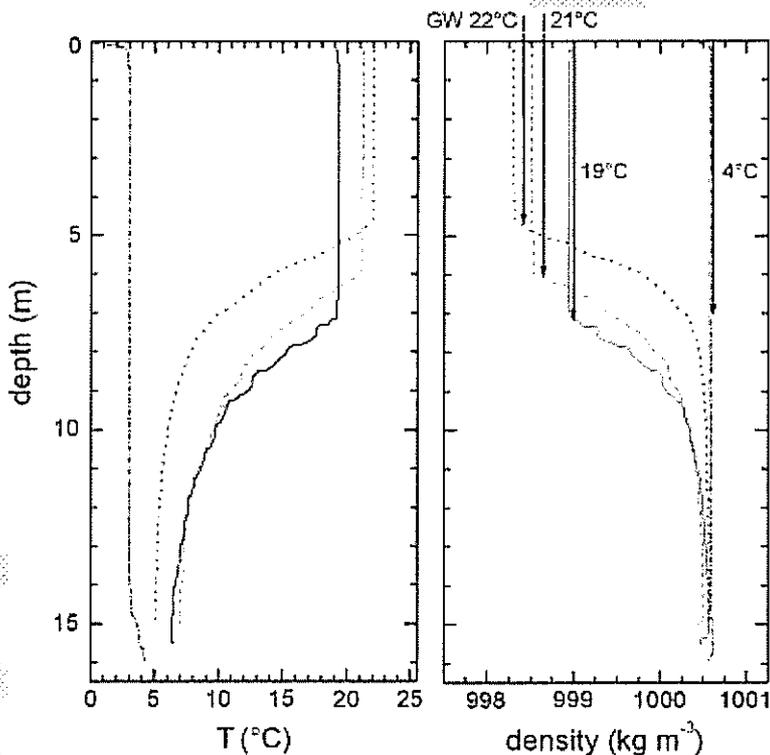


Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRH, 31

En el caso de la adecuación de un vertimiento en curso a la normatividad ambiental, el punto de toma de muestra deberá ser ubicado a fuera de la zona de influencia del vertimiento actual, es decir, en una distancia de algunos cientos de metros del punto de vertimiento en curso en dirección contraria a la dirección de las corrientes predominantes que generalmente están orientadas desde el tributario principal del lago/laguna/embalse a su salida.

III.3.2 Densidad del agua natural

Cuerpos de agua lénticos pueden mostrar una estratificación vertical de la densidad del agua que es causada por un gradiente térmico con mayores temperaturas en la superficie (=menor densidad) y menores temperaturas en el fondo (=mayor densidad). Curvas ejemplares de estratificación térmica y de perfiles de densidad se muestran en las figuras siguientes.



En un clima templado, como en el caso de la región costera del Perú, y en un clima tropical, como el de la región de la Selva, en el verano habrá estratificación térmica máxima y en el invierno estratificación mínima.

En los lagos y lagunas alto-andinas localizados entre 2000 y 4000 msnm, entre los cuales el lago Titicaca uno de los representantes más conocidos, la dinámica térmica se aparta considerablemente de la que presentan los sistemas en las zonas bajas del trópico, debido a la altitud y a las consecuentes condiciones climáticas imperantes. Investigaciones realizadas en algunos lagos de alta montaña han contribuido al conocimiento del régimen térmico de estos, siendo en general clasificados como oligotérmicos con circulaciones frecuentes (es decir, nunca se estratifican), por lo cual, han sido llamados polimicticos fríos (Hutchinson & Loeffler, 1956; Rodan, 1992). Entre las características adicionales de estos lagos y lagunas, se cuenta el aislamiento geográfico, temperaturas medias por debajo de 20 °C, valores de saturación de oxígeno bajos (< 7mg/l), y a diferencia de los lagos de zonas bajas, son por lo general más profundos.

La variabilidad de la densidad con la profundidad tiene un efecto significativo en la dilución inicial y puede evitar que la pluma de aguas residuales vertidas alcance totalmente a la superficie provocando que los



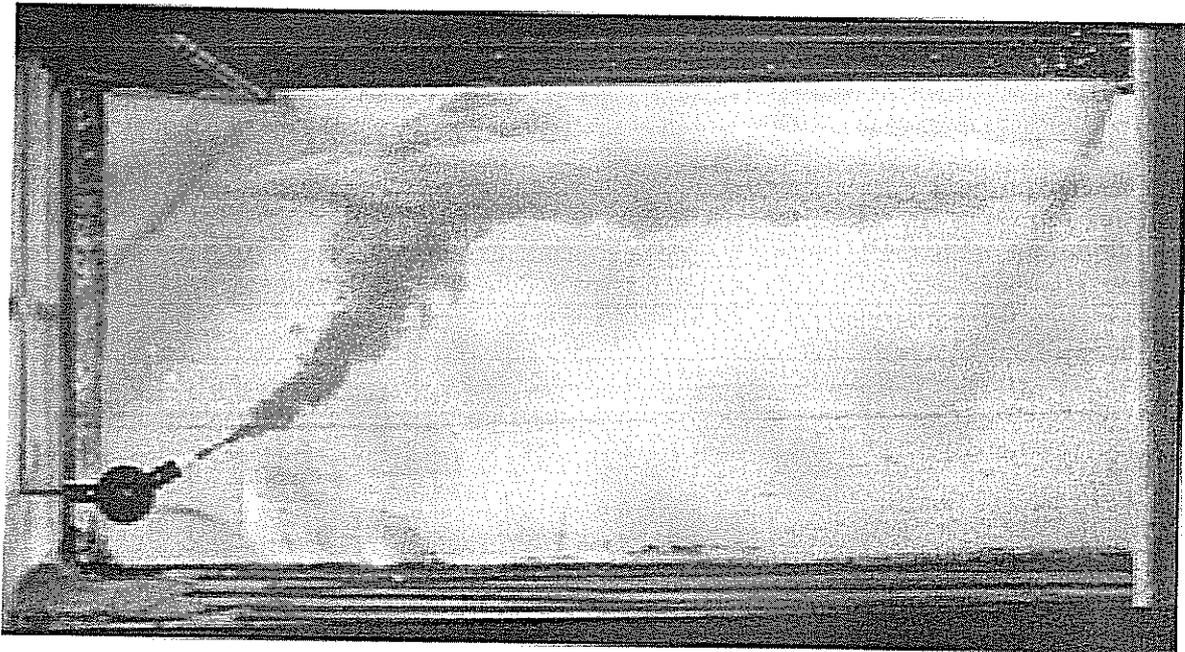
Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

desechos queden atrapados bajo la superficie (véase la figura siguiente) y la dilución inicial sea menor que cuando el campo de aguas residuales ascienda hasta la superficie.



Por lo tanto, en los lagos, lagunas y embalses ubicados en clima templado (Costa centro y sur) o en clima trópico (Selva y Costa norte), se deberá determinar la estratificación de la densidad del cuerpo natural léntico. No se deberá determinar los perfiles de densidad en los lagos y lagunas alto-andinas. Sin embargo, también en lagos y las lagunas alto-andinas, se deberá medir la temperatura en varias profundidades y en las diferentes estaciones del año.

Los perfiles de densidad y temperatura deben ser determinados en las diversas estaciones del año, considerando por lo menos cuatro tomas de muestra en el punto de vertimiento propuesto, en diferentes profundidades con un muestreador de agua profunda y medición inmediata de temperatura y densidad con el densímetro. En alternativa a la medición directa de la densidad, se podrá medir la temperatura in situ y luego calcular la densidad con la siguiente ecuación que es aplicable para temperaturas entre 0 y 40°C a una presión de 1 atm (Comité Internacional des Poids et Mesures, CIPM).

rho (t) = 999,974950 \* ( 1 - ((T - 3,983035)^2 \* (T + 301,797)) / (522528,9 \* (T + 69,34881)) )

donde:

rho (t) es la densidad del agua en función de la temperatura, en kg/m³ (la división con 1 000 da kg/L)

T es la temperatura del agua en °C.



III.4. Evaluación del cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental en el límite de la zona de mezcla

La evaluación del impacto de un vertimiento de aguas residuales en un cuerpo de agua léntico, debe comprobar que el diseño del emisor subacuático proporciona una dilución inicial mínima -Sa- que es mayor que la dilución requerida -Smax-:

Sa >= Smax

Si esta inecuación expresa un resultado verdadero, las concentraciones de los contaminantes contenidos en las aguas residuales en el límite de la zona de mezcla serán inferiores a los ECA-Agua.





Esta evaluación debe ser realizada considerando las condiciones más críticas: estratificación máxima de la densidad del cuerpo receptor, corriente horizontal mínima, concentraciones y caudal del efluente máximo.

En el caso que el diseño del difusor no proporcione una dilución inicial suficiente, es decir:  $S_a < S_{max}$ , se deberá reconsiderar el diseño del emisor, optando por emisores subacuáticos e incrementando el número de orificios de descarga y la longitud del difusor o ampliando la longitud del emisor para lograr una mayor profundidad de descarga (véase capítulo III.4.2 para mayores detalles). Alternativamente, se podrá prever mecanismos que permiten reducir el caudal o las concentraciones del efluente considerando por ejemplo la implementación de tecnologías limpias que reduzcan el volumen y/o la carga de las aguas residuales generadas, el reuso/recirculación parcial o total de las aguas residuales en la actividad o modificando el proyecto del sistema de tratamiento de aguas residuales, incrementando su eficiencia de remoción de los parámetros críticos.

La dilución requerida para respetar los ECA-Agua en el cuerpo de agua en el límite de la zona de mezcla ( $S_{max}$ ) se calcula con:

$$S_{max} = \text{MAX}(S_i, S_{(i+1)}, S_{(i+2)}, S_{(i+n)})$$

$$S_i = \frac{C_{vert,i}}{(C_{ECA,i} - C_{RH,i})}$$

donde,

$S_i, S_{(i+n)}$ ... es la dilución necesaria para respetar los ECA del parámetro  $i$  o  $i+n$  respectivamente.

$i, i+n$  ... son los parámetros comprendidos en los ECA-agua y relevantes para el tipo de efluente, determinados según el capítulo I.2.

$C_{vert,i}$  ... es la concentración del parámetro  $i$  en el efluente (determinado según capítulo I.3).

$C_{ECA,i}$  ... es el Estándar de Calidad Ambiental para Agua del parámetro  $i$  según la categoría que corresponda.

$C_{RH,i}$  ... es la concentración del parámetro  $i$  en el cuerpo de agua natural. El valor es la concentración máxima determinada en por lo menos cuatro tomas de muestra ejecutadas en el punto de vertimiento propuesto en diferentes profundidades y en las diferentes estaciones del año.

$S_{max}$  ... es la dilución requerida para respetar los ECA-Agua en el cuerpo de agua en el límite de la zona de mezcla, definida como el valor máximo de los factores de dilución calculados para los diferentes parámetros relevantes para el tipo de efluente.

En el caso que el parámetro evaluado se encuentre en el cuerpo natural de agua en concentraciones superiores al Estándar de Calidad Ambiental correspondiente, es decir  $C_{RH} \geq C_{ECA}$ , su concentración en las aguas residuales vertidas deberá ser igual o menor que la concentración en el cuerpo receptor:

$$C_{vert} \leq C_{RH}$$

En estas condiciones, el vertimiento no causará un incremento de la concentración en el cuerpo receptor y no creará un impacto adicional en el cuerpo natural de agua afectado por otras fuentes de contaminación.

En el caso que las concentraciones de oxígeno disuelto en la superficie del cuerpo receptor sean inferiores al Estándar de Calidad Ambiental correspondiente, el vertimiento no podrá contener materia orgánica biodegradable ( $C_{vert,DBO5} = 0$ ).





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

La evaluación de la dilución inicial mínima –  $S_a$  – proporcionada por la profundidad y longitud del difusor subacuático propuesto deberá realizarse mediante el uso de los modelos numéricos descritos en el capítulo siguiente.

III.4.1 Modelos numéricos para la determinación de la dilución inicial

La extensión de la zona de mezcla en lagos y lagunas y la dilución inicial de las aguas residuales puede ser calculada mediante modelos de simulación auspiciados por el Centro para el Modelamiento de Evaluación de la Exposición (Center for Exposure Assessment Modeling – CEAM) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA). Entre estos modelos de simulación se cuenta con el software libre Visual Plumes (USEPA 2003) y el software comercial CORMIX (Cornell Mixing Zone Expert System), el cual se basa en los principios, criterios y metodología establecida en el estudio "Dispersion in Hydrologic and Coastal Environments" de Norman H. Brooks y en el estudio "Dilution Models for Effluent Discharges" de D.J. Baumgartner, W.E. Frick y P.J. W. Roberts. También puede hacerse uso de otro modelo aplicable para la simulación de los procesos hidrodinámicos en cuerpos de agua lénticos.

En la aplicación de modelos numéricos se deberá calcular la dilución inicial en las condiciones más críticas (estratificación máxima de la densidad del cuerpo receptor, corriente horizontal mínima, concentraciones y caudal máximo del efluente).

Los resultados del modelo deberán comprobar:

- 1) Que la zona de mezcla respete los límites establecidos: cinco por ciento (5%) de la superficie total de lagos o lagunas cuando éstos tengan un nivel mínimo (época de estiaje) o, en el caso de vertimientos a bahías cerradas, cinco por cientos (5%) de la superficie del agua al interno de la bahía. En el caso que la zona de mezcla supere estos límites, se deberá modificar el dispositivo de descarga proyectado o reducir el volumen de agua vertido implementando tecnologías limpias que reduzcan el volumen de las aguas residuales generadas o el reuso/recirculación parcial o total de las aguas residuales en la actividad.
- 2) Que la zona de mezcla no se acerque a menos de 100 m de las zonas de uso de agua, como la toma de agua para uso poblacional o agrícola, áreas de actividades recreativas de contacto primario, áreas de acuicultura o a la orilla. En caso contrario, se deberá reubicar el dispositivo de descarga.
- 3) Que el diseño del difusor subacuático proporciona una dilución inicial mínima - $S_a$ - que es mayor a la dilución requerida - $S_{max}$ - para respetar los ECA-Agua en el cuerpo de agua en el límite de la zona de mezcla:

$$S_a \geq S_{max}$$

La dilución - $S_{max}$ - requerida es calculada según lo indicado en el capítulo III.4 para todos los parámetros críticos (identificados según lo expuesto en el capítulo I.2).

En el caso que el diseño del difusor subacuático no proporciona una dilución inicial suficiente, es decir:

$$S_a < S_{max}$$

se deberá aumentar la longitud del difusor, ubicarlo en mayor profundidad o prever mecanismos que permiten reducir el caudal o las concentraciones del efluente.

III.4.2 Emisores subacuáticos con difusores de orificios múltiples

En el caso que el diseño del difusor subacuático no proporciona una dilución inicial suficiente, es decir:





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRH, 67

Sa < Smax

se deberá optar para un emisor con un difusor de orificios múltiples, ubicar el emisor en mayor profundidad o prever mecanismos que permiten reducir el caudal o las concentraciones del efluente.

Para una determinada descarga de aguas residuales a un cuerpo de agua léntico, la dispersión inicial es mejorada mediante el uso de un difusor de orificios múltiples. Si la descarga se hace mediante un solo orificio, o se realice masivamente, la dispersión y dilución será más lenta que la que ocurriría si se realizará por un área mayor a través de múltiples orificios.

El efecto de la distancia entre los orificios depende la tasa b/H (b=distancia entre orificios, H=profundidad del agua). Si los orificios se encuentran en distancias muy grandes, tal como b/H >> 1, la pluma individual emerge y se comporta como una pluma simple. Cuando la distancia entre los orificios es menor, las plumas se superponen y la dilución disminuye. Eventualmente, cuando las plumas están muy juntas, se superponen rápidamente y se comportan como si la descarga fuera realizada desde una ranura; esto es conocido como una fuente lineal. Para la mayoría de los difusores con orificios múltiples la dilución depende principalmente de la mezcla en el campo ascendente de la pluma de aguas por unidad de longitud Ld. Debido a que la diferencia de densidades entre el efluente y el agua natural es constante, esto significa que la dilución depende principalmente de volumen de flujo por unidad de longitud, qo=Q/Ld. Por consiguiente, para un caudal fijo (Q), la dilución es determinada principalmente por la longitud del difusor, lo cual se incrementa cuando la longitud del difusor se incrementa. Si la longitud del difusor es constante, la dilución se incrementa cuantos más orificios se añadan y el espacio entre las plumas disminuye, independiente del aumento de la superposición de las plumas. Esto aplica hasta que los orificios están tan cercanos que se alcanza el límite de la pluma lineal, que ocurre a una distancia entre los orificios de b = 0,3H. A partir de esta distancia, añadir más orificios, no incrementa la dilución significativamente (Roberts, Salas et al., 2010).

Asimismo, para lograr una dilución inicial máxima reduciendo la extensión de la zona de mezcla a un mínimo, el eje del difusor deberá ser colocado en perpendicular a la dirección de corriente predominante, que generalmente está orientada desde el tributario principal del lago/laguna/embalse a su salida.

III.4.3 Evaluación del cumplimiento del Estándar de Calidad Ambiental de Amoniaco

El amoniaco se encuentra en el agua como un resultado normal de la descomposición biológica de la materia orgánica nitrogenada contenida en ella y también como consecuencia directa de las descargas de aguas residuales municipales, agroindustriales o generadas en la producción de alimentos y bebidas o en procesos industriales que utilizan sales de amonio. El amoniaco es altamente soluble en agua, 900 g de NH3 por litro de agua a 0°C, y se combina con ella para disociarse posteriormente en iones amonio (NH4+) e iones hidróxido (OH-). De las especies amoniacaes presentes en el agua, es el amoniaco sin disociar (NH3 \* H2O) y no el ion amonio (NH4+) el que causa los mayores efectos tóxicos, hecho confirmado por numerosos investigadores, y, por lo tanto, los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua indican en la categoría 4 "Lagunas y Lagos" una concentración máxima admisible de amoniaco 0,02 mg/L. En la mayoría de las aguas naturales el pH es tal que favorece la presencia de iones NH4+; sin embargo, en aguas alcalinas y cálidas, la fracción de NH3 sin disociar puede alcanzar niveles tóxicos. Dada la relevancia toxicológica del amoniaco se debe evaluar el cumplimiento de su ECA, calculando las concentraciones de nitrógeno amoniacal total en el limite de la zona de mezcla y estimando las concentraciones de amoniaco en función de la temperatura y pH medidos in situ según la siguiente metodología:

La concentración de nitrógeno amoniacal total en el limite de la zona de mezcla se calcula con:

C0,NH = Cvert,NH / Sa + CRH,NH

donde:





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

$C_{verl,NH}$  es la concentración máxima de nitrógeno amoniacal total en las aguas residuales, determinada según lo indicado en el capítulo I.3.

$S_a$  es la dilución inicial mínima (en las condiciones más críticas) determinada según lo indicado en el capítulo III.4.1 con un modelo numérico.

$C_{RH,NH}$  es la concentración máxima de nitrógeno amoniacal total ya presente en el cuerpo receptor, determinada según lo indicado en el capítulo III.3.1.

La concentración de amoniaco en el limite de la zona de mezcla es determinada según la siguiente ecuación:

$$C_{0,NH4+} = \frac{C_{0,NH}}{1 + 10^{(pH-pK)}} = C_{0,NH} - C_{NH3} \quad (\text{Wood, 1993})$$

con,

$$pK = 0,09018 + (2729,92 / (273,2 + T)) \quad (\text{Emerson et al. 1975})$$

se obtiene:

$$C_{0,NH4+} = \frac{C_{0,NH}}{1 + 10^{(pH - 0,09018 - (2729,92 / (273,2 + T)))}}$$

$$C_{0,NH3} = C_{0,NH} \cdot \left( 1 - \frac{1}{1 + 10^{(pH - 0,09018 - (2729,92 / (273,2 + T)))}} \right)$$

donde,

T.... es la temperatura máxima medida en el cuerpo receptor, en ° Celsius.

pH.. es el pH máximo (más alcalino) medido en el cuerpo receptor

La concentración calculada de amoniaco en el limite de la zona de mezcla  $C_{0,NH3}$  debe ser menor que el ECA correspondiente:

$$C_{0,NH3} \leq C_{ECA,NH3}$$

En el caso que la evaluación del cumplimiento del ECA-Agua para amoniaco muestre que existe un riesgo de afectación del cuerpo de receptor, es decir  $C_{0,NH3} > C_{ECA,NH3}$ , se deberá reducir la carga de nitrógeno amoniacal en las aguas residuales, modificando el plan de manejo de aguas, considerando por ejemplo la implementación de sistemas de tratamiento con aireación, tecnologías limpias que reduzcan el volumen de las aguas residuales generadas y/o la carga de nitrógeno o el reuso/recirculación parcial o total de las aguas residuales en la actividad. Alternativamente se podrá también modificar el proyecto del sistema de tratamiento de aguas residuales, incrementando su eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal considerando una etapa de nitrificación.

### III.5. Evaluación del cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental a largo plazo

Los vertimientos de aguas residuales a cuerpos de agua lénticos conllevan al riesgo que los contaminantes contenidos en las aguas residuales se acumulen en el cuerpo de agua natural, debido a sus características ambientales específicas de corrientes bajas e intercambio del volumen de agua muy lento.

Esto es de particular relevancia para los contaminantes persistentes, cuales los nutrientes (fósforo y nitrógeno), metales y compuestos orgánicos persistentes, como los organoclorados e hidrocarburos aromáticos.

Una de las variables de mayor importancia para la evaluación del impacto ambiental a largo plazo de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo natural léntico, es el índice de intercambio de agua de la



Table with 2 columns: ANA, FOLIO N. Values: DGCGRH, 34

laguna o lago, es decir, el volumen de agua en el cuerpo receptor que anualmente se renueva y que corresponde al volumen máximo disponible para la dilución.

Para la evaluación del impacto ambiental de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo natural léntico a largo plazo se deberá determinar el índice de intercambio de agua crítico del cuerpo receptor según la metodología descrita en el siguiente capítulo III.5.1 y calcular el balance de masa de todos los parámetros potencialmente contenidos en las aguas residuales según la metodología descrita en el capítulo III.5.2.

III.5.1 Determinación del índice de intercambio de agua de la laguna o lago

El índice de intercambio de agua corresponde al caudal anual promedio en la salida de la laguna y lago. En el caso de un vertimiento a una bahía el índice de intercambio de agua corresponde al caudal anual promedio de los ríos y quebradas tributarios a la bahía evaluada.

El caudal anual promedio en la salida de la laguna y lago o de los tributarios a una bahía, puede ser determinado en base de un registro histórico de caudales o, en su defecto, en base de por lo menos cuatro mediciones del caudal en un año hidrológico:

- Cuando se dispone de una serie histórica del caudal de la salida de la laguna o de los tributarios a una bahía de por lo menos 5 años, el índice de intercambio de agua será el caudal anual promedio mínimo en los últimos 5 años. Considerando la restricción de la zona de mezcla a un 5 % de la superficie del cuerpo de agua evaluado, el caudal anual promedio mínimo es corregido con un factor de 20 que considera que solamente la veintésima parte del cuerpo de agua puede ser aprovechado para la dilución de un vertimiento:

II\_RH,crit = Q\_anual,min / 20

donde,

II\_RH,crit..... es el índice de intercambio de agua crítico, en m³/s.

Q\_anual,min..... el caudal anual promedio mínimo de la salida de la laguna o de los tributarios a una bahía en los últimos 5 años, en m³/s.

- Cuando no se dispone de una serie histórica del caudal, se deberá efectuar por lo menos cuatro mediciones con una frecuencia trimestral del caudal de salida de la laguna o de los tributarios de la bahía. El promedio de las cuatro mediciones corresponde al índice de intercambio de agua crítico, corregido con un factor que considera la restricción de la zona de mezcla a un 5 % de la superficie del cuerpo de agua evaluado (20) y un factor de seguridad que toma en cuenta la inseguridad de la información basada en cuatro mediciones solamente (2) considerando la variabilidad multianual de los caudales:

II\_RH,crit = Q\_promedio / (20 \* 2)

Cuando el proyecto prevé varios vertimientos al mismo cuerpo receptor, se reduce el índice de intercambio de agua crítico, dividiéndolo por el número de vertimientos proyectados:

II\_RH,crit,red = II\_RH,crit / n

donde,

II\_RH,crit,red..... es el índice de intercambio de agua crítico reducido.

n ..... es el número de vertimientos proyectados.

Tal situación se reviste de importancia al considerar que aún cuando de manera individual se determine que un vertimiento no supera la capacidad de asimilación del cuerpo receptor, de manera simultánea dichos vertimientos pueden sobrepasar esta capacidad, debido a la confluencia de vertimientos,



Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

generando el incumplimiento de la normativa ambiental aplicable. En tal sentido, se evalúa el impacto de los dos o más vertimientos en un cuerpo natural de agua de forma integral, aplicando así el principio de indivisibilidad (D.S. N° 019-2009-MINAM, Reglamento de la Ley N° 27446, Artículo 3° - Principios del SEIA – Literal a).

### III.5.2 Balance de masa

Para todos los parámetros característicos de las aguas residuales vertidas, se calcula sus concentraciones en cuerpo receptor en el largo plazo con el simple balance de masa:

$$C_0 = \frac{(C_{RH} \cdot II_{RH,crit}) + (C_{vert} \cdot Q_{vert})}{(II_{RH,crit} + Q_{vert})}$$

donde:

- $C_0$  ..... es la concentración en cuerpo receptor en el largo plazo.
- $C_{RH}$  ..... es la concentración máxima en el cuerpo receptor, determinada según capítulo III.3.1.
- $C_{vert}$  ..... es la concentración máxima en las aguas residuales tratadas, determinada según capítulo I.3.
- $II_{RH,crit}$  ..... es el índice de intercambio de agua crítico del cuerpo receptor disponible para la dilución, determinado según capítulo III.5.1, o el índice de intercambio de agua crítico reducido en el caso de varios vertimientos proyectados al mismo cuerpo natural de agua, en m<sup>3</sup>/s.
- $Q_{vert}$  ..... es el caudal máximo del vertimiento, determinado según capítulo I.4, en m<sup>3</sup>/s.

Con la siguiente inecuación se determina el cumplimiento de los ECA-Agua:

$$C_0 \leq C_{ECA}$$

Para la evaluación de todos los parámetros contenidos potencialmente en el efluente, se elabora un cuadro que contenga la lista completa de parámetros característicos de las aguas residuales, la concentración calculada para cada parámetro en el cuerpo receptor en el largo plazo y el Estándar Nacional de Calidad Ambiental para Agua correspondiente.

En el caso que este análisis muestre que la concentración calculada en el cuerpo receptor es mayor al Estándar Nacional de Calidad Ambiental para Agua correspondiente, se debería realizar las debidas modificaciones al plan de manejo de aguas, considerando por ejemplo la implementación de tecnologías limpias que reduzcan el volumen y/o la carga de las aguas residuales generadas o el reuso/recirculación parcial o total de las aguas residuales en la actividad. Alternativamente, se podrá también modificar el proyecto del sistema de tratamiento de aguas residuales, incrementando su eficiencia de remoción de los parámetros críticos.

Para determinar la carga del vertimiento admisible se puede usar la siguiente ecuación que integra condición para el cumplimiento de los ECA con la ecuación de mezcla:

$$(C_{vert} \cdot Q_{vert}) \leq II_{RH,crit} \cdot (C_{ECA} - C_{RH}) + Q_{vert} \cdot C_{ECA}$$

La carga contaminante de vertimiento deberá ser reducida hasta el nivel de la carga admisible disminuyendo el caudal del vertimiento, las concentraciones de los parámetros críticos o ambos, caudal y concentraciones.

Para determinar el caudal máximo admisible manteniendo las concentraciones invariadas se puede utilizar la siguiente ecuación:

$$Q_{vert} \leq \frac{II_{RH,crit} \cdot (C_{ECA} - C_{RH})}{(C_{vert} - C_{ECA})}$$





ANA	FOLIO Nº
DGCRH	35

En el caso que no sea posible reducir el caudal del vertimiento, será necesario reducir las concentraciones del agua residual. La concentración máxima del contaminante que permite el cumplimiento de los ECA-Agua en el cuerpo receptor se calcula con la siguiente ecuación:

$$C_{vert} \leq \frac{I_{RH,crit} \cdot (CECA - C_{RH})}{Q_{vert}} + CECA$$

### III.5.3 Estudio de eutrofización

El problema básico de descargas de aguas residuales que contienen nutrientes (N, P) a lagos, lagunas o embalses, es el fenómeno de eutrofización.

Por lo tanto, para este tipo de vertimientos se deberá evaluar la carga total de nutrientes vertida al lago, el tiempo de retención y la clasificación trófica actual. Asimismo, se deberá modelar el nivel trófico futuro del cuerpo de agua, considerando el aporte adicional del vertimiento, lo que permitirá evaluar el impacto en términos de eutrofización.

De forma ejemplar, se presenta las "Metodologías simplificadas para la evaluación de lagos cálidos tropicales" (SALAS, H. & MARTINO, P., 1990), que permiten evaluar el nivel trófico de lagos cálidos tropicales con respecto a sus concentraciones de fósforo:

El incremento futuro de la concentración de fósforo en el cuerpo de agua léntico debido al vertimiento de aguas residuales se puede determinar con la siguiente ecuación:

$$P_{\lambda} = \frac{L(p)}{Z} \cdot \frac{T_w^{3/4}}{3}$$

donde,

- $P_{\lambda}$  .... incremento de la concentración de fósforo total (mg/l)
- $L(p)$  .... aporte de fósforo total (g/m<sup>2</sup>-año): aporte de fósforo total del vertimiento proyectado (g/año) entre la superficie del cuerpo de agua (m<sup>2</sup>).
- $T_w$  .... tiempo de retención (años): volumen del lago (m<sup>3</sup>) entre caudal anual en la salida del lago (m<sup>3</sup>/año).
- $Z$  .... profundidad promedio del lago (m)

El nivel trófico actual del cuerpo de agua léntico se determina mediante el siguiente gráfico, utilizando la concentración promedio actual de fósforo total. El nivel trófico futuro se puede estimar utilizando la suma de la concentración promedio actual de fósforo total y el incremento de la concentración de fósforo total calculado con la ecuación anterior.

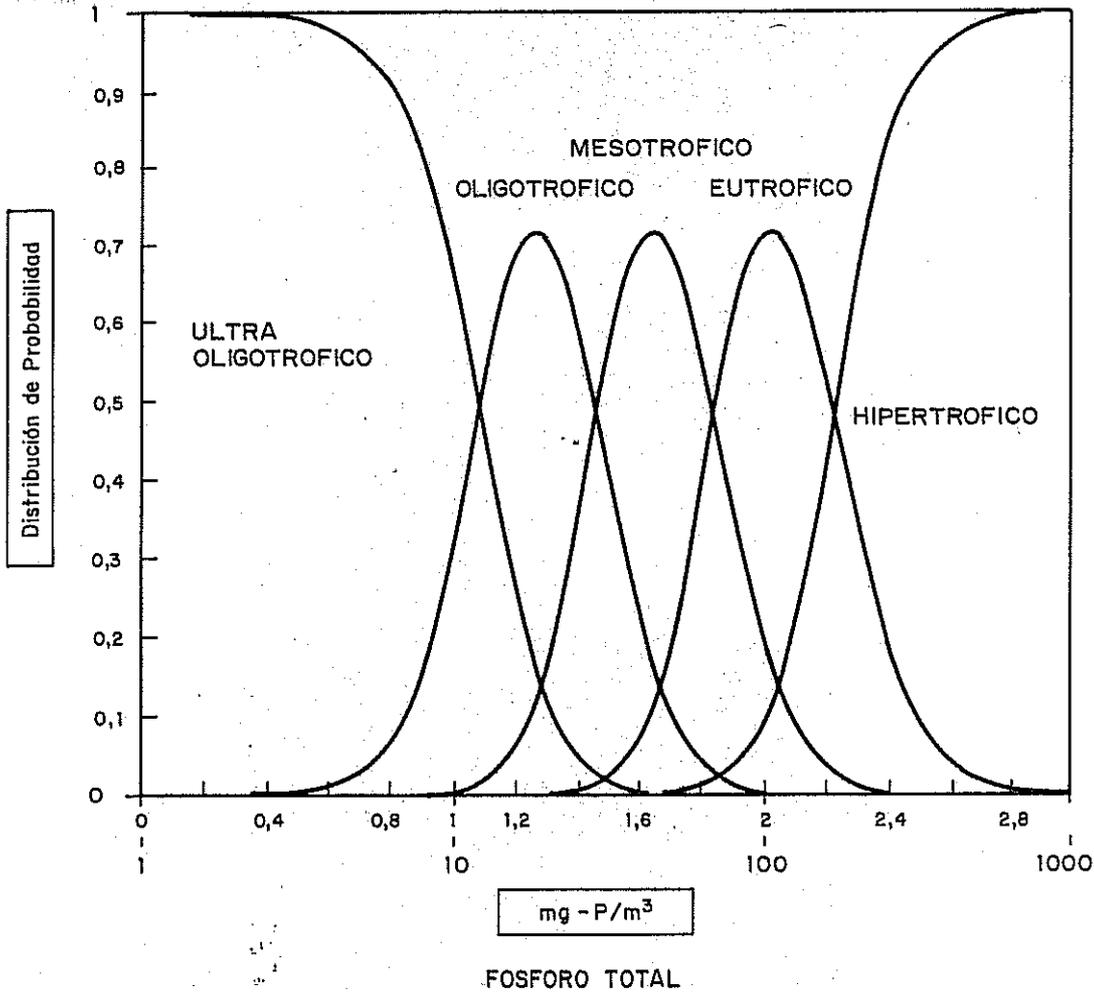


*JEG*





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"



Alternativamente a modelos simplificados como el descrito anteriormente, el efecto del vertimiento en el nivel trófico de cuerpos de agua lénticos, podrá ser simulado con los modelos numéricos auspiciados por el Centro para el Modelamiento de Evaluación de la Exposición (Center for Exposure Assessment Modeling - CEAM) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA). Entre estos modelos de simulación se cuenta con el software Water Quality Analysis Simulation Program -WASP (Di Toro et al., 1983; Connolly and Winfield, 1984; Ambrose, R.B. et al., 1988) y Environmental Fluid Dynamics Code - EFDC (U.S. Environmental Protection Agency, National Oceanic and Atmospheric Administration's Sea Grant Program y Tetra Tech Inc., 1996), los cuales permiten el modelamiento de procesos de eutrofización en cuerpos de agua lénticos.



III.6. Criterios para el control de los impactos del vertimiento en el cuerpo natural de agua

A continuación, se describen los criterios generales para establecer el programa de control de los impactos del vertimiento en los cuerpos naturales de agua, el cual comprende la determinación de las cargas contaminantes en las aguas residuales tratadas, así como de la calidad del agua superficial:

- La ubicación del punto de control de las cargas de las aguas residuales tratadas es seleccionada de modo que permita la caracterización del efluente vertido y la toma de muestra en condiciones seguras. De ser necesario, se preverá la instalación de un pozo entre la salida de la planta de tratamiento y el punto de vertido, que permita el fácil acceso y la toma de muestras de aguas residuales tratadas.





ANA	FOLIO N°
DGCRH	36

- Los puntos de control de cumplimiento de los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, estarán ubicados en el límite de la zona de mezcla en el cuerpo receptor, determinada mediante la modelación numérica en las cuatro direcciones y en dos profundidades: en la superficie y adicionalmente en la profundidad media del cuerpo receptor en el punto de vertimiento (H/2).
- En el caso del vertimiento de aguas residuales de alta temperatura, como las aguas de refrigeración de plantas termoeléctricas, se deberá establecer un punto adicional a fuera del área de influencia del vertimiento (aguas arriba y en una distancia de aproximadamente 3 veces el diámetro de la zona de mezcla) donde se determinará la temperatura del agua en condiciones naturales. El valor determinado será comparado con las mediciones realizadas en el límite de la zona de mezcla ( $\Delta T_{Temp} \leq 3^{\circ}C$ ).
- Los parámetros de control en el efluente y cuerpo receptor deberían ser coherentes, tratando en lo posible que sean los mismos. La lista de parámetros comprende los parámetros de campo (pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y temperatura), los parámetros recomendados para las diferentes actividades y categorías ECA-Agua del cuerpo de agua natural en la Tabla N° 2, capítulo 1.2, los parámetros para los que el sector correspondiente haya definido un Límite Máximo Permisible (Tabla N° 1), y adicionalmente sustancias químicas usadas y generadas en el proceso productivo y sus posibles productos de reacción o degradación, que están indicados en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, en la categoría perteneciente.
- Para poder determinar la carga contaminante en el efluente y en el cuerpo receptor en cada toma de muestra, se deberá determinar el caudal horario de aguas residuales vertidas mediante el dispositivo de medición instalado o en su defecto mediante una metodología manual (correntómetro, balde o flotador).
- Cabe precisar que la toma muestra de aguas residuales se efectúa en conformidad con los Protocolos de Monitoreo de Efluentes publicados por el sector correspondiente y en los puntos de control en el cuerpo receptor según el Protocolo Nacional de Monitoreo de Calidad de los Cuerpos Naturales de Agua Superficiales aprobado mediante R.J. N° 182-2011-ANA por la Autoridad Nacional del Agua (ANA).
- La frecuencia de control de las cargas contaminantes en el efluente y de la calidad del cuerpo natural de agua es determinada en función del caudal de aguas residuales vertidas:

Volumen anual (m <sup>3</sup> )	N° de monitoreos por año*
< 300 000	1
300 000-3 000 000	2
3 000 000-9 000 000	4
>9 000 000	12

(\*) En el caso de vertimientos realizados por actividades estacionales, los monitoreos deberán ser realizados en el periodo de producción.

Cabe precisar, que la toma de muestra del agua residual y del cuerpo natural de agua, debe ser realizada en la misma fecha.

- De acuerdo a la magnitud del proyecto, la estabilidad del proceso de tratamiento (tecnologías de tratamiento químico-físicos) y la sensibilidad ambiental y social del cuerpo receptor (áreas naturales protegidas o usos poblacionales del recurso hídrico aguas abajo del vertimiento), se deberá prever estaciones de control de monitoreo automático de los parámetros: pH, conductividad y temperatura, reporte en tiempo real, así como mecanismos de alerta temprana cuando ocurran variaciones anómalas de los parámetros monitoreados.



*[Handwritten signature]*





PERÚ

Ministerio de  
Agricultura y Riego

Autoridad Nacional  
del Agua

Dirección de Gestión de Calidad  
de los Recursos Hídricos

"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

# PARTE IV. EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE UN VERTIMIENTO EN UN CUERPO NATURAL DE AGUA MARINO-COSTERO





PERÚ

Ministerio de  
Agricultura y Riego

Autoridad Nacional  
del Agua

Dirección de Gestión de Calidad  
de los Recursos Hídricos

"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

ANA	FOLIO N°
DGCRH	37

## ÍNDICE DE LA PARTE IV

IV.1.	La zona de mezcla en cuerpos de agua marino costeros .....	63
IV.2.	Información requerida para la evaluación del impacto de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo de agua marino-costero.....	64
IV.2.1	Corrientes marinas .....	65
IV.2.2	Densidad del agua natural marina.....	65
IV.2.3	Determinación de las concentraciones en el cuerpo natural de agua .....	68
IV.3.	Evaluación del cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental para agua .....	68
IV.3.1	Evaluación del cumplimiento del Estándar de Calidad Ambiental de Amoníaco .....	70
IV.4.	Modelos matemáticos para la determinación de la dilución inicial .....	71
IV.4.1	Vertimiento de aguas residuales de menor densidad de las aguas naturales marinas .....	72
IV.4.1.1	Emisores submarinos con un solo orificio.....	73
IV.4.1.2	Emisores con difusores de orificios múltiples .....	74
IV.4.2	Vertimiento de aguas residuales de igual densidad de las aguas naturales marinas .....	76
IV.4.2.1	Emisores con difusores de orificios múltiples .....	77
IV.4.3	Vertimiento de aguas residuales de mayor densidad de las aguas naturales marinas .....	77
IV.4.3.1	Emisores submarinos con un solo orificio.....	80
IV.4.3.2	Emisores con difusores de orificios múltiples .....	83
IV.5.	Evaluación del impacto de vertimientos con carga microbiológica.....	84
IV.6.	Modelos numéricos para la determinación de la extensión de la zona de mezcla y de la dilución inicial .....	91
IV.7.	Criterios para el control de los impactos del vertimiento en el cuerpo natural de agua.....	93



Handwritten signature





#### IV.1. La zona de mezcla en cuerpos de agua marino costeros

La zona de mezcla en un cuerpo natural de agua marino-costero, es aquel volumen de agua donde ocurre la dilución inicial del efluente con las aguas naturales del cuerpo receptor, inducido por el impulso de la descarga, la diferencia de densidad entre las aguas residuales y el agua salada y los efectos de dispersión horizontal generados por las corrientes marinas. Por definición, la zona de mezcla es aquella en donde se logra la dilución inicial del vertimiento en el cuerpo de agua, sin considerar otros factores como la sedimentación, procesos químicos o microbiológicos que eliminan o transforman las sustancias vertidas, ni el decaimiento bacterial.

La dilución inicial debe ser alcanzada en la superficie, en el punto de altura máxima del ascenso en un ambiente estratificado (punto de emergencia del efluente) o en el fondo marino, cuando se trata de aguas residuales de mayor densidad del agua de mar. La dilución inicial es generada por tres fenómenos:

- 1) mezcla causada por el impulso de las aguas residuales al salir del dispositivo de descarga;
- 2) fuerza ascensional causada por la diferencia de densidad entre las aguas residuales y las aguas del cuerpo receptor (diferencias en temperatura y salinidad), que hace que el campo de aguas residuales ascienda en la columna de agua extendiéndose en el proceso y, por lo tanto, mezclándose con el agua del cuerpo receptor; y,
- 3) el efecto de la corriente que causa una mezcla lateral de agua del cuerpo receptor en el campo ascendente de las aguas residuales.

Cuando la densidad del agua residual es menor a la densidad del cuerpo de agua, la dilución inicial se produce por los tres fenómenos indicados, en primer lugar por la fuerza ascensional causada por la diferencia de densidad entre las aguas residuales y las aguas del cuerpo receptor. En este caso, el punto de dilución inicial se obtendrá en la profundidad de ascenso máximo del campo de aguas residuales.

Tratándose de salmueras o aguas residuales generadas en el uso de aguas marinas, donde la densidad del fluido que se descarga es igual o mayor a la del cuerpo receptor, la zona de dilución inicial únicamente estará determinada por la mezcla causada por el impulso de las aguas residuales al salir del dispositivo de descarga y el efecto de la corriente que causa una mezcla lateral del agua residual en el campo de dilución inicial. En el caso de vertimiento de salmueras el punto de dilución inicial se obtendrá en el límite externo de la pluma que recae sobre el lecho marino. En el caso del vertimiento de aguas residuales generadas en el uso de aguas marinas, que tienen la misma densidad del agua natural, el punto de dilución inicial será aquello donde la pluma de aguas residuales ascenderá hasta la superficie y cubrirá toda la columna de agua natural.

La extensión máxima de la zona de mezcla deberá ser evaluada en las condiciones más críticas: estratificación mínima de la densidad del cuerpo receptor, corriente horizontal máxima en las direcciones de flujo predominantes en las diferentes estaciones del año, concentraciones en las aguas residuales máximas y caudal del efluente máximo horario.

Para minimizar el riesgo de impactos en la salud de las personas que están en contacto directo con las aguas marinas en las actividades recreativas, de impactos en los ecosistemas marino-costeros y no haya afectación de la calidad de los productos hidrobiológicos producidos, no se podrá establecer una zona de mezcla en las siguientes áreas acuáticas:

- Áreas habilitadas por la Dirección General de Extracción y Producción Pesquera para Consumo Humano Directo, Ministerio de Producción, para desarrollar actividades de acuicultura.
- Áreas donde el Ministerio de Producción ha otorgado un derecho de uso acuícola.





Table with 2 columns: ANA, FOLIO N°. Row 1: DGRH, 38

- Aguas superficiales donde se realiza actividades recreativas de contacto primario, incluyendo actividades como por ejemplo la natación, o similares.5
• Áreas Naturales Protegidas en el Ámbito Marino o Marino-costero establecidos por el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado, Ministerio del Ambiente.
• Ecosistemas sensibles según su definición por la Ley General del Ambiente, Ley N° 28611, artículo 99, numeral 99.2, que comprende entre otros las bahías6.

En las áreas acuáticas indicadas no se puede aprovechar la dilución con el agua natural, que ocurre en la zona de mezcla, y se deberá alejar el punto de vertimiento mediante el uso de emisores submarinos, a excepción que la calidad de las aguas residuales tratadas a verter sea la correspondiente a los ECA-Agua, para la categoría que corresponda.

Asimismo, en el caso de emisores submarinos instalados en proximidad de bahías, la parte final del emisor submarino que tiene instalado los sistemas de difusores que propician la dispersión de la descarga de los efluentes tratados deben ser ubicados fuera de la bahía, asegurando que el vertimiento no retorne a ella, en ningún nivel de la columna de agua. Esto deberá ser demostrado mediante la modelación numérica de la dilución inicial y del transporte horizontal alejado de la zona de mezcla aplicando modelos empíricos basados en mediciones de corrientes o modelos hidrodinámicos.

IV.2. Información requerida para la evaluación del impacto de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo de agua marino-costero

Para la evaluación del efecto del vertimiento de aguas residuales en el cuerpo receptor marino es necesario contar con información sobre las condiciones ambientales del vertimiento, como la configuración del cuerpo natural de agua, la batimetría y las corrientes marinas.

Asimismo, se deberá conocer el perfil vertical de la densidad del agua natural en el punto de vertimiento en las diferentes estaciones del año, el cual es un factor determinante de la dilución inicial de las aguas residuales en el cuerpo marino.

Cuando las aguas residuales contienen patógenos, es de particular importancia el conocimiento de la distancia entre la descarga y las áreas sensibles a la contaminación microbiológica y de las corrientes hacia estas zonas, donde el impacto sobre actividades recreativas y de acuicultura puede imponerse, si la longitud del emisor no es suficiente para proporcionar el tiempo necesario para la eliminación de posibles vectores transportados hacia estas zonas por las corrientes.

También las características de las aguas residuales vertidas son determinantes de la dilución inicial; por lo tanto, se deberá estimar el caudal máximo y promedio de vertimiento, la densidad del efluente, las sustancias contenidas en las aguas residuales y sus concentraciones en las condiciones más críticas.

Las concentraciones de los compuestos químicos y las densidades de los parámetros microbiológicos en el cuerpo receptor son otros factores a considerarse, dado que determina la capacidad del cuerpo receptor de asimilación de la carga contaminante del vertimiento de aguas residuales.

5 En tanto la Autoridad de Salud no determine las aguas superficiales destinadas a uso recreativo de contacto primario se deberá considerar como zona sensible una franja de 300 m desde la orilla de las playas según su definición en el artículo 1º de la Ley N° 26856. La distancia de 300 m de la orilla de playa es aplicado para la definición de zonas de actividades recreativas de contacto primario por varios países, entre ellos Brasil, y por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS, 1988).

6 Bahía que por sus características morfológicas, el largo de la bocana de ingreso a la bahía en relación a las dimensiones de la misma, permite la renovación de sus aguas principalmente durante las mareas ascendentes y descendentes que tienen un periodo en nuestras costas de aproximadamente seis horas (marea semi-diurna) y aquellas cuyas velocidades de las corrientes marinas son predominantemente menores o iguales a 5 cm por segundo.





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Otros parámetros imprescindibles para la evaluación del impacto de un vertimiento a través de un emisor submarino son: la profundidad de la descarga en el cuerpo de agua, el número de orificios, la distancia entre ellos, la orientación de los difusores y las características de diseño de los orificios.

IV.2.1 Corrientes marinas

Un factor muy importante para la evaluación de la dilución inicial, de la extensión de la zona de mezcla y de los impactos en zonas sensibles a contaminación microbiológica, son las corrientes marinas; pues poseer datos de las direcciones de las corrientes, la velocidad de la corriente en varias profundidades y ubicaciones para todas las épocas del año y en marea ascendente y descendente, permite hacer estimaciones adecuadas sobre los efectos de dilución, dispersión y transporte de campo, y es indispensable para una estimación adecuada en el análisis de riesgos.

Los vectores de velocidad de las corrientes marinas son determinados en base a estudios de corrientes oceanográficos o al modelamiento de las corrientes marinas. Los estudios oceanográficos abarcan generalmente el empleo intensivo de flotadores con vela de arrastre sumergida. Tales medidas deberán concentrarse en la posición estimada del difusor. Para la determinación de las corrientes a diferentes profundidades, se emplean flotadores cuya vela de arrastre se encuentre a la profundidad de interés. Asimismo, se recomienda emplear medidores continuos tales como Acoustic Doppler Current Meters (ADCP) con un periodo mínimo de 30 días de medición, y realizar una evaluación de los resultados de la medición empleando metodología estadística euleriana. En la mayor parte de los casos será, no obstante, suficiente con la realización de medidas de la corriente marina a varias profundidades en la columna de agua marina, durante las diferentes estaciones del año y las épocas de transición (4 campañas).

En el caso de aplicar el modelamiento de las corrientes marinas, el modelo debe ser calibrado durante por lo menos dos (02) campañas de medición de las corrientes realizadas en las diferentes estaciones del año.

IV.2.2 Densidad del agua natural marina

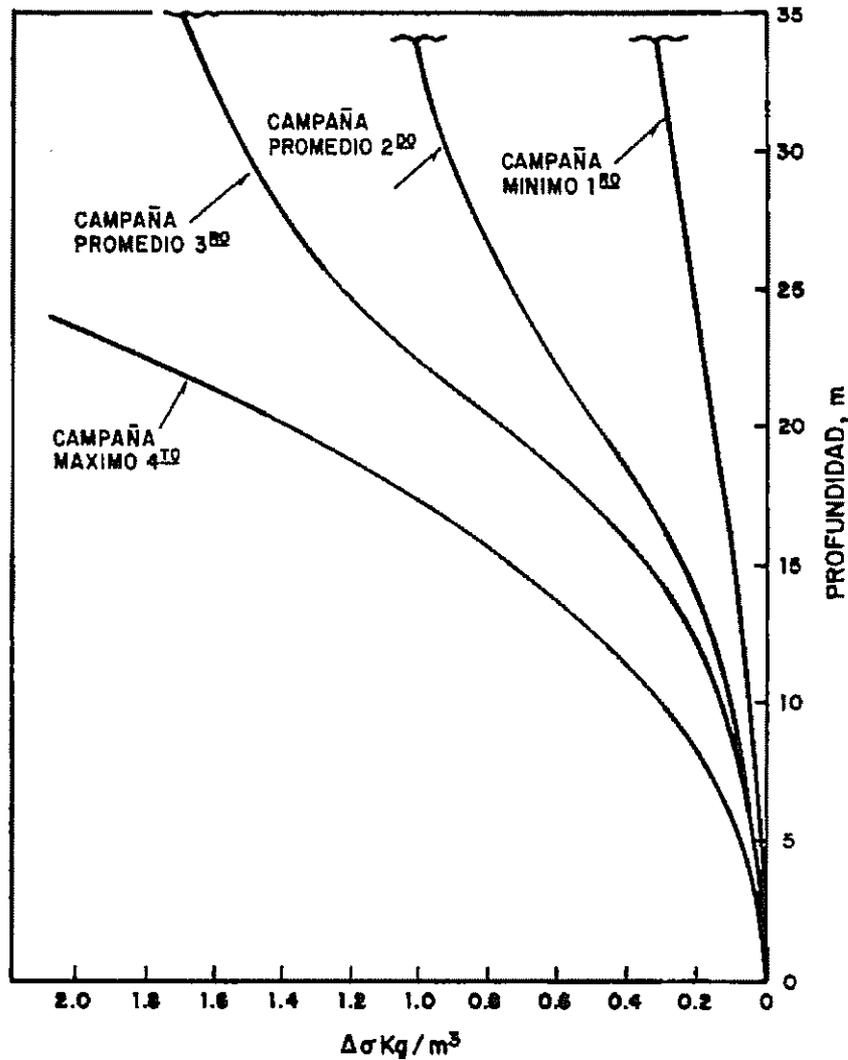
Debido a la variabilidad vertical de temperatura y/o salinidad, las aguas receptoras no están homogéneamente mezcladas en la profundidad; es decir, son más densas en el fondo que cerca de la superficie, lo cual produce una estratificación. Tales condiciones se encuentran en cuerpos de agua marinos cálidos, particularmente en el norte del Perú, donde la estratificación es causada por un gradiente térmico con mayores temperaturas en la superficie (=menor densidad) y menores temperaturas en el fondo (=mayor densidad). Usualmente, en el verano habrá estratificación térmica máxima y en el invierno estratificación mínima. Un ejemplo de las curvas de estratificación térmica de la densidad se muestra en la figura siguiente:





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N. Values: DGCRRH, 39



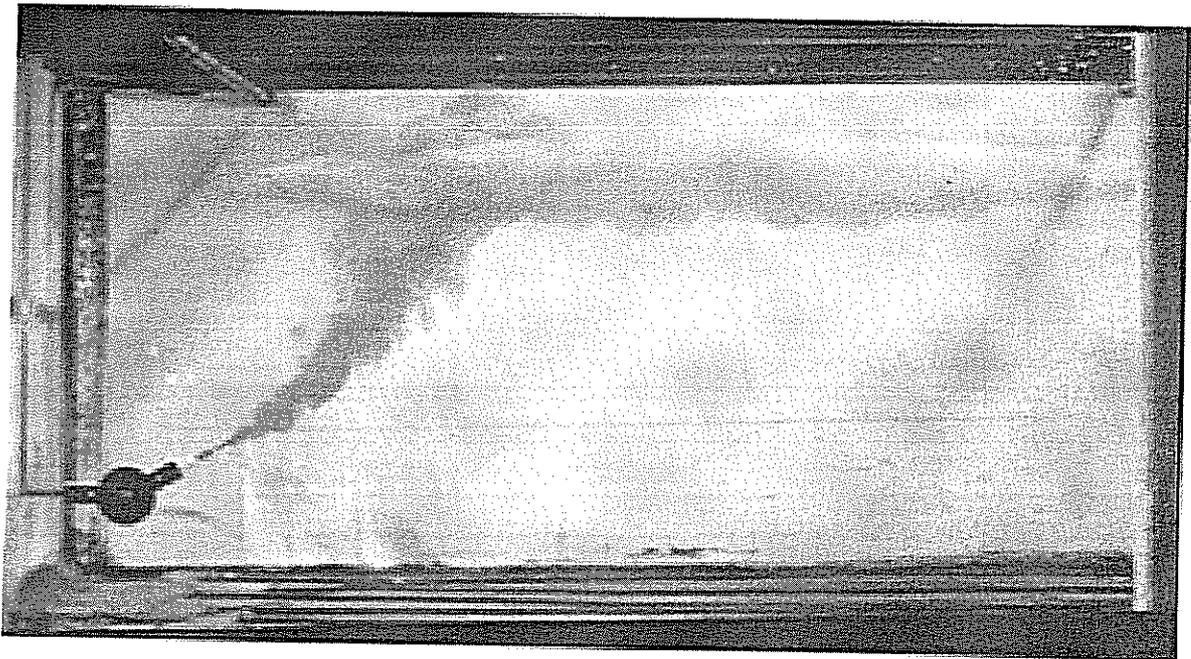
Otro caso, donde se encuentra una estratificación de la densidad significativa, son los lugares donde se descargan al mar cantidades significativas de agua dulce, es decir, los estuarios y los cuerpos de agua marino-costeros en la proximidad de la desembocadura de los ríos.

La variabilidad de la densidad con la profundidad tiene un efecto significativo en la dilución inicial y puede evitar que la pluma de aguas residuales vertidas alcance totalmente la superficie, provocando que los desechos queden atrapados bajo la superficie (véase la figura siguiente) y la dilución inicial sea menor que cuando el campo de aguas residuales ascienda hasta la superficie.





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"



Como se observa en la figura, la estratificación de la densidad es relevante para el caso de campos de aguas residuales ascendentes, lo cual ocurre solamente cuando la densidad del efluente es menor que la densidad del agua natural.

En el caso de vertimientos a cuerpos marinos del extremo norte del Perú (al Norte del 6° de latitud), en estuarios o en la proximidad de las desembocaduras de los ríos o canales de agua dulce, se deberá determinar la estratificación de densidad del cuerpo natural de agua en las diversas estaciones del año en por lo menos cuatro tomas de muestra en el punto de vertimiento propuesto a diferentes profundidades con un muestreador de agua profunda y realizar la medición inmediata de temperatura y densidad con el densímetro.

Alternativamente, se podrá medir la temperatura y la salinidad (en lugar de densidad), para luego calcular la densidad con la siguiente ecuación<sup>7</sup> (El-Dessouky y Ettouny, 2002) que es aplicable para salinidades de 0 a 160 ppt y temperaturas entre 10 y 100°C a una presión de 1 atm:

$$\rho = A_1F_1 + A_2F_2 + A_3F_3 + A_4F_4 \quad [\text{kg/L}]$$

donde:

$$A = (2T - 200)/160$$

T es la temperatura del agua en °C

$$F_1 = 0,5$$

$$F_2 = A$$

$$F_3 = 2A^2 - 1$$

$$F_4 = 4A^3 - 3A$$

$$A_1 = 4,032219G_1 + 0,115313G_2 + 3,26 \cdot 10^{-4}G_3$$

$$A_2 = -0,108199G_1 + 1,571 \cdot 10^{-3}G_2 - 4,23 \cdot 10^{-4}G_3$$

$$A_3 = -0,012247G_1 + 1,74 \cdot 10^{-3}G_2 - 9,0 \cdot 10^{-6}G_3$$

$$A_4 = 6,92 \cdot 10^{-4}G_1 - 8,7 \cdot 10^{-5}G_2 - 5,3 \cdot 10^{-5}G_3$$

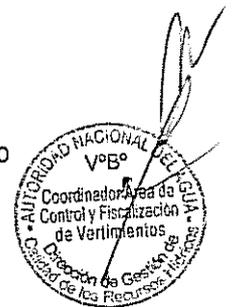
$$B = (2\text{Sal} - 150)/150$$

Sal es la salinidad en ppt (partes por mil) o gramos por litro (g/L)

$$G_1 = 0,5$$

$$G_2 = B$$

$$G_3 = 2B^2 - 1$$



<sup>7</sup> Véase aplicativo informático para el cálculo de la densidad en <http://www.csgnetwork.com/h2odenscalc.html>





Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRH, 40

IV.2.3 Determinación de las concentraciones en el cuerpo natural de agua

Para la evaluación del efecto del vertimiento en el cuerpo receptor, es necesario contar con información respecto de las concentraciones de los parámetros que ya se encuentran en el cuerpo receptor, las cuales se determinan a través de la toma de muestra de agua y análisis de laboratorio.

Los parámetros que se analizan, son aquellos que estarán potencialmente presentes en las aguas residuales. De forma referencial, se recomienda analizar los parámetros definidos para las diferentes actividades y categorías ECA-Agua del cuerpo de agua natural en la Tabla N° 2 (capítulo 1.2), los parámetros para que el sector correspondiente haya definido un Límite Máximo Permissible (Tabla N° 1, capítulo 1.2), adicionalmente para sustancias químicas usadas y generadas en el proceso productivo y sus posibles productos de reacción o degradación, que están indicados en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, en la categoría perteneciente.

Considerando la variabilidad estacional de las características de un cuerpo de agua marino, se realizará por lo menos cuatro tomas de muestra con una frecuencia trimestral en la ubicación del vertimiento proyectado en diferentes profundidades, que deben ser seleccionadas en función de la estratificación térmica del cuerpo de agua. La caracterización de la calidad del agua del cuerpo receptor, debe ser realizada en las mismas fechas en las cuales se determina las corrientes y la estratificación térmica en el marco del estudio oceanográfico.

En el caso de la adecuación de un vertimiento en curso a la normatividad ambiental, el punto de toma de muestra deberá ser ubicado a fuera de la zona de influencia del vertimiento actual, es decir, en una distancia de algunas centenas de metros del punto de vertimiento en curso en dirección contraria a la dirección de las corrientes predominantes que generalmente están orientadas en paralelo a la costa con orientación variable en las diferentes estaciones del año.

IV.3. Evaluación del cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental para agua

La evaluación del impacto de un vertimiento en un cuerpo de agua marino, efectuado a través de un emisor submarino, debe comprobar que el diseño del difusor submarino proporciona una dilución inicial mínima -Sa- que es mayor a la dilución requerida -Smax-.

Sa >= Smax

Si esta inecuación da un resultado verdadero, las concentraciones de los contaminantes contenidos en las aguas residuales en el límite de la zona de mezcla serán inferiores a los ECA-Agua.

En el caso que el diseño del difusor submarino no proporcione una dilución inicial suficiente, es decir: Sa < Smax, se deberá reconsiderar el diseño del emisor submarino incrementando el número de orificios, el espacio entre ellos, la longitud del emisor para lograr una mayor profundidad de descarga o, en su defecto, disminuyendo el diámetro de los orificios, entre otras opciones de diseño. Alternativamente, se podrá prever mecanismos que permiten reducir el caudal o las concentraciones del efluente considerando por ejemplo: la implementación de tecnologías limpias que reduzcan el volumen y/o la carga de las aguas residuales generadas, el reuso/recirculación parcial o total de las aguas residuales o modificando el proyecto del sistema de tratamiento de aguas residuales, incrementando su eficiencia de remoción de los parámetros críticos.

La dilución inicial es el principal factor para el diseño de sistemas de descarga a cuerpos de agua marinos; en la literatura mundial suelen encontrarse diseños con diluciones iniciales entre 50:1 y 200:1 alcanzando diluciones significativamente mayores en caso de velocidades de corriente altas. Las condiciones más críticas en términos de dilución, es el escenario de velocidad de corriente nula, estratificación del cuerpo de agua marino máxima, concentraciones en las aguas residuales máximas y caudal del efluente máximo horario.





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Aplicando estas condiciones para el modelamiento, se obtiene un diseño del emisor conservativo, que permitirá el cumplimiento de los ECA-Agua. Sin embargo, cuando el estudio hidrográfico compruebe que esta condición de corriente nula tiene una corta duración de tiempo, encontrándose solamente en el periodo de estoa de corriente<sup>8</sup>, se podrá proponer otra corriente mínima de diseño, basándose en un análisis estadístico de las velocidades de corrientes determinadas mediante medidores continuos en un periodo mínimo de 30 días y aplicando la velocidad con una frecuencia del 10 % (es decir, aquella velocidad que en el 90 % de las mediciones fue superada).

La dilución requerida para respetar los ECA-Agua en el cuerpo de agua en el límite de la zona de mezcla ( $S_{max}$ ) se calcula con:

$$S_{max} = \text{MAX}(S_i, S_{(i+1)}, S_{(i+2)}, S_{(i+n)})$$

$$S_i = \frac{C_{vert,i}}{(C_{ECA,i} - C_{RH,i})}$$

donde,

- $S_i, S_{(i+n)}$  Es la dilución necesaria para respetar los ECA del parámetro  $i$  o  $i+n$  respectivamente.
- $i, i+n$  Son los parámetros comprendidos en los ECA-agua y relevantes para el tipo de efluente, determinados según el capítulo I.2.
- $C_{vert,i}$  Es la concentración del parámetro  $i$  en el efluente (determinado según capítulo I.3).
- $C_{ECA,i}$  Es el Estándar de Calidad Ambiental para agua del parámetro  $i$  según la categoría que corresponda.
- $C_{RH,i}$  Es la concentración máxima del parámetro  $i$  en el cuerpo de agua natural determinada según lo indicado en el capítulo IV.2.3.
- $S_{max}$  Es la dilución requerida para concordar con los ECA-Agua en el cuerpo de agua en el límite de la zona de mezcla, definida como el valor máximo de los factores de dilución calculados para los parámetros relevantes para el tipo de efluente.

Exclúyase de la evaluación de los ECA-Agua en el límite de la zona de mezcla a los parámetros microbiológicos, dado que estos deberán ser evaluados en el campo cercano donde ocurre la dilución inicial así como en el campo lejano con una metodología diferente, que se describe en el capítulo IV.5.

En el caso que el parámetro evaluado se encuentre en el cuerpo natural de agua en concentraciones superiores al Estándar de Calidad Ambiental correspondiente, es decir  $C_{RH} \geq C_{ECA}$ , su concentración en las aguas residuales vertidas deberá ser igual o menor que la concentración en el cuerpo receptor:

$$C_{vert} \leq C_{RH}$$

En estas condiciones, el vertimiento no causará un incremento de la concentración en el cuerpo receptor y no creará un impacto adicional en el cuerpo natural de agua afectado por otras fuentes de contaminación.

En el caso que los cuerpos de agua superen los ECA para Agua, se iniciarán procesos para el desarrollo de los respectivos Planes de Descontaminación y Rehabilitación de la Calidad del Agua sobre la base de los criterios y procedimientos que el MINAM establecerá para tal fin, como lo define la Ley General del Ambiente y la Ley Marco del Sistema Nacional de Gestión Ambiental.

La evaluación de la dilución inicial mínima –  $S_a$  – proporcionada por la profundidad y longitud del difusor submarino propuesto, deberá ser realizada mediante el uso de los modelos numéricos descritos en el

<sup>8</sup> Estoa de corriente es el instante en que la corriente asociada a la marea se anula.





capítulo IV.6. Para la evaluación de la factibilidad de alternativas técnicas de ubicación, profundidad y longitud del emisor y para la evaluación referencial de los resultados de los modelos numéricos, se podrá hacer uso de los modelos matemáticos, que se describe en el capítulo IV.4.

En el caso del vertimiento de aguas residuales de alta temperatura, como las aguas de refrigeración de plantas termoeléctricas, las salmueras de los procesos de desalinización de agua marina mediante la tecnología de destilación multi-etapa (multi-stage flash distillation - MFS) o las aguas de la columna barométrica y/o agua de cola de las industrias pesqueras, se deberá comprobar mediante la modelación numérica que la diferencia de la temperatura del agua en el límite de la zona de mezcla con respecto a las condiciones naturales no sea mayor que 3°C ( $\Delta T_{Temp} \leq 3^{\circ}C$ ).

#### IV.3.1 Evaluación del cumplimiento del Estándar de Calidad Ambiental de Amoníaco

El amoníaco se encuentra en el agua como un resultado normal de la descomposición biológica de la materia orgánica nitrogenada contenida en ella y también como consecuencia directa de las descargas de aguas residuales municipales, agroindustriales y aquellas generadas en la producción de alimentos y bebidas o en procesos industriales que utilizan sales de amonio. El amoníaco es altamente soluble en agua, 900 g de  $NH_3$  por litro de agua a 0°C, y se combina con ella para disociarse posteriormente en iones amonio ( $NH_4^+$ ) e iones hidróxido ( $OH^-$ ). De las especies amoniacaes presentes en el agua, el amoníaco sin disociar ( $NH_3 \cdot H_2O$ ) y no el ion amonio ( $NH_4^+$ ) causa los mayores efectos tóxicos, hecho confirmado por numerosos investigadores. Los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua indican un ECA de amoníaco de 0,08 mg/L en la categoría 4: "Cuerpos marinos" y de 0,21 mg/L en la categoría 2, subcategoría 3. En la mayoría de las aguas naturales, el pH es tal que favorece la presencia de iones  $NH_4^+$ ; sin embargo, en aguas alcalinas y cálidas, la fracción de  $NH_3$  sin disociar puede alcanzar niveles tóxicos. Dada la relevancia toxicológica del amoníaco, se debe evaluar el cumplimiento del ECA, calculando las concentraciones de nitrógeno amoniacal total en el límite de la zona de mezcla y estimando las concentraciones de amoníaco en función de la temperatura y pH medidos *in situ* según la siguiente metodología:

La concentración de nitrógeno amoniacal total en el límite de la zona de mezcla se calcula con:

$$C_{0,NH} = C_{ver,NH} / S_a + C_{RH,NH}$$

donde:

$C_{ver,NH}$  es la concentración máxima de nitrógeno amoniacal total en las aguas residuales, determinada según lo indicado en el capítulo I.3.

$S_a$  es la dilución inicial mínima (en las condiciones más críticas), determinada según lo indicado en el capítulo IV.6 con un modelo numérico o capítulo IV.4 con un modelo matemático.

$C_{RH,NH}$  es la concentración máxima de nitrógeno amoniacal total ya presente en el cuerpo receptor, determinada según lo indicado en el capítulo IV.2.3.

La concentración de amoníaco en el límite de la zona de mezcla es determinada según la siguiente ecuación:

$$C_{NH_3} = \frac{C_{0,NH}}{1 + 10^{(pKa + 0,0324(24,8-T) + 0,0415(P/(273,2+T) - pH))}} \quad (\text{Hampson, 1977})$$

con,

$P = 1$  atmósfera

$pKa = 9,245 + 0,116 \cdot I$

$I = 19,9273 \cdot S / (1000 - 1,005109 \cdot S)$

se obtiene:

$$C_{NH_3} = \frac{C_{0,NH}}{1 + 10^{(10,049 + 2,311567 \cdot S / (1000 - 1,005109 \cdot S) - 0,0324 \cdot T + 0,0415/(273,2+T) - pH)}}$$





donde,

S es la salinidad mínima del agua en el cuerpo receptor en partes por mil (ppt) o gramos por litro (g/L)

T es la temperatura máxima medida en el cuerpo receptor, en °Celsius.

pH es el pH máximo (más alcalino) medido en el cuerpo receptor

La concentración de amoníaco calculada en el límite de la zona de mezcla C0,NH3 debe ser menor que el ECA correspondiente:

C0,NH3 ≤ CECA,NH3

En el caso que la evaluación del cumplimiento del ECA-Agua para amoníaco muestra que existe un riesgo de afectación del cuerpo de receptor, es decir C0,NH3 > CECA,NH3, se deberá reducir la carga de nitrógeno amoniacal en las aguas residuales, modificando el plan de manejo de aguas, considerando por ejemplo la implementación de tecnologías limpias que reduzcan el volumen de las aguas residuales generadas y/o la carga de nitrógeno o el reuso/recirculación parcial o total de las aguas residuales. Alternativamente se podrá también modificar el proyecto del sistema de tratamiento de aguas residuales, incrementando su eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal o modificando el emisor submarino proyectado de modo tal que se incremente la dilución inicial del efluente.

IV.4. Modelos matemáticos para la determinación de la dilución inicial

Los modelos matemáticos pueden simular, de forma simplificada, los procesos de dilución inicial. Su utilidad es su simplicidad, el número reducido de datos de ingreso y la transparencia de los proceso de cálculo, que permite reconocer los principales factores relevantes para la determinación de la dilución inicial. Sin embargo, se recomienda la aplicación de los modelos matemáticos solamente para la evaluación de la factibilidad de alternativas técnicas de ubicación, profundidad y longitud del emisor y para la evaluación referencial de los resultados de los modelos numéricos. Por lo tanto, los modelos matemáticos no sustituyen la elaboración de un modelo numérico con los software descritos en el capítulo IV.6.

Además, se debe restringir la aplicación de los modelos matemáticos para condiciones de entorno específicos solamente. Las condiciones de entorno de mayor importancia para la dilución inicial de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo de agua marino son:

- La densidad de las aguas residuales vertidas.
• El diseño del emisor submarino, diferenciando emisores con un (01) orificio y difusores de orificios múltiples.
• Las condiciones de estratificación del cuerpo natural de agua debido a estratificación vertical de la temperatura o salinidad.

En la tabla siguiente se indica los modelos matemáticos a aplicarse en función de las condiciones de densidad del efluente y tipo de emisor:

Table with 4 columns: Emisores con un solo orificio, Difusores de orificios múltiples, Densidad del efluente < densidad agua marina, Densidad del efluente = densidad agua marina, Densidad del efluente > densidad agua marina. Rows: Emisores con un solo orificio, Difusores de orificios múltiples.

Asimismo, se deberá considerar las condiciones de estratificación del cuerpo natural de agua causada por la variabilidad vertical de la temperatura o salinidad, que es relevante principalmente para la descarga de





Table with 2 columns: ANA, FOLIO N. and 2 rows: DGCRH, 42

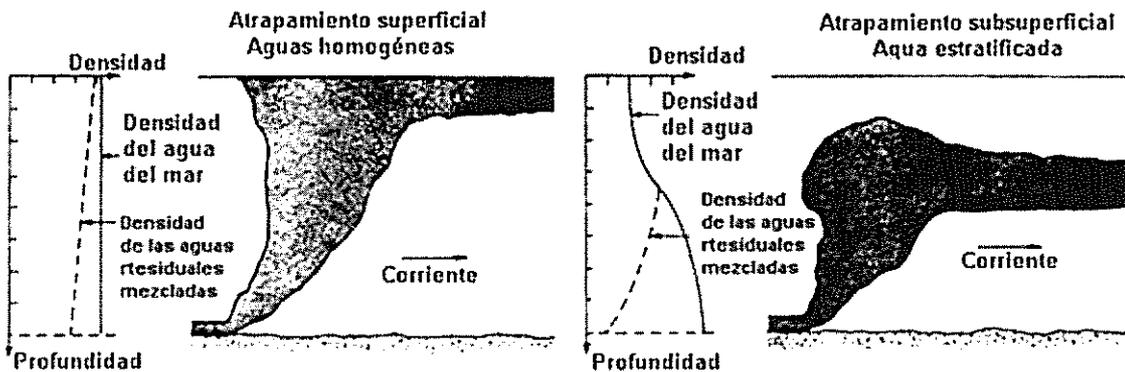
aguas residuales de menor densidad que el agua marina. Por lo tanto, en los capítulos IV.4.1.1 y IV.4.1.2, que describen los modelos matemáticos para campos de aguas residuales ascendientes, se proporciona las ecuaciones de cálculo para cuerpos de agua sin estratificación de la densidad del agua y para cuerpos de agua con estratificación.

IV.4.1 Vertimiento de aguas residuales de menor densidad de las aguas naturales marinas

Los modelos matemáticos presentados en los siguientes capítulos son aplicables para el vertimiento a través de emisores submarinos de aguas residuales que tengan una menor densidad que las aguas naturales marinas. Las aguas residuales de menor densidad de las aguas naturales son entre otros:

- Aguas residuales domésticas – municipales.
• Aguas residuales industriales generadas en el uso de aguas dulces.
• Aguas saladas de alta temperatura9, como las aguas de refrigeración de plantas termoeléctricas y las salmueras de los procesos de desalinización de agua marina mediante la tecnología de destilación multi-etapa (multi-stage flash distillation - MFS).
• Aguas de la columna barométrica y/o agua de cola de la industria pesquera, caracterizadas por alta salinidad y alta temperatura.10

La relación de la densidad de las aguas residuales vertidas con la densidad de las aguas naturales determina la fuerza que causa una aceleración vertical del campo de aguas residuales, que asciende en la columna de agua extendiéndose en el proceso y, por lo tanto, mezclándose con agua del cuerpo receptor. En el siguiente gráfico se puede ver el comportamiento de este tipo de aguas residuales en un cuerpo de agua no estratificado (izquierda) y estratificado (derecha).



En el caso de aguas residuales generadas por el uso de aguas dulces como por ejemplo las aguas residuales doméstico – municipales, la diferencia de densidad -Δρ- está en el orden de 0,0263 kg/L (valor

9 En el caso del vertimiento de aguas de alta temperatura se deberá comprobar que la dilución inicial sea mayor que la dilución requerida para el cumplimiento de los ECA-Agua de los parámetros críticos y adicionalmente que el incremento de temperatura en el límite de la zona de mezcla no sea mayor de 3°C con relación a la temperatura natural del agua.

10 Las aguas residuales de la industria de harina y aceite de pescado tienen una alta variabilidad de la carga contaminante, temperatura y densidad, dado que comprenden las aguas de bombeo con una densidad igual que la del agua de mar y las aguas de cola del proceso de filtración y prensado que tienen menor densidad debido a su alta temperatura. Por lo tanto emisores submarinos de la industria de harina y pescado deben ser evaluados para un efluente de igual densidad que el agua de mar (capítulo IV.4.2.) y un efluente de menor densidad (presente capítulo IV.4.1). Sin embargo, en la industria pesquera moderna el agua de cola no es vertida al mar, dado que se recupera las aceites y grasas y las proteínas contenidas en el agua de cola mediante la evaporación de esta agua residual, incrementando la eficiencia de la planta procesadora, mejorando su rentabilidad y reduciendo el impacto ambiental.



Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

normal de la densidad de aguas naturales marinas aprox. 1,0258 kg/L; valor normal de la densidad de aguas residuales doméstica-municipales aprox. 0,9995 kg/L), originando una fuerte aceleración vertical ascendente de las aguas residuales vertidas.

Los modelos matemáticos presentados en los siguientes capítulos IV.4.1.1 y IV.4.1.2 no son aplicables para la evaluación del impacto de un vertimiento subacuático de aguas residuales de una densidad igual o mayor a la densidad del agua en el cuerpo receptor (aguas residuales generadas en el uso de aguas marinas, como las aguas de bombeo de la industria pesquera, o aguas residuales de alta salinidad, como por ejemplo salmueras).

#### IV.4.1.1 Emisores submarinos con un solo orificio

##### Condiciones de entorno de corriente nula

En el caso que no se disponga de datos de velocidades de las corrientes marinas, se deberá suponer la condición más crítica para la evaluación de la dilución inicial, es decir corriente marina nula.

En esta condición de entorno, la dilución inicial de un emisor con un (01) orificio puede ser calculada con la ecuación propuesta por Brooks (1973):

$$S_a = 0,155 \cdot g_d^{1/3} \cdot Z_{max}^{5/3} / Q^{2/3}$$

donde:

$$g_d^1 = g \cdot \Delta\rho / \rho_0$$

$Z_{max}$  es la elevación de ascenso máxima, metros, que se determina como sigue:

En ambiente estratificado como se encuentra estacionalmente en los cuerpos marino-costeros del norte del Perú (Brooks, 1973):

$$Z_{max} = 2,91 \cdot g_d^{1/4} \cdot Q^{1/4} / G^{3/8}$$

$$\text{con } G = (g/\rho_0) \cdot (\Delta\sigma/H)$$

Cuando la ecuación anterior arroja un  $Z_{max}$  que es mayor de la profundidad de descarga, el cuerpo receptor corresponde a un ambiente no estratificado, característico de los cuerpos marino-costeros del centro y sur del Perú. En este caso:

$$Z_{max} = H$$

H es la profundidad de descarga, en metros.

g es la fuerza de gravedad,  $g = 9,80665 \text{ m/s}^2$

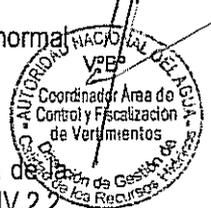
$\Delta\rho$  es la diferencia entre la densidad del agua natural y la densidad del effluente en kg/L; valor normal para aguas marinas y aguas residuales doméstica-municipales:  $1,0258 - 0,9995 = 0,0263 \text{ kg/L}$

$\rho_0$  es la densidad del agua natural en kg/L; valor normal para aguas marinas:  $1,0258 \text{ kg/L}$

$\Delta\sigma$  es la variación de densidad en la columna de agua marina expresada en kg/L (diferencia de densidad en profundidad de la descarga y en la superficie determinada según capítulo IV.2.2. Ejemplo: Salinidad=35 ppt, temperatura en superficie:  $22^\circ\text{C}$ , temperatura en el fondo:  $18^\circ\text{C}$ ,  $\Delta\sigma = 0,001141 \text{ kg/L}$ ).

##### Condiciones de entorno de corriente mínima

En el caso que se disponga de datos de velocidades de las corrientes marinas, se podrá determinar mediante análisis estadístico la velocidad con una frecuencia del 10 % (es decir aquella velocidad que en el 90 % de las mediciones fue superada).





ANA	FOLIO N°
DGCRH	43

Aplicando esta velocidad, la dilución inicial de un emisor con un (01) orificio puede ser calculada con la ecuación propuesta por Wright (1973):

$$S_a = 0,29 \cdot z_{max}^2 \cdot U / Q$$

donde:

- Q es el caudal máximo de vertimiento en m<sup>3</sup>/s.  
 U es la velocidad de la corriente del cuerpo natural en la zona de formación de la pluma con una frecuencia del 10 %, en m/s.  
 z<sub>max</sub> es la elevación de ascenso máxima, expresada en metros, que se determina como sigue:

En ambiente estratificado como se encuentra estacionalmente en los cuerpos marino-costeros del Norte del Perú (Wright, 1984):

$$z_{max} = 1,85 \cdot \left[ \frac{Q \cdot \Delta\rho \cdot H}{U \cdot \Delta\sigma} \right]^{1/3}$$

donde

- $\Delta\rho$  es la diferencia entre la densidad del agua natural y la densidad del efluente en kg/L; valor normal para aguas residuales doméstica-municipales: 1,0258-0,9995=0,0263 kg/L.  
 $\Delta\sigma$  es la variación de la densidad en la columna de agua marina expresada en kg/L (diferencia de la densidad en profundidad de la descarga y en la superficie. Ejemplo: Salinidad=35 ppt, temperatura en superficie: 22°C, temperatura en el fondo: 18°C,  $\Delta\sigma=0,001141$  kg/L).

Cuando la ecuación anterior arroja un z<sub>max</sub> que es mayor de la profundidad de descarga, el cuerpo receptor corresponde a un ambiente no estratificado, característico de los cuerpos marino-costeros del Centro y Sur del Perú. En este caso:

$$z_{max} = H$$

- H es la profundidad de descarga, expresada en metros.

#### IV.4.1.2 Emisores con difusores de orificios múltiples

Para una determinada descarga en el mar, la dispersión inicial es mejorada mediante el uso de un difusor de orificios múltiples. Si la descarga se hace mediante un (01) orificio, o sea masivamente, la dispersión y dilución será más lenta que la que ocurriría si se realizará por un área mayor a través de múltiples orificios. En efecto, sin el uso de difusores de orificios múltiples, permaneciendo invariables las otras condiciones, se requieren emisores mucho más largos en aguas profundas para proporcionar el mismo grado de dilución.

El efecto de la distancia entre los orificios depende de la tasa b/H (b=distancia entre orificios, H=profundidad del agua). Si los orificios se encuentran en distancias muy grandes, tal como b/H >> 1, la pluma individual emerge y se comporta como una pluma simple. Cuando la distancia entre los orificios es menor, las plumas se superponen y la dilución disminuye. Eventualmente, cuando las plumas están muy juntas, se superponen rápidamente y se comportan como si la descarga fuera realizada desde una ranura; esto es conocido como una fuente lineal. Para la mayoría de los difusores con orificios múltiples la dilución depende principalmente de la mezcla en el campo ascendente de la pluma de aguas por unidad de longitud L<sub>d</sub>, debido a que la diferencia de densidades entre el efluente y el agua natural es constante. Esto significa que la dilución depende principalmente de volumen de flujo por unidad de longitud, q<sub>0</sub>=Q/L<sub>d</sub>. Por consiguiente, para un caudal fijo (Q), la dilución es determinada principalmente por la longitud del difusor. Si la longitud del difusor es constante, la dilución se incrementa cuantos más orificios se añadan y el espacio entre las plumas disminuye, independiente del aumento de la superposición de las plumas. Esto aplica hasta que los orificios estén tan cercanos que se alcanza el límite de la pluma lineal, que



*[Handwritten signature]*





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

ocurre a una distancia entre los orificios de  $b = 0,3H$ . A partir de esta distancia, añadir más orificios, no incrementa la dilución significativamente (Roberts, Salas et al., 2010).

Asimismo, para lograr una dilución inicial máxima reduciendo la extensión de la zona de mezcla a un mínimo, el eje del difusor deberá ser colocado perpendicular a la dirección de corriente marina predominante.

La dilución inicial de la pluma que se obtiene al descargar verticalmente a través de difusores de orificios múltiples, se determina en función del número de Froude en el campo ascendente de aguas residuales, que describe las condiciones de corriente y la aceleración de ascenso.

#### Condiciones de entorno de corriente nula

En el caso que no se disponga de datos de velocidades de las corrientes marinas, se deberá suponer la condición más crítica para la evaluación de la dilución inicial, es decir, corriente marina nula.

En estas condiciones la dilución inicial deberá ser determinada según la siguiente ecuación (Roberts, 1977 y 1980):

$$S_a = 0,38 \cdot j_o^{1/3} \cdot z_{max} / q \quad (\text{valido para } F \leq 0,1)$$

#### Condiciones de entorno de corriente mínima

En el caso que se disponga de datos de velocidades de las corrientes marinas, se podrá determinar mediante análisis estadístico la velocidad con una frecuencia del 10 % (es decir, aquella velocidad que en el 90 % de las mediciones fue superada).

Esta velocidad podrá ser aplicada para la determinación de la dilución inicial según la siguiente ecuación (Roberts, 1977 y 1980):

$$S_a = 0,82 \cdot U \cdot z_{max} / q \quad (\text{valido solamente para } 0,2 \leq F \leq 100)$$

donde:

F es el número de Froude en el campo ascendente de aguas residuales,  $F = U^3 / j_o$

U es la velocidad de la corriente del cuerpo natural en la zona de formación de la pluma con una frecuencia del 10 %, en m/s.

$j_o$  es el flujo impulsado por la fuerza vertical ascendente por metro de difusor, en  $m^3/s^2$ .

$$j_o = q \cdot g \cdot \Delta\rho / \rho_d$$

q es el caudal lineal de vertimiento en  $m^3/s \cdot m$ ,  $q = Q / L_D$

g es la fuerza de gravedad,  $g = 9,80665 \text{ m/s}^2$

$\Delta\rho$  es la diferencia entre la densidad del agua natural y la densidad del efluente en kg/L; valor normal para aguas marinas y aguas residuales doméstica-municipales:  $1,0258 - 0,9995 = 0,0263 \text{ kg/L}$

$\rho_d$  es la densidad del agua residual en kg/L; valor normal para aguas residuales doméstica-municipales:  $0,9995 \text{ kg/L}$

Q es el caudal máximo de vertimiento en  $m^3/s$ .

$L_D$  es la longitud del difusor en m.

$z_{max}$  es la elevación de ascenso máxima en ambiente estratificado, expresado en metros, que se calcula en función del número de Froude con las siguientes ecuaciones:

Para  $F \leq 0,1$  (Wright, 1984):

$$z_{max} = 2,84 \cdot j_o^{1/3} \cdot \left[ \frac{\rho_o \cdot H}{\rho_d} \right]^{1/2}$$

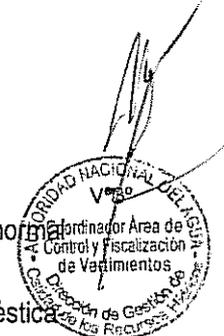




Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRH, 44

g · Δσ

Para F > 0,1 (Roberts, 1977):

Zmax = 1,56 · [ (j0 · ρ0 · H) / (U · g · Δσ) ] 1/2

donde

ρ0 es la densidad del agua natural en kg/L, valor normal 1,0258.

Δσ es la variación de densidad en la columna de agua marina expresada en kg/L (diferencia de la densidad en profundidad de la descarga y en la superficie. Ejemplo: Salinidad=35 ppt, temperatura en superficie: 22°C, temperatura en el fondo: 18°C, Δσ=0,001141 kg/L).

H es la profundidad promedio de descarga, metros.

Cuando la ecuación anterior arroja un Zmax que es mayor de la profundidad de descarga o cuando la diferencia de la densidad en profundidad de la descarga y en la superficie - Δσ - sea nula, el cuerpo receptor corresponde a un ambiente no estratificado. En este caso:

Zmax = H

IV.4.2 Vertimiento de aguas residuales de igual densidad de las aguas naturales marinas

La relación de la densidad de las aguas residuales vertidas con la densidad de las aguas naturales determina la fuerza que hace que el campo de aguas residuales ascienda en la columna de agua extendiéndose en el proceso y, por lo tanto, mezclándose con agua del cuerpo receptor.

Las aguas residuales generadas en el uso de aguas saladas como por ejemplo las aguas de bombeo11 de la industria de aceites y harina de pescado o las aguas de lavado de pescado generadas en el procesamiento de pescado para el consumo directo tienen la misma o ligeramente menor densidad de las aguas naturales marinas. Cuando estas aguas residuales son vertidas al mar a través de un emisor submarino, la dilución inicial únicamente es determinada por la mezcla causada por el impulso de las aguas residuales al salir del dispositivo de descarga y el efecto de la corriente que causa una mezcla lateral en el campo de dilución inicial.

Para efluentes densos, es recomendable usar orificios a 60° calculados desde el plano horizontal, para evitar la mezcla con el mismo efluente, lo cual ocurre al emplear orificios verticales; y a su vez aprovechar al máximo el componente vertical del impulso de descarga de agua para mayor dilución. En estos casos, el número de Froude debería ser mayor a 20 (SALAS, 1994).

Debido a que mayormente es aconsejable usar orificios múltiples, que garantizan un mayor grado de dilución inicial, a continuación se describe una metodología simplificada para la determinación de la dilución inicial de emisores submarinos de orificios múltiples solamente, sin considerar emisores con un orificio solamente. Sin embargo, será posible considerar también un emisor de un (01) orificio solamente, simulando la zona de mezcla y el impacto en el medio ambiente acuático con uno de los software de modelación presentados en el capítulo IV.6.

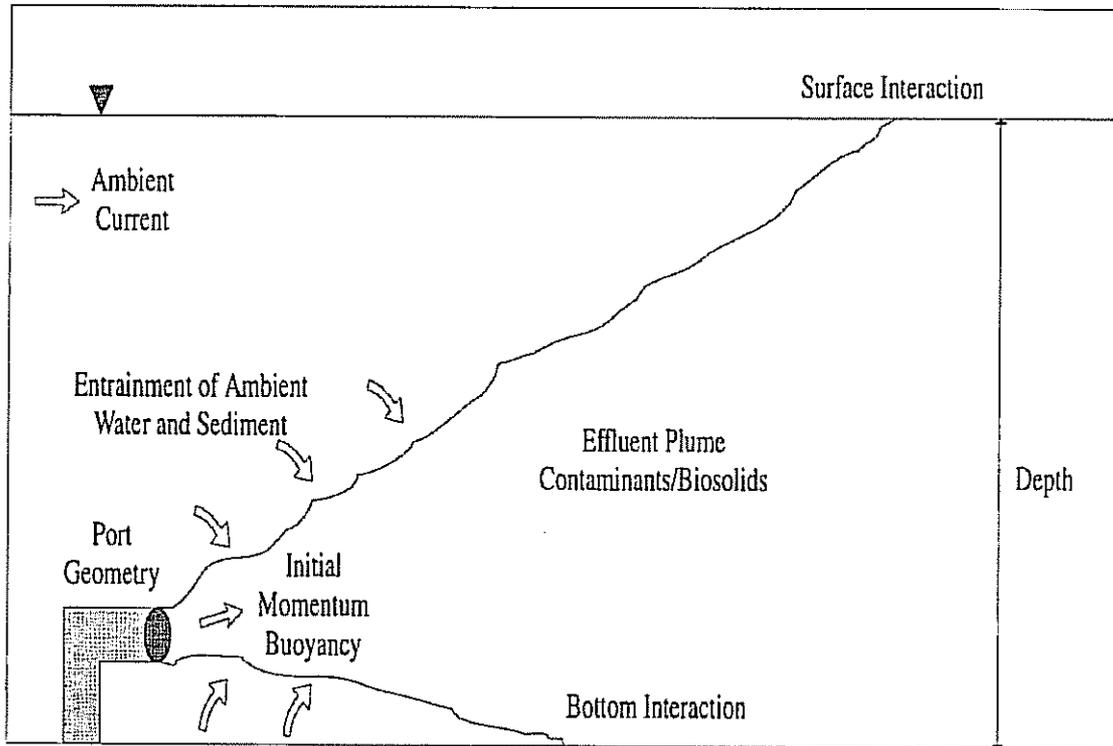
11 Las aguas residuales de la industria de harina y aceite de pescado tienen una alta variabilidad de la carga contaminante, temperatura y densidad, dado que comprenden las aguas de bombeo con una densidad igual que la del agua de mar y las aguas de cola del proceso de filtración y prensado que tienen menor densidad debido a su alta temperatura. Por lo tanto emisores submarinos de la industria de harina y pescado deben ser evaluados para un efluente de igual densidad que el agua de mar (presente capítulo IV.4.2.) y un efluente de menor densidad (capítulo IV.4.1). Sin embargo, en la industria pesquera moderna el agua de cola no es vertida al mar, dado que se recupera las aceites y grasas y las proteínas contenidas en el agua de cola mediante la evaporación de esta agua residual, incrementando la eficiencia de la planta procesadora, mejorando su rentabilidad y reduciendo el impacto ambiental.



"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

IV.4.2.1 Emisores con difusores de orificios múltiples

Cuando aguas residuales de igual densidad que las aguas naturales son vertidas a un ambiente no estratificado y con significativas corrientes horizontales, éstas se expanden por la turbulencia generada por el impulso de descarga, siendo arrastradas por el corriente natural donde se mezclan con las aguas naturales por procesos hidrodinámicos y de dispersión.



Este proceso de mezcla continúa hasta que la pluma cubra toda la columna de agua; en este punto se habrá logrado la mezcla completa. Para poder estimar la dilución en este punto, se puede realizar una simple división del volumen de agua natural que pasa sobre el emisor en la unidad del tiempo, por el caudal del vertimiento. Este análisis resulta en un valor referencial aproximado de la dilución inicial alcanzable, el cual siempre deberá ser comprobado con un modelo numérico detallado (véase cap.IV.6).

$$S_a = \frac{L_d \cdot H \cdot U}{Q}$$

donde:

- $L_d$  es la longitud del difusor, expresado en metros.
- $H$  es la profundidad promedio de descarga, en metros.
- $U$  es la velocidad de la corriente del cuerpo natural en la zona de formación de la pluma con una frecuencia del 10 %, en m/s. (Aquella velocidad que en el 90 % de las mediciones fue superada).
- $Q$  es el caudal máximo de vertimiento en  $m^3/s$ .

Para lograr una dilución inicial máxima reduciendo la extensión de la zona de mezcla a un mínimo, el eje del difusor deberá ser colocado en forma perpendicular a la dirección de corriente marina predominante, que generalmente es paralela a la línea de costa.

IV.4.3 Vertimiento de aguas residuales de mayor densidad de las aguas naturales marinas

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA  
VºBº  
Ing. Mirco H. Miranda Sot. Director (e) Dirección de Gestión de Recursos Hídricos

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA  
VºBº  
Coordinador Área de Control y Fiscalización de Vertimientos  
Dirección de Gestión de Recursos Hídricos

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA  
Ing. JORGE LUIS MONTENEGRO CHAVESTA JEFE JEFATURA

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA  
Lic. Francisco A. Luján Cuya Secretario General



"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRH, 45

Los modelos matemáticos presentados a continuación, son aplicables para la estimación de la dilución inicial de vertimientos a través de emisores submarinos de aguas residuales que tengan una mayor densidad que las aguas naturales marinas.

- Salmueras de los procesos de desalinización de agua marina mediante la tecnología de osmosis inversa.
Agua de formación generada en la explotación de petróleo o gas.
Agua residual de la industria de sales minerales.

En este contexto, el tipo de aguas residuales de mayor importancia son las salmueras de los procesos de desalinización de agua marina mediante la tecnología de osmosis inversa, que en lo siguiente se discuten en mayor detalle.

Las plantas desalinizadoras de agua marina con tecnología de osmosis inversa, trabajan a tasas de rendimiento de 40% hasta 50%, es decir, entre el 50-60% de las aguas tomadas son de rechazo. Las aguas de salmuera, no tienen concentraciones significativas de sustancias contaminantes pero presentan elevada salinidad.

Dado los grandes volúmenes de salmuera generada en el proceso, la única disposición final técnica y económicamente viable es su vertimiento al cuerpo natural de agua marina. Aunque la alta salinidad de las aguas vertidas puede afectar el medio ambiente acuático, un diseño adecuado del emisor submarino puede garantizar altos niveles de dilución inicial en la proximidad de la descarga reduciendo los impactos ambientales a un mínimo.

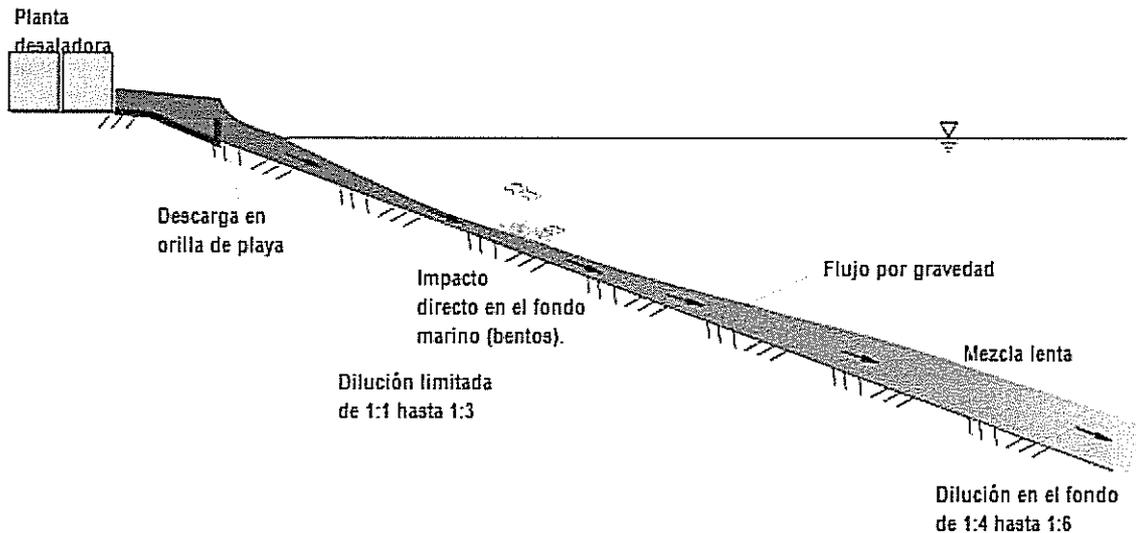
Otros impactos ambientales pueden generarse, cuando las aguas de lavado de los filtros, que contienen altas concentraciones de sólidos suspendidos, son vertidas al mar, donde los sólidos sedimentan en el fondo marino, afectando el libre desarrollo del bentos. Por lo tanto, se debe eliminar la materia sedimentable antes de su descarga mediante sedimentadores.

Las soluciones de limpieza aplicadas a las membranas, que contienen detergentes, ácidos orgánicos, oxidantes y biocidas tales como el formaldehído, deben ser tratadas, neutralizadas y decoloradas antes de su disposición final, la cual generalmente se realiza mediante vertimiento a una red de alcantarillado municipal o dosificación muy lenta a la salmuera dispuesta en el mar.

Cuando se vierten aguas residuales de mayor densidad de las aguas naturales marinas en la orilla de playa, éstas forman una corriente submarina sobre el fondo marino en dirección de la corriente máxima, como se puede apreciar en la figura siguiente.



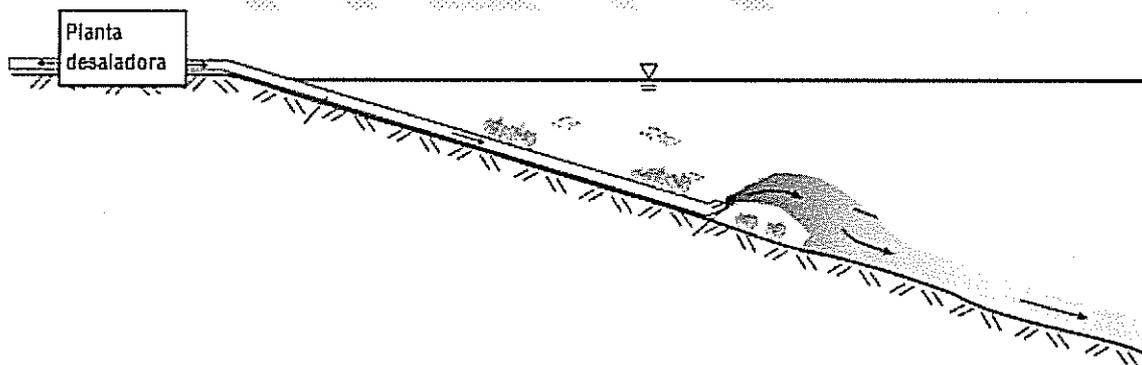
"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"



Debido a las bajas velocidades de flujo, se establecen condiciones hidrodinámicas laminares y en consecuencia la dilución con el agua de mar es mínima ( $S_a = 1-3$ ). Por lo tanto, se forman extensas capas de aguas de alta salinidad en el fondo marino, que impactan gravemente los ecosistemas bentónicos.

Por esta razón, no se podrá prever la descarga de salmueras en la orilla de playa y se deberá considerar su vertimiento a través de emisores submarinos que proporcionen una mezcla rápida del efluente en la proximidad de la descarga.

Dado que salmueras son más densas que el agua marina, la dilución inicial únicamente es determinada por la mezcla causada por el impulso de las aguas residuales al salir del dispositivo de descarga y por su descenso en la columna de agua hasta que tocan el fondo marino.



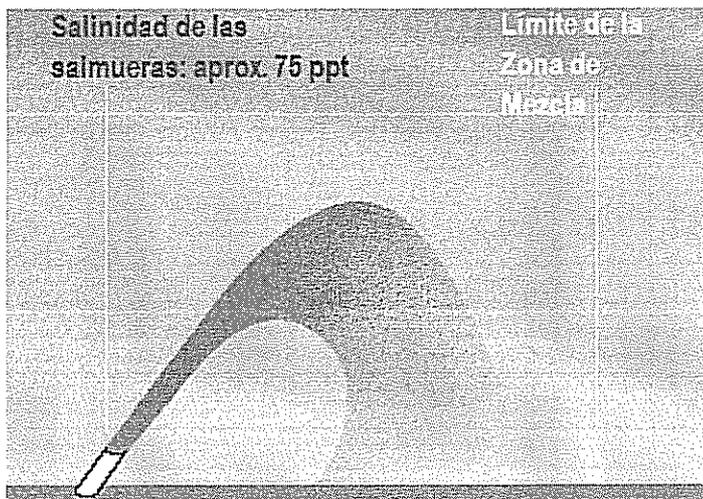
Como se puede observar en la figura anterior, las salmueras salen del emisor submarino, recorren una trayectoria elíptica y caen al lecho marino. En este proceso hidrodinámico las aguas residuales se mezclan con las aguas marinas y las concentraciones de las sustancias contenidas en las aguas residuales y su salinidad se reducen debido a la dilución.

En el límite de la zona de mezcla, que en el caso específico del vertimiento de salmueras es el fondo marino, las concentraciones de los sólidos suspendidos deben ser inferiores a los ECA-Agua y la salinidad debe tener un nivel que no constituye un impacto en el medio ambiente acuático.



"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and DGCRH, 46



En países como Japón, las Autoridades Ambientales han establecido la salinidad máxima admisible en el fondo marino con 2 g/L superiores a la salinidad natural. En Abu Dabi, se reglamentó un delta de salinidad máximo de 1,75 g/L a cumplirse en el límite de la zona de mezcla y en Omán, el delta de salinidad debe ser menor de 2 g/L en una distancia no mayor de 300 m del difusor.

Para la aplicación en el Perú, se propone el estándar recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de una diferencia máxima de la salinidad de 4 g/L con respecto a la salinidad natural, a cumplirse en el límite de la zona de mezcla.

Con una salinidad de las salmueras de plantas de osmosis inversa de 65 hasta 85 g/L, obtenemos una dilución requerida -Si,sal- de:

Si,sal = (65 hasta 85) / 4 = 16 hasta 21,

lo que constituye una dilución inicial que fácilmente se puede lograr con un difusor bien diseñado.

Para efluentes densos, es recomendable usar orificios a 60° calculados desde el plano horizontal, para evitar la mezcla con el mismo efluente, lo cual ocurre al emplear orificios verticales; y a su vez aprovechar al máximo el componente vertical del impulso de descarga de agua para mayor dilución. En estos casos, el número de Froude debería ser mayor a 20 (SALAS, 1994).

IV.4.3.1 Emisores submarinos con un solo orificio

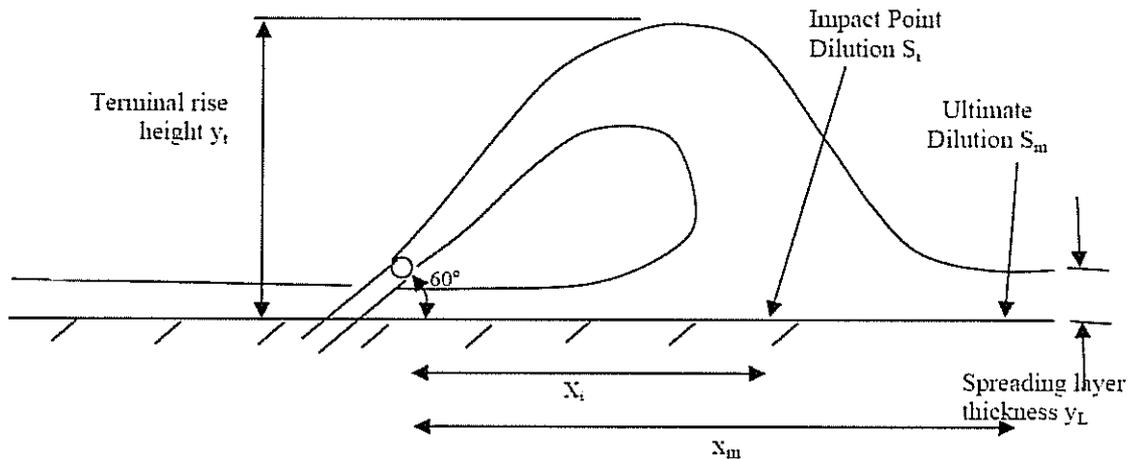
En el siguiente gráfico, se puede observar el esquema de una pluma de aguas residuales de mayor densidad que las aguas naturales vertidos a través de un orificio único inclinado con un ángulo de aprox. 60° sobre el plano horizontal. Asimismo, se muestran las diferentes medidas geométricas de la zona de mezcla.



Handwritten signature



"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"



Como se observa en el gráfico presentado, una pluma sale del dispositivo de descarga con una velocidad  $U$  y una densidad  $\rho_o > \rho_a$ . Se forma una pluma turbulenta que debido al impulso de la descarga sube hasta una elevación máxima (elevación máxima en el límite de la pluma  $Y_{t,i}$ ), para luego descender por la fuerza de la gravedad que actúa sobre las aguas residuales de mayor densidad que las aguas naturales. La pluma impacta en el fondo marino a una distancia desde la descarga de  $x_i$  con una dilución  $S_i$ . En el límite de la pluma, que se encuentra en una distancia de la descarga de  $x_m$ , obteniéndose la dilución última  $S_m$ .

Para estimar la dilución inicial del vertimiento de aguas residuales de mayor densidad que las aguas naturales mediante un orificio único a un ambiente no estratificado, omitiendo la influencia de corrientes horizontales (suposición conservadora), se puede usar la metodología de predicción de campo de dilución inicial con base en la experimentación física propuesta por Roberts (1997), que se describe a continuación.

Roberts determinó relaciones empíricas para aguas residuales densos vertidos en un ambiente sin corrientes empleando un emisor con un (01) orificio inclinado con  $60^\circ$  sobre el plano horizontal, y con un número de Froude densimétrico en el punto de descarga  $F \geq 20$ . La metodología permite determinar las siguientes características de la pluma: elevación de ascenso máximo, la dilución en el punto de impacto sobre el lecho marino, la dilución última de la pluma en el límite de la zona de mezcla, y la altura final de la pluma sobre el lecho marino en el límite de la zona de mezcla.

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA  
VºBº  
Ing. Mirco H. Miranda Sotillo  
Director (e)  
Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA  
VºBº  
Coordinador Área de Control y Fiscalización de Vertimientos  
Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA  
Ing. JORGE LUIS MONTENEGRO CRAVESTA  
JEFE

AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA  
Lic. Francisco A. Quimper Cuyas  
Secretario General  
Secretaría General



PERÚ

Ministerio de  
Agricultura y Riego

Autoridad Nacional  
del Agua

Dirección de Gestión de Calidad  
de los Recursos Hídricos

ANA	FOLIO N°
DGCRH	47

"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

La descarga se caracteriza por sus flujos cinemáticos de volumen, impulso y fuerza gravitacional ascendente, de la que se determinan dos escalas de longitud con las cuales puede ser definido cualquier variable geométrica o de dilución. Las ecuaciones utilizadas se encuentran a continuación.

$$\frac{Y_i}{(F \cdot \emptyset)} = C_1 = 2,2$$

$$\frac{S_i}{F} = C_2 = 1,6 + 12\%$$

$$\frac{S_u}{F} = C_3 = 2,6 + 15\%$$

$$\frac{x_i}{(F \cdot \emptyset)} = C_4 = 2,4$$

$$\frac{x_m}{(F \cdot \emptyset)} = C_5 = 9,0$$

donde:

- $Y_i$  elevación máxima de la pluma
- $S_i$  dilución en el punto de impacto en el lecho marino
- $S_u$  dilución última en el límite de la pluma
- $x_i$  distancia desde la descarga hasta el punto de impacto en el lecho marino
- $x_m$  distancia desde la descarga hasta el límite de la pluma
- $F$  es el número de Froude densimétrico, que se calcula con:

$$F_o = \frac{U}{(g_o \cdot \emptyset)^{1/2}} = \frac{4 \cdot Q}{\emptyset^2 \cdot \pi \cdot (g \cdot \emptyset \cdot \Delta\rho / \rho_o)^{1/2}}$$

Nota: La metodología de Roberts (1997) descrita en lo anterior es aplicable solamente para números de Froude superiores a 20.  $F \geq 20$

- $U$  es la velocidad de las aguas residuales al salir del orificio, en m/s.  $U = Q / A_o = 4 \cdot Q / (\emptyset^2 \cdot \pi)$
- $Q$  es el caudal máximo de vertimiento, en m<sup>3</sup>/s.
- $\emptyset$  es el diámetro del orificio, en metros.
- $\pi$  es el número Pi; 3,14159...
- $g$  aceleración por gravedad = 9,80665 m \* s<sup>2</sup>
- $\Delta\rho$  densidad del agua natural - densidad del efluente, en kg/L; valor normal para aguas naturales marinas (salinidad de 35 g/L y temperatura de 18°C): 1.0251 kg/L; valor característico para salmueras de plantas de osmosis inversa (salinidad de 75 g/L y temperatura de 18°C): 1.0557 kg/L  
=>  $\Delta\rho = 0.0306$  kg/L
- $\rho_o$  densidad del agua natural marina; valor normal (salinidad de 35 g/L y temperatura de 18°C): 1.0251 kg/L





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

La determinación de la zona de mezcla deberá comprobar:

- 1) Que la pluma de aguas residuales no interfiere con la superficie del agua: H ≥ 0,75 Y1
2) Que el diseño del difusor submarino proporciona una dilución inicial mínima (Sa=Su) que es mayor a la dilución requerida -Smax- para respetar los ECA-Agua en el cuerpo de agua en el límite de la zona de mezcla y para lograr un nivel de salinidad que no constituye un impacto en el medio ambiente acuático:

Sa ≥ Smax

La dilución -Smax- requerida es calculada según lo indicado en el capítulo IV.3 para todos los parámetros críticos (principalmente los Sólidos Suspendidos para aguas residuales de plantas de osmosis inversa) y según lo indicado en el capítulo IV.4.3 para la salinidad (Δsal ≤ 4 g/L).

En el caso que el diseño del difusor submarino no proporciona una dilución inicial suficiente, es decir:

Sa < Smax

se deberá optar por un difusor de orificios múltiples.

IV.4.3.2 Emisores con difusores de orificios múltiples

Para una determinada descarga en el mar, la dilución inicial es mejorada mediante el uso de un difusor de orificios múltiples. Si la descarga se hace mediante un (01) orificio, o sea masivamente, la dispersión y dilución será más lenta que la que ocurriría si es realizada por un área mayor a través de múltiples orificios. En efecto, sin el uso de difusores de orificios múltiples, permaneciendo invariables las otras condiciones, se requieren emisores mucho más largos en aguas profundas y velocidades en la salida del emisor mayores para proporcionar el mismo grado de dilución.

Para el cálculo de la dilución inicial y de los parámetros geométricos de la pluma de aguas residuales se puede usar la metodología de Roberts (1997), que se ha presentada en el capítulo anterior, aplicando los siguientes criterios:

- El caudal de descarga -Q- usado en las ecuaciones corresponde al caudal máximo total del vertimiento -Qtot- dividido entre el número de orificios -n-: Q = Qtot / n [m³/s]
- Las plumas singulares no se superponen, debiéndose cumplir con la siguiente condición (OZEAIR et al., 2013):

b > 2 · F

donde:

- b es la distancia entre los orificios, en metros.
F es el número de Froude densimetrico, que se calcula con:

Fo = U / (g' · Ø)^(1/2) = 4 · Q / (Ø² · π · (g · Ø · Δp / ρo)^(1/2))

- U es la velocidad de las aguas residuales al salir del orificio, en m/s.
Q es el caudal máximo de vertimiento, en m³/s.
Ø es el diámetro del orificio, en metros.
π es el número Pi; 3,14159...
g aceleración por gravedad = 9,80665 m \* s²





- $\Delta\rho$  densidad del agua natural - densidad del efluente, en kg/L; valor normal para aguas naturales marinas (salinidad de 35 g/L y temperatura de 18°C): 1,0251 kg/L; valor característico para salmueras de plantas de osmosis inversa (salinidad de 75 g/L y temperatura de 18°C): 1,0557 kg/L =>  $\Delta\rho = 0,0306$  kg/L
- $\rho_0$  densidad del agua natural marina; valor normal (salinidad de 35 g/L y temperatura de 18°C): 1,0251 kg/L

Se debe indicar que, los difusores con orificios en un distancia inferior a 2F ( $b < 2F$ ) deberán ser evaluados con un modelo numérico detallado (véase cap.IV.6).

#### IV.5. Evaluación del impacto de vertimientos con carga microbiológica

Para vertimientos de efluentes con carga microbiológica a un cuerpo de agua marino-costero, se deberá comprobar que no haya impacto negativo en zonas sensibles en proximidad del vertimiento.

Las zonas sensibles a contaminación microbiológica, son cuerpos de agua marino-costeros usados para la producción y extracción de moluscos u otras especies hidrobiológicas<sup>12</sup> y para actividades recreacionales<sup>13</sup>.

El tiempo de transporte desde el punto de vertimiento más próximo a la zona sensible hasta el límite de la zona sensible, debe ser mayor que el tiempo de residencia mínimamente requerido para la reducción de la densidad de los coliformes termotolerantes a los niveles del Estándar de Calidad Ambiental correspondiente a la categoría de la zona sensible (categoría 1, subcategorías B1 o categoría 2, subcategoría 1 o 2, según corresponda):

$$T_t > T_{\text{residencia, min}}$$

donde,

$T_t$ ... es el tiempo de transporte desde la zona de vertimiento hasta el límite de zona sensible en horas, que se calcula con:

$$T_t = \frac{D}{U \cdot 3600}$$

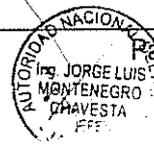
donde:

D es la distancia mínima de la zona de vertimiento hasta el límite de zona sensible, expresada en metros. En el caso de situaciones de flujo complejos con vectores de corriente que describen curvas, la distancia mínima deberá ser determinada siguiendo las curvas de los vectores, desde la zona de mezcla hasta el límite de las zonas de impacto.

U es el vector de velocidad con una frecuencia del 90 % desde la zona de mezcla hacia la zona sensible, en m/s. (es decir aquella velocidad que solamente en el 10 % de las mediciones fue

<sup>12</sup> Áreas habilitadas por la Dirección General de Extracción y Producción Pesquera para Consumo Humano Directo, Ministerio de Producción, para desarrollar actividades de acuicultura y áreas donde el Ministerio de Producción ha otorgado un derecho de uso acuicola.

<sup>13</sup> Aguas superficiales destinadas al uso recreativo de contacto primario por la Autoridad de Salud, incluyendo actividades como natación, esquí acuático, buceo libre, surf, canotaje, navegación en tabla a vela, mota acuática, pesca submarina, o similares. En tanto la Autoridad de Salud no determine las aguas superficiales destinadas a uso recreativo de contacto primario se deberá considerar como zona sensible una franja de 300 m desde la orilla de las playas según su definición en el artículo 1º de la Ley N° 26856. La distancia de 300 m de la orilla de playa es aplicado para la definición de zonas de actividades recreativas de contacto primario por varios países, entre ellos Brasil, y por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS, 1988).

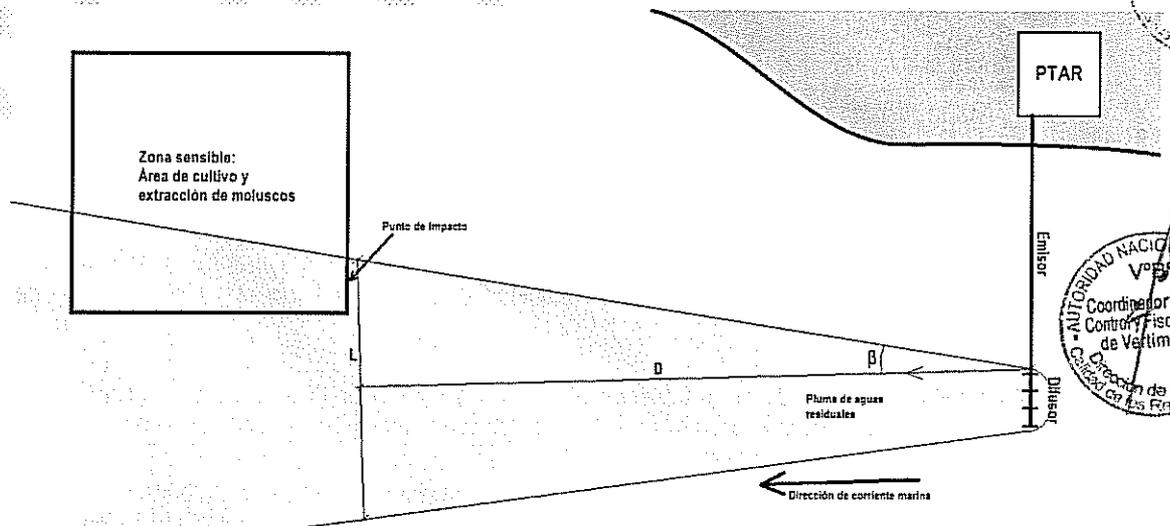
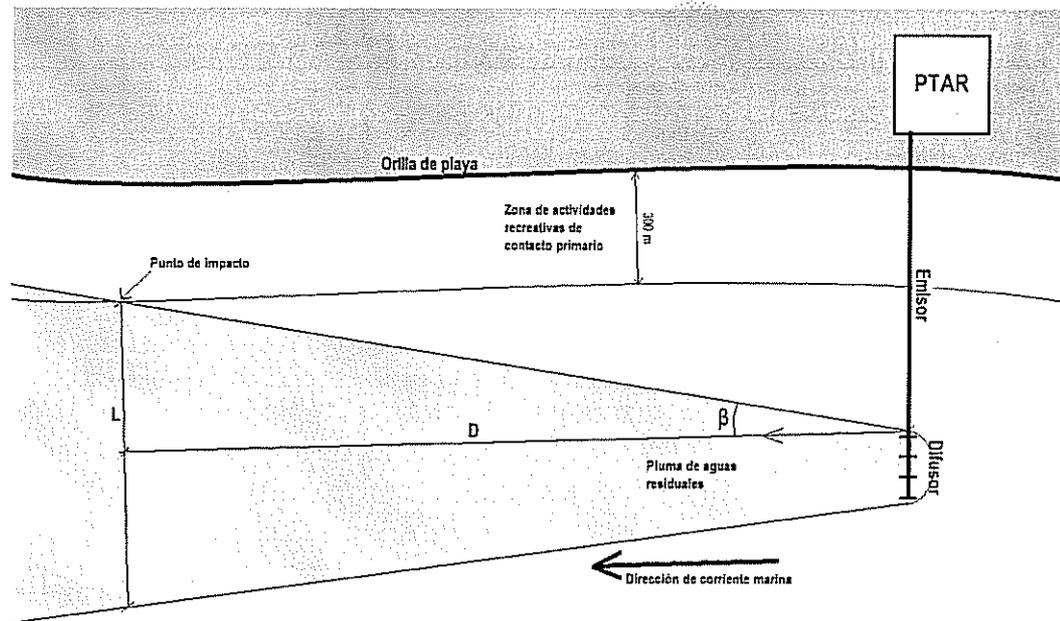




"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

superada). Esta velocidad deberá ser calculada mediante análisis estadístico de las velocidades determinadas en un estudio oceanográfico de corrientes o del modelamiento de las corrientes marinas descrito en el capítulo IV.2.1.

En la determinación de las zonas sensibles potencialmente impactadas y la evaluación del tiempo de transporte, se deberá considerar la dispersión horizontal de la pluma de aguas residuales que ocurre en el transporte horizontal por la corriente marina. Esto es de particular importancia en el caso que la corriente marina sea paralela al límite de la zona de impacto, situación frecuente con zonas recreativas de contacto primario y corriente paralela a la orilla de playa. En los siguientes gráficos, se representa como se deberá considerar la dispersión horizontal para la determinación de las zonas sensibles potencialmente impactados y de la distancia D:



donde:

D es la distancia desde el vertimiento hasta la zona de impacto en dirección de la corriente marina, expresada en metros.





L es el ancho de la pluma en la distancia D del vertimiento en metros, que se puede calcular con la ecuación de mezcla turbulenta de Brooks (1960), aplicando:

$$L = b \cdot \left( 1 + \frac{8 \cdot \alpha \cdot D}{U \cdot b^{2/3}} \right)^{3/2}$$

$\beta$  es el ángulo de dispersión horizontal en grados hexagesimales, que se calcula con:

$$\beta = \tan^{-1} \left( \frac{(L - b)}{2 \cdot D} \right)$$

$\alpha$  es el coeficiente de dispersión horizontal en  $m^{2/3}/s$ , que en zonas costeras de alta disipación de energía (como las costas del Perú) llega a valores de hasta  $0,0005 m^{2/3}/s$ .

b es el ancho de la pluma emergiendo a la superficie, el cual se puede calcular con las siguientes fórmulas:

- para una descarga vertical por un orificio único:

$$b = z_{max} \cdot \left[ 0,3 + 0,4 \cdot \left( \frac{U}{U_d} \right)^{1/3} \right]$$

donde:

$z_{max}$  es la elevación de ascenso máxima, en metros

En ambiente estratificado como se encuentra estacionalmente en los cuerpos marino-costeros del Norte del Perú, en estuarios o en proximidad de la desembocadura de ríos o canales:

$$z_{max} = 1,85 \cdot \left[ \frac{Q \cdot \Delta\rho \cdot H}{U \cdot \Delta\sigma} \right]^{1/3}$$

donde

Q es el caudal máximo de vertimiento, en  $m^3/s$ .

$\Delta\rho$  es la diferencia entre la densidad del agua natural y la densidad del efluente, en  $kg/L$ ; valor normal para agua marina y aguas residuales doméstico-municipales:  $1,0258 - 0,9995 = 0,0263 kg/L$

$\Delta\sigma$  es la variación de densidad en la columna de agua marina expresada en  $kg/L$  (diferencia de la densidad en profundidad de la descarga y en la superficie. Ejemplo: Salinidad=35 ppt, temperatura en superficie:  $22^\circ C$ , temperatura en el fondo:  $18^\circ C$ ,  $\Delta\sigma = 0,001141 kg/L$ ).

H es profundidad de descarga, en metros.

Cuando la ecuación anterior arroja un  $z_{max}$  que es mayor a la profundidad de descarga, el cuerpo receptor corresponde a un ambiente no estratificado, característico de los cuerpos marino-costeros del centro y sur del Perú. En este caso:

$$z_{max} = H$$

$U_d$  es la velocidad de la descarga,  $m/s$ , que se calcula con:

$$U_d = \frac{4 \cdot Q}{\phi^2 \cdot \pi}$$

U es la velocidad de corriente en el cuerpo receptor, en  $m/s$ .





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

- para emisores con difusores de orificios múltiples:

$$b = L_d \cdot \cos(90 - \gamma) + 0,5 \cdot H$$

donde:

$L_d$  es longitud del difusor, expresada en metros.

$\gamma$  es el ángulo en el plano horizontal entre el vector de la corriente marina -U- y el eje central del difusor, expresado en grados hexagesimales.

H es la profundidad promedio del difusor, expresada en metros.

$T_{residencia,min}$  es el tiempo de residencia mínimamente requerida para la reducción de la densidad de los coliformes totales o termotolerantes a los niveles del Estándar de Calidad Ambiental correspondiente, y se calcula con:

$$T_{residencia,min} = T_{90} \cdot \text{LOG}_{10}(C_{Mezcla} / C_{ECA})$$

$C_{ECA}$  ... es el Estándar de Calidad Ambiental para Agua de los coliformes termotolerantes según la categoría correspondiente a la zona sensible a contaminación microbiológica: 200 NMP/100mL en la categoría 1 subcategoría B1 para zonas de actividades recreativas de contacto primario, 14 NMP/100mL en la categoría 2 subcategoría 1 para zonas de extracción y cultivo de moluscos bivalvos o 30 NMP/100mL en la categoría 2 subcategoría 2 para zonas de extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas.

$T_{90}$  ... es la tasa de desaparición de coliformes termotolerantes, definida como el intervalo de tiempo requerido para la desaparición del 90% de los organismos remanentes. Muchos estudios de  $T_{90}$  indican un valor entre 1,0 y 3,0 horas. Los valores determinados para aguas relativamente cálidas han sido consistentemente menores que para aguas más frías. Sin embargo, el  $T_{90}$  no es constante sino varía considerablemente en función de la radiación solar (determinada por el ángulo solar, la cobertura nubosa, la profundidad y los sólidos en suspensión que influyen sobre la transparencia), de la temperatura y la salinidad del agua. Para la determinación del  $T_{90}$  de coliformes termotolerantes se recomienda la siguiente ecuación propuesta por el Ministerio de Obras Públicas y Transportes (Orden de 13 de julio de 1993 por la que se aprueba la Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar), que es aplicable para cuerpos receptores con una salinidad mayor a 30 g/L.

$$T_{90} = \frac{1}{\xi/60 \cdot (1-0,65 \cdot C^2) \cdot (1 - SST/800) + 0,02 \cdot 10^{(T-20)/35}}$$

donde:

$\xi$  es el ángulo del sol sobre el horizonte, en grados sexagesimales (valor mínimo: 0°; valor máximo: 90°).

C es la fracción del cielo cubierto por nubes, en tantos por uno (valor mínimo: 0; valor máximo: 1).

SST es la concentración promedio de sólidos en suspensión, en mg/L (valor máximo: 800).

T es la temperatura del agua, en °C.

Con esta ecuación se puede calcular valores de  $T_{90}$  horarios para determinadas características del cuerpo marino y de radiación solar.

Para la evaluación de un potencial impacto en una zona de actividades recreativas de contacto primario, se considera las características del cuerpo marino y de radiación solar de la temporada de playa (verano):  $T = 19^\circ\text{C}$  y  $C = 0$ . Los Sólidos Suspendidos se suponen con un valor relativamente alto de 50 mg/L. Con estos parámetros obtenemos los siguientes  $T_{90}$  variables en función del ángulo del sol sobre el horizonte y la hora de día:





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRRH, 50

Table with 4 columns: Hora, ξ, T90, 1/T90. Rows from 18:00 to 05:00.

Table with 4 columns: Hora, ξ, T90, 1/T90. Rows from 06:00 to 17:00.

En la tabla presentada, se puede observar la gran influencia de la radiación solar sobre la tasa de desaparición de coliformes termotolerantes, resultando en un T90 de 53,4 horas en la noche y 0,7 horas a mediodía.

T90 (promedio) = Tt / (1/T90,i + 1/T90,i+1 + ..... + 1/T90,i+Tt)

donde:

- T90,i es la tasa de desaparición de coliformes termotolerantes a las 18:00 horas.
T90,i+1 es la tasa de desaparición de coliformes termotolerantes a las 19:00 horas.
T90,i+Tt es la tasa de desaparición de coliformes termotolerantes a las 18:00+Tt horas.
..... representa todos los recíprocos de los T90 entre las 19:00 y 18:00+Tt horas.
Tt tiempo de transporte (o permanencia), en horas.

Esta metodología de cálculo del T90 supone las condiciones más críticas, considerando que las aguas residuales son vertidas en la noche y transportadas por la corriente marina hacia la zona de impacto en las condiciones ambientales menos favorables en términos de desaparición de coliformes (13 horas sin radiación solar).

Table with 2 columns: Tt, T90 (promedio). Rows for ≤ 13 horas, 16 horas, 18 horas, 24 horas.

Para la evaluación de un potencial impacto en una zona de producción y extracción de moluscos u otras especies hidrobiológicas se deberá considerar las características del cuerpo marino y de radiación solar de la estación de invierno, dado que son actividades que se realizan durante todo



Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

el año y las condiciones ambientales de invierno son las menos favorables en términos de desaparición de coliformes (alto grado de cobertura del cielo por nubes y bajas temperaturas del agua):  $T = 15^{\circ}\text{C}$  y  $C = 1$ ;  $\text{SST} = 50 \text{ mg/L}$ . Con estos parámetros y aplicando la metodología descrita en lo anterior, se obtiene los siguientes  $T_{90}$  promedios en función del tiempo de transporte (o permanencia)  $T_i$ :

$T_i$	$T_{90}$ (promedio)
$\leq 13$ horas	69,5
16 horas	22,1
18 horas	12,1
24 horas	8,4

Considerando que la mayoría de los modelos aplicados para la evaluación de la desaparición de coliformes son de tipo "estado permanente" y requieren un  $T_{90}$  constante, se recomienda aplicar un  $T_{90}$  promedio calculado para las 24 h:

$T_{90, \text{en } 24\text{h}} = 3,1$  horas para la evaluación del impacto en áreas de actividades recreativas de contacto primario.

$T_{90, \text{en } 24\text{h}} = 8,4$  horas para la evaluación del impacto en áreas de cultivo, producción y extracción de moluscos u otras especies hidrobiológicas.

Sin embargo, los valores de  $T_{90}$  indicados deberán ser evaluados para cada caso específico, según el siguiente detalle:

- Cuando las zonas sensibles a la contaminación microbiológica se encuentran en una distancia menor a un tiempo de transporte de 24 h, se deberá calcular los  $T_{90}$  horarios iniciando con la hora de puesta del sol (18:00 h) y consecuentemente el  $T_{90}$  promedio para el periodo que corresponde al tiempo de transporte desde la zona de vertimiento hasta el límite de zona sensible ( $T_i$ ).
- Cuando las características físicas del agua natural y las condiciones climáticas son diferentes a los supuestos para la determinación de los valores  $T_{90}$  indicados (Verano:  $T = 15^{\circ}\text{C}$  y  $C = 1$ ;  $\text{SST} = 50 \text{ mg/L}$ , Invierno:  $T = 19^{\circ}\text{C}$  y  $C = 0$ ;  $\text{SST} = 50 \text{ mg/L}$ ), se deberá determinar el  $T_{90}$  para las condiciones específicas del caso evaluado.

$C_0$  es la densidad de coliformes termotolerantes después de la dilución inicial en la zona de mezcla y de la dispersión horizontal desde la zona de mezcla hasta el límite de la zona sensible. Se calcula con:

$$C_0 = \frac{C_{\text{coli, term, vert}}}{S_a \cdot C_0/C_T}$$

$C_{\text{coli, term, vert}}$  es la densidad máxima de coliformes termotolerantes estimada o medida en las aguas residuales tratadas (el valor característico en aguas residuales municipales es 10<sup>7</sup>).

$S_a$  es la dilución inicial calculado según el capítulo IV.4.1 o IV.4.2, según corresponda, o con modelo numérico.

$C_0/C_T$  es el factor de dispersión horizontal que está en función del régimen de corrientes locales y la dispersión turbulenta (mezcla lateral causada por corrientes turbulentas). Brooks (1960), ha desarrollado un modelo que caracteriza adecuadamente estos procesos. La dispersión horizontal después de que la pluma emerge a la superficie se calcula según Brooks (1960) por:





ANA	FOLIO N°
DGCRH	51

$$C_v/C_T = \sqrt{\frac{\left(1 + \frac{13 \cdot T_1}{b^{2/3}}\right)^3 - 1}{1,5}}$$

b es el ancho de la pluma emergiendo a la superficie, el cual se puede calcular con las siguientes fórmulas:

- para una descarga vertical por un orificio único:

$$b = z_{\max} \cdot \left[ 0,3 + 0,4 \cdot \left( \frac{U}{U_d} \right)^{1/3} \right]$$

donde:

$z_{\max}$  es la elevación de ascenso máxima, en metros

En ambiente estratificado como se encuentra estacionalmente en los cuerpos marino-costeros del Norte del Perú, en estuarios o en proximidad de la desembocadura de ríos o canales:

$$\text{donde } z_{\max} = 1,85 \cdot \left[ \frac{Q \cdot \Delta\rho \cdot H}{U \cdot \Delta\sigma} \right]^{1/3}$$

Q es el caudal máximo de vertimiento, en m<sup>3</sup>/s.

$\Delta\rho$  es la diferencia entre la densidad del agua natural y la densidad del efluente, en kg/L; valor normal para agua marina y aguas residuales doméstica-municipales: 1,0258-0,9995=0,0263 kg/L

$\Delta\sigma$  es la variación de densidad en la columna de agua marina expresada en kg/L (diferencia de la densidad en profundidad de la descarga y en la superficie. Ejemplo: Salinidad=35 ppt, temperatura en superficie: 22°C, temperatura en el fondo: 18°C,  $\Delta\sigma=0,001141$  kg/L).

H es profundidad de descarga, en metros.

Cuando la ecuación anterior arroja un  $z_{\max}$  que es mayor a la profundidad de descarga, el cuerpo receptor corresponde a un ambiente no estratificado, característico de los cuerpos marino-costeros del centro y sur del Perú. En este caso:

$$z_{\max} = H$$

$U_d$  es la velocidad de la descarga, m/s, que se calcula con:

$$U_d = \frac{4 \cdot Q}{\phi^2 \cdot \pi}$$

U es la velocidad de corriente en el cuerpo receptor, en m/s.

- para emisores con difusores de orificios múltiples:

$$b = L_d \cdot \cos(90 - \gamma) + 0,5 \cdot H$$

donde:

$L_d$  es longitud del difusor, expresado en metros.

$\gamma$  es el ángulo en el plano horizontal entre el vector de la corriente marina -U- y el eje central del difusor, en grados hexagesimales.

H es la profundidad promedio del difusor, expresada en metros.



*[Handwritten signature]*



"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

En el caso que el tiempo de transporte de la zona de vertimiento hasta el límite de zona sensible es menor del tiempo de residencia mínimamente requerido para la reducción de la densidad de los coliformes termotolerantes a los niveles del Estándar de Calidad Ambiental, es decir:

$$T_t < T_{residencia,min}$$

, será necesario aumentar la distancia del difusor de la zona sensible, para incrementar el tiempo de transporte o, alternativamente, reduciendo la carga microbiológica del vertimiento proyectando los sistemas de tratamiento correspondientes. Nótese que no se podrá prever la cloración de aguas residuales de alta carga orgánica considerando el alto riesgo de formación de trihalometanos y los consiguientes impactos en el medio ambiente acuático.

#### IV.6. Modelos numéricos para la determinación de la extensión de la zona de mezcla y de la dilución inicial

La evaluación del impacto de un vertimiento de aguas residuales a un cuerpo de agua natural marino-costero en el marco del diseño final de emisores submarinos, debe ser realizado mediante modelos numéricos específicos, dado que los modelos matemáticos descritos en los capítulos antecedentes son aplicables solamente para la evaluación de la factibilidad de alternativas técnicas de diseño del emisor y para la evaluación referencial de los resultados de los modelos numéricos.

A tal propósito, se recomienda los modelos de simulación auspiciados por el Centro para el Modelamiento de Evaluación de la Exposición (Center for Exposure Assessment Modeling – CEAM) de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA), el cual distribuye programas (*software*) aptos para determinar la dilución inicial de aguas residuales vertidas a cuerpos receptores marinos, la extensión de la zona de mezcla inicial, la temperatura del agua en el límite de la zona de mezcla y el decaimiento de los coliformes en el campo lejano. Entre estos modelos de simulación, se cuenta con el software libre Visual Plumes<sup>14</sup> (USEPA, 2003) y el software CORMIX (Cornell Mixing Zone Expert System), el cual se basa en los principios, criterios y metodología establecida en el estudio "Dispersion in Hydrologic and Coastal Environments" de Norman H. Brooks y el estudio "Dilution Models for Effluent Discharges" de D.J. Baumgartner, W.E. Frick y P.J. W. Roberts. También puede hacerse uso de otro modelo de simulación aplicable para la simulación de los procesos hidrodinámicos en cuerpos de agua marino-costeros.

Mediante el modelamiento, debidamente sustentado en todos los variables y constantes aplicados, se deberá comprobar que el diseño del difusor submarino proporciona una dilución inicial mínima -S<sub>a</sub>- que es mayor a la dilución requerida -S<sub>max</sub>- para respetar los ECA-Agua en el límite de la zona de mezcla, es decir, en la superficie o en el punto de altura máxima de la subida en un ambiente estratificado (punto de emergencia del efluente) o en el lecho marino, cuando se trata de aguas residuales de menor densidad que el agua de mar:

$$S_a \geq S_{max}$$

La dilución -S<sub>max</sub>- requerida es calculada según lo indicado en el capítulo IV.3 para todos los parámetros críticos (identificados según lo expuesto en el capítulo I.2).

En el caso que el diseño del difusor submarino no proporciona una dilución inicial suficiente, es decir:

$$S_a < S_{max}$$

<sup>14</sup> Visual Plumes está disponible con licencia libre en <http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/visual-plumes>





PERÚ

Ministerio de  
Agricultura y Riego

Autoridad Nacional  
del Agua

Dirección de Gestión de Calidad  
de los Recursos Hídricos

"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

ANA	FOLIO N°
DGCRH	52

, se deberá incrementar el número de orificios, la distancia entre ellos, la longitud del difusor submarino ubicándolo a mayor profundidad, o disminuir el diámetro de los orificios. En su defecto, se deberá prever mecanismos que permiten reducir el caudal o las concentraciones del efluente.

Para vertimientos de efluentes con carga microbiológica a un cuerpo de agua marino-costero, es necesario comprobar que no haya impacto negativo en zonas sensibles en proximidad del vertimiento.

Las zonas sensibles a contaminación microbiológica, son cuerpos de agua marino-costeros usados para la producción y extracción de moluscos u otras especies hidrobiológicas<sup>15</sup> y para actividades recreacionales de contacto primario<sup>16</sup>. La tasa de desaparición de coliformes -T<sub>90</sub>- definida como el intervalo de tiempo requerido para la desaparición del 90% de los organismos remanentes deberá ser determinada según lo expuesto en el capítulo IV.5. En el caso que la simulación de las condiciones de corriente más críticas demuestre que la calidad del agua en el límite de zonas sensibles no cumple con los estándares de calidad de coliformes termotolerantes u otros organismos indicadores, según la categoría correspondiente a la zona sensible, será necesario aumentar la distancia del difusor de la zona sensible, para incrementar el tiempo de transporte.

En el caso del vertimiento de salmueras de plantas de osmosis inversa, el modelo numérico elaborado deberá comprobar que la dilución inicial sea mayor a 20, para que la diferencia máxima de la salinidad de 4 g/L con respecto a la salinidad natural en el límite de la zona de mezcla. El delta de salinidad de 4 g/L, es el estándar recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos para la protección de los ecosistemas bentónicos.

En el caso del vertimiento de aguas de alta temperatura se deberá comprobar que la dilución inicial sea mayor que la dilución requerida para el cumplimiento de los ECA-Agua de los parámetros críticos y adicionalmente, que el incremento de temperatura en el límite de la zona de mezcla no se mayor de 3°C con relación a la temperatura natural del agua.

En el caso de emisores submarinos instalados en proximidad de bahías, la parte final del emisor submarino (difusor) debe estar ubicado fuera de la bahía, asegurando que el vertimiento no retorne a ella, en ningún nivel de la columna de agua. Esto deberá ser demostrado mediante la modelación numérica de la dilución inicial y del transporte horizontal alejado de la zona de mezcla.

Igualmente que para los modelos matemáticos, en la aplicación de modelos numéricos se deberá calcular la dilución inicial y la extensión de la zona de mezcla en las condiciones más críticas:

- Para la evaluación de la extensión máxima de la zona de mezcla: corriente horizontal máxima (velocidad a una frecuencia del 90 %, es decir que solamente en el 10 % de las mediciones es superada) en las direcciones de flujo predominantes en las diferentes estaciones del año, concentraciones en las aguas residuales máximas y caudal del efluente máximo horario.
- Para la evaluación de la dilución inicial mínima: estratificación máxima de la densidad del cuerpo receptor, corriente horizontal mínima (velocidad a una frecuencia del 10 %, es decir, que en el 90 % de las mediciones es superada), concentraciones en las aguas residuales máximas y caudal del efluente máximo horario.

<sup>15</sup> Áreas habilitadas por la Dirección General de Extracción y Producción Pesquera para Consumo Humano Directo, Ministerio de Producción, para desarrollar actividades de acuicultura y áreas donde el Ministerio de Producción ha otorgado un derecho de uso acuícola.

<sup>16</sup> Aguas superficiales destinadas al uso recreativo de contacto primario por la Autoridad de Salud, incluyendo actividades como natación, esquí acuático, buceo libre, surf, canotaje, navegación en tabla a vela, mota acuática, pesca submarina, o similares. En tanto la Autoridad de Salud no determine las aguas superficiales destinadas a uso recreativo de contacto primario se deberá considerar como zona sensible una franja de 300 m desde la orilla de las playas según su definición en el artículo 1º de la Ley N° 26856. La distancia de 300 m de la orilla de playa es aplicado para la definición de zonas de actividades recreativas de contacto primario por varios países, entre ellos Brasil, y por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS, 1988).



Handwritten signature





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

- Para la evaluación del impacto de vertimientos con carga microbiológica en áreas acuáticas donde se desarrollan actividades recreativas de contacto primario: vector de corriente con una frecuencia del 90% en dirección de la zona sensible, temperatura del agua: valor mínimo medido en la época de verano y nubosidad nula(C=0).
- Para la evaluación del impacto de vertimientos con carga microbiológica en áreas acuáticas donde se cultivan moluscos bivalvos u otras especies hidrobiológicas: vector de corriente con una frecuencia del 90% en dirección de la zona sensible, temperatura del agua: valor mínimo anual y nubosidad del 100% (C=1).

#### IV.7. Criterios para el control de los impactos del vertimiento en el cuerpo natural de agua

En lo siguiente se describen los criterios generales para establecer el programa de control de los impactos del vertimiento en los cuerpos naturales de agua, el cual comprende la determinación de las cargas contaminantes en las aguas residuales tratadas, así como de la calidad del agua superficial:

- La ubicación del punto de control de las cargas de las aguas residuales tratadas es seleccionada de modo que permita la caracterización del efluente vertido y la toma de muestra en condiciones seguras. De ser necesario se preverá la instalación de un pozo entre la salida de la planta de tratamiento y el punto de vertido, que permita el fácil acceso y la toma de muestras de aguas residuales tratadas.
- Los puntos de control de cumplimiento de los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, estarán ubicados en el límite de la zona de mezcla en el cuerpo receptor, considerando los siguientes criterios:
  - Por lo menos cuatro puntos en las cuatro direcciones alrededor de emisor submarino en el límite de la zona de mezcla determinada mediante la modelación numérica. La toma de muestra debe ser realizada en las siguientes profundidades:
    - Para aguas residuales de menor densidad que las aguas marinas (aguas residuales generadas en el uso de agua dulce como las aguas residuales doméstica-municipales):
      - Cuerpo de agua sin estratificación vertical de la densidad (característica de los cuerpos marino-costeros del centro y sur del Perú): en la superficie.
      - Cuerpo de agua con estratificación vertical de la densidad (característica de cuerpos marino-costeros del extremo norte del Perú, estuarios o en la proximidad de desembocaduras de ríos o canales de agua dulce): en la superficie y adicionalmente en la profundidad que corresponde a la altura máxima del ascenso de la pluma de aguas residuales (punto de emergencia del efluente).
    - Para aguas residuales de igual densidad que las aguas marinas (aguas residuales generadas en el uso de aguas saladas como por ejemplo las aguas de bombeo de la industria de aceite y harina de pescado o las aguas de lavado de pescado generadas en el procesamiento de pescado para el consumo directo): en la superficie y adicionalmente en la profundidad media del cuerpo receptor (H/2).
    - Para aguas residuales de mayor densidad que las aguas marinas (salmueras de los procesos de desalinización de agua marina mediante la tecnología de osmosis inversa, agua de formación generada en la explotación de petróleo o gas, agua residual de la industria de sales minerales): aprox. 1,0 m sobre el fondo de mar.
  - En caso de vertimientos al mar de aguas residuales que contienen patógenos (aguas residuales domésticas-municipales), se prevé varios puntos ubicados en el límite de las zonas sensibles a





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

la contaminación microbiológica, tales como zonas de cultivo y extracción de moluscos<sup>17</sup> y zonas de actividades recreativas<sup>18</sup>. La toma de muestra deberá ser realizada en la superficie del cuerpo de agua marino-costero. Sin embargo, en el caso de zonas de cultivo y extracción de moluscos y un cuerpo de agua con estratificación vertical de la densidad, la toma de muestra debe ser realizada en la superficie, y adicionalmente en la profundidad que corresponde a la altura máxima del ascenso de la pluma de aguas residuales (punto de emergencia del efluente).

- En el caso del vertimiento de aguas residuales de alta temperatura, como las aguas de refrigeración de plantas termoeléctricas, las salmueras de los procesos de desalinización de agua marina mediante la tecnología de destilación multi-etapa (multi-stage flash distillation - MFS), las aguas de la columna barométrica o las aguas de cola de las industrias pesqueras, se deberá establecer un punto adicional a fuera del área de influencia del vertimiento (aguas arriba y en una distancia de aproximadamente 3 veces el diámetro de la zona de mezcla) donde se determinará la temperatura del agua en condiciones naturales. El valor determinado será comparado con las mediciones realizadas en el límite de la zona de mezcla con el criterio  $\Delta_{Temp} \leq 3^{\circ}C$ .

Los parámetros de control en el efluente y cuerpo receptor deberían ser coherentes, tratando en lo posible que sean los mismos. La lista de parámetros comprende los parámetros de campo (pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y temperatura), los parámetros recomendados para las diferentes actividades y categorías ECA-Agua del cuerpo de agua natural en la Tabla N° 2, capítulo I.2, los parámetros para los que el sector correspondiente haya definido un Límite Máximo Permissible y, adicionalmente sustancias químicas usadas y generadas en el proceso productivo y sus posibles productos de reacción o degradación, que están indicados en los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua, en la categoría perteneciente.

- Para poder determinar la carga contaminante en el efluente y en el cuerpo receptor en cada toma de muestra, se deberá determinar el caudal horario de aguas residuales vertidas mediante el dispositivo de medición instalado o en su defecto mediante una metodología manual (correntómetro, balde o flotador).
- Cabe precisar que la toma muestra de aguas residuales se efectúa en conformidad con los Protocolos de Monitoreo de Efluentes publicados por el sector correspondiente y en los puntos de control en el cuerpo receptor según el Protocolo Nacional de Monitoreo de Calidad de los Cuerpos Naturales de Agua Superficiales aprobado mediante R.J. N° 182-2011-ANA por la Autoridad Nacional del Agua (ANA).
- La frecuencia de control de las cargas contaminantes en el efluente y de la calidad del cuerpo natural de agua es determinada en función del caudal de aguas residuales vertidas:

Volumen anual (m <sup>3</sup> )	Nº de monitoreos por año*
< 300 000	1
300 000-3 000 000	2
3 000 000-9 000 000	4
>9 000 000	12

<sup>17</sup> Áreas habilitadas por la Dirección General de Extracción y Producción Pesquera para Consumo Humano Directo, Ministerio de Producción, para desarrollar actividades de acuicultura y áreas donde el Ministerio de Producción ha otorgado un derecho de uso acuícola.

<sup>18</sup> Aguas superficiales destinadas al uso recreativo de contacto primario por la Autoridad de Salud, incluyendo actividades como natación, esquí acuático, buceo libre, surf, canotaje, navegación en tabla a vela, mota acuática, pesca submarina, o similares. En tanto la Autoridad de Salud no determine las aguas superficiales destinadas a uso recreativo de contacto primario se deberá considerar como límite de las zonas de actividades recreativas una línea paralela a la orilla de las playas según su definición en el artículo 1º de la Ley N° 26856 en una distancia de 300 m desde la orilla.



Handwritten signature





*"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"*  
*"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"*

(\*) En el caso de vertimientos realizados por actividades estacionales, los monitoreos deberán ser realizados en el periodo de producción.

La toma de muestra del agua residual y del cuerpo natural de agua, debe ser realizada en la misma fecha.

*BOBADO*





PERÚ

Ministerio de  
Agricultura y Riego

Autoridad Nacional  
del Agua

Dirección de Gestión de Calidad  
de los Recursos Hídricos

"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

ANA	FOLIO N°
DGCRH	54

# PARTE V. ANEXOS

**BORRADOR**





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

### ÍNDICE DE LA PARTE V

V.1. Glosario de términos ..... 98

V.2. Bibliografía ..... 103

BORRADOR





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

ANA	FOLIO N°
DGCRH	55

V.1. Glosario de términos

**Administrado:** Persona natural o jurídica que presenta ante la autoridad competente la solicitud de aprobación del instrumento de gestión ambiental o la autorización de vertimiento de aguas residuales.

**Afluente:** Agua residual que ingresa a una planta de tratamiento de aguas residuales o proceso de tratamiento.

**Agua de bombeo:** Es el agua de mar empleada en el trasvase de materia prima desde la chata a la planta de procesamiento.

**Agua de cola:** Fracción líquida obtenida a partir del licor de prensa después de haber eliminado gran parte de los sólidos en suspensión y de la materia grasa.

**Agua salina:** Agua que se encuentra en los océanos y mares, incluye las aguas de transición.

**Agua salobre:** Agua de los acuíferos caracterizada por su alta concentración de sales minerales disueltas, en cantidades mayores a las del agua dulce pero menores a las del agua salina.

**Aguas continentales:** Son cuerpos de aguas permanentes que comprenden las aguas superficiales dulces y subterráneas, situados hacia tierra.

**Aguas desalinizadas:** Aguas obtenidas del proceso de extracción de las sales disueltas en el agua de mar, salinas o salobres, hasta alcanzar los valores aceptables para el requerimiento de un uso determinado.

**Aguas marinas:** Son cuerpos de agua que se encuentran en mares y océanos.

**Aguas residuales domésticas:** Aguas residuales de origen residencial, comercial e institucional que contienen desechos fisiológicos y otros provenientes de la actividad humana (preparación de alimentos, aseo personal).

**Aguas residuales industriales:** Aguas residuales originadas como consecuencia del desarrollo de un proceso productivo, incluyéndose a las provenientes de la actividad minera, agrícola, pesquera, energética, agroindustrial, entre otras.

**Aguas residuales municipales:** Aguas residuales domésticas que pueden incluir la mezcla con aguas de drenaje pluvial o con aguas residuales de origen industrial recolectadas en los sistemas de alcantarillado de tipo combinado.

**Aguas residuales:** Aquellas aguas cuyas características originales han sido modificadas por actividades antropogénicas, que tengan que ser vertidas a un cuerpo natural de agua o reusadas y que por sus características de calidad requieran de un tratamiento previo.

**Bahía:** Bahía que por sus características morfológicas, el largo de la bocana de ingreso a la bahía en relación a las dimensiones de la misma, permite la renovación de sus aguas principalmente durante las mareas ascendentes y descendentes que tienen un periodo en nuestras costas de aproximadamente seis horas (marea semi-diurna) y aquellas cuyas velocidades de las corrientes marinas son predominantemente menores o iguales a 5 cm por segundo.

**Caja de registro:** Espacio incluido en el tramo del emisor por donde pasan uno o más efluentes a su destino final.

**Calibración:** Calibración de instrumentos: comparación de la lectura de un instrumento generado por un patrón o estándar conocido con el objetivo de realizar los ajustes que eliminen desviaciones o desajustes instrumentales. Calibración de modelos de simulación de la calidad del agua: La calibración es el ajuste iterativo de las constantes de las ecuaciones matemáticas, hasta que el modelo simule los datos medidos con un error mínimo.



*[Handwritten signature]*





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

**Caracterización ambiental:** Es la descripción del ambiente en los aspectos físicos, químicos, biológicos, entre otros.

**Caudal medio anual:** Promedio de los caudales promedio diarios en un período de 365 días.

**Caudal promedio diario:** Es el promedio de los caudales para un período de 24 horas.

**Caudal promedio horario:** Es el promedio de los caudales para un período de 1 hora.

**Caudal:** Es la cantidad de agua que pasa por una sección determinada en una unidad de tiempo.

**Ciclo hidrológico:** Es un proceso continuo en el que una partícula de agua evaporada de un cuerpo de agua retorna después de pasar por las etapas de precipitación, escorrentía superficial y/o escorrentía subterránea.

**Ciclo de oxígeno:** Procesos químicos, físicos y biológicos que determinan las concentraciones de oxígeno disuelto en un cuerpo natural de agua, los cuales son: consumo de oxígeno por oxidación microbiológica de carbono orgánico, reaeración en la superficie del cuerpo de agua, nitrificación, desnitrificación, sedimentación, producción y respiración de oxígeno por algas, dilución por tributarios y consumo bental de oxígeno.

**Ciclo de nitrógeno:** Procesos químicos, físicos y biológicos que determinan las concentraciones de nitrógeno en sus diferentes formas en un cuerpo natural de agua, los cuales son: hidrólisis, nitrificación, desnitrificación, sedimentación, asimilación en algas, dilución por tributarios y descomposición de materia orgánica en los sedimentos.

**Conductividad:** Es un parámetro que mide la cantidad de iones disueltos en el agua, el cual se expresa en micro siemens por centímetro ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

**Cuenca hidrográfica:** Porción de territorio drenada por un único sistema de drenaje natural.

**Cuerpo de agua natural léntico:** Son cuerpos de aguas continentales caracterizados por bajas velocidades de corrientes y altas frecuencias de intercambio del volumen almacenado, cuales lagos, lagunas, embalses, entre otros.

**Cuerpo de agua natural lótico:** Son cuerpos de aguas continentales caracterizados por corrientes unidireccionales continuas, cuales ríos, quebradas, entre otros.

**Cuerpo de agua natural marino-costero:** Son cuerpos de agua que se encuentran en mares y océanos.

**Cuerpo de agua:** Extensión de agua, tal como un río, lago, mar u océano que cubre parte de la Tierra. Algunos cuerpos de agua son artificiales, como los embalses, aunque la mayoría son naturales. Pueden contener agua salada o dulce.

**Cuerpo hídrico receptor:** Medio acuático, terrestre, atmosférico que recepciona efluentes líquidos, sólidos o gaseosos.

**DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno):** Cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para la estabilización de la materia orgánica bajo condiciones de tiempo y temperatura específicos (generalmente 5 días y a  $20^{\circ}\text{C}$ ).

**DBO soluble:** Ensayo de DBO determinada en una muestra que ha sido sometida a filtración.

**DBO última:** Cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para la estabilización de la materia orgánica en el largo plazo (generalmente 20 días a  $20^{\circ}\text{C}$  con inhibición de la nitrificación).

**Desembocadura:** Es la parte más baja de un cuerpo de agua (quebrada, río), donde vierte sus aguas a un lago o mar.

**Dinámica:** Es el proceso por el que la acción de los ríos modifica de alguna manera el relieve terrestre y el propio trazado. Es un concepto fundamental en el análisis de la hidrografía, en especial, en el estudio de las aguas continentales.



"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N° and 2 rows: DGCRH, 56

Efluente: Agua residual que sale de una planta o un proceso de tratamiento.

Embalse: Extensión de agua formada en el lecho de un río o arroyo cuando, con algún medio físico, se cierra parcialmente o totalmente su cauce.

Emisor submarino: Conducto subacuático que lleva los efluentes a su disposición final en el mar.

Época de avenida: Mes del año en el cual el caudal mensual promedio llega a su máximo.

Época de estiaje: Mes del año en el cual el caudal mensual promedio llega a su mínimo.

Estación Hidrométrica: Estación en la cual se obtienen datos sobre el agua de ríos, lagos y embalses, referidos a uno o más de los elementos siguientes: nivel, transporte y depósito de los sedimentos, temperatura del agua y otras propiedades físicas y químicas del agua, características de la capa de hielo.

Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para Agua: Es el nivel de concentración máximo de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en los recursos hídricos superficiales; que no presenta riesgo significativo para la salud de las personas ni al ambiente. Los estándares aprobados son aplicables a los cuerpos de agua del territorio nacional en su estado natural y son obligatorios en el diseño de las normas legales y las políticas públicas, siendo un referente obligatorio en el diseño y aplicación de todos los instrumentos de gestión ambiental.

Estero: Canal angosto y somero por donde ingresan y salen las mareas a un río.

Estuario: Parte más ancha y profunda en la desembocadura de los ríos, en los mares abiertos o en los océanos, en aquellas áreas donde las mareas tienen mayor amplitud u oscilación.

Estudio de Impacto Ambiental (EIA): Estudio que evalúa y describe las características físicas, químicas y biológicas y socio económicas existentes en el área de influencia del proyecto previas a la ejecución de la actividad; identificando los impactos y las medidas de mitigación a aplicar una vez iniciadas las actividades de producción. A fin de lograr el desarrollo sostenible de la actividad en armonía con la protección del ambiente.

Fiscalización: Facultad de investigar la comisión de posibles infracciones administrativas sancionables y, si fuera el caso, imponer sanciones por el incumplimiento de obligaciones derivadas de los instrumentos de gestión ambiental, así como de las normas ambientales como son los Límites Máximos Permisibles y/o Estándar de Calidad Ambiental (ECA).

Frecuencia de control: Es la periodicidad del monitoreo de la carga contaminante en el efluente y de la calidad del cuerpo natural receptor del vertimiento.

Hidro-oceanográficas: Son los procesos biológicos, físicos, geológicos y químicos que se dan en los mares y en los océanos.

Hidrodinámica: Movimiento de agua natural o de una pluma de aguas residuales, es la dinámica del agua, en la que se considera la velocidad, presión, flujo y gasto del fluido.

Hidrografía: Descripción y estudio sistemático de los diferentes cuerpos de agua planetarios, en especial, de las aguas continentales. En el estudio de las aguas continentales, las características hidrográficas más importantes de los ríos, son el caudal, cuenca, vertiente hidrográfica, cauce o lecho, régimen fluvial, régimen, dinámica fluvial, erosión, sedimentación fluvial, tipos de valles y pendientes.

Índice de intercambio de agua: Corresponde al caudal anual promedio en la salida de la laguna y lago. En el caso de un vertimiento a una bahía el índice de intercambio de agua corresponde al caudal anual promedio de los ríos y quebradas tributarios a la bahía evaluada.

In-situ: En el lugar, en el sitio.

Instrumento de Gestión Ambiental: Mecanismos diseñados para posibilitar la ejecución de la política ambiental, sobre la base de los principios establecidos en la Ley. Constituyen medios operativos que son diseñados, normados y aplicados con carácter funcional o complementario, para efectivizar el



Handwritten initials 'BB'





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

cumplimiento de la Política Nacional Ambiental y las normas ambientales que rigen en el país. Incluye, por ejemplo, Estudios de Impacto Ambiental (EIA) y Planes de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA).

**Lago o laguna:** Una masa de agua dulce o salada, más o menos extensa, que se encuentra alejada del mar y que está caracterizada por bajas velocidades de corrientes y altas frecuencias de intercambio del volumen almacenado.

**Límite Máximo Permisible (LMP):** Medida de la concentración o del grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos que caracterizan a un efluente o una emisión, que corresponde a los niveles de tratamiento de aguas residuales alcanzables con las mejores técnicas disponibles y técnica y económicamente viables. Su determinación corresponde al Ministerio del Ambiente y su cumplimiento es exigible legalmente por el Ministerio del Ambiente y los organismos que conforman el Sistema Nacional de Gestión Ambiental.

**Línea de base:** Caracterización del ambiente antes de la implementación del proyecto o actividad.

**Mar:** Masa de agua salada de tamaño inferior al océano.

**Métodos normalizados:** Comprobación de que el laboratorio domina el ensayo y lo utiliza correctamente.

**Muestra de agua:** Porción representativa del efluente o cuerpo hídrico receptor que es colectada a fin de conocer sus características físicas, químicas y biológicas.

**Muestra simple o puntual:** Es la que se toma en un tiempo y lugar determinado para su análisis individual. Representa la composición del agua residual para un lugar, tiempo y circunstancia en la que fue recolectada la muestra.

**Muestras compuestas:** Consiste en la toma de muestras de volúmenes iguales a intervalos específicos a lo largo de un periodo establecido. Las combinaciones de estas muestras forman muestras combinadas o compuestas.

**Muestreo de agua:** Es una herramienta del monitoreo. Su función básica es la extracción de una parte del cuerpo de agua para determinar sus características y condiciones actuales.

**Multiparámetro:** Instrumento puede medir simultáneamente varios parámetros como pH, temperatura, conductividad, TDS y Oxígeno disuelto.

**Orificio:** Es la salida a través de la cual sale el agua residual del emisor submarino.

**Oxígeno disuelto:** Concentración de oxígeno en el agua que depende de la temperatura y la presión atmosférica, condicionante para el desarrollo de la vida acuática.

**Parámetros de calidad:** Compuestos, elementos, sustancias, indicadores y propiedades físicas, químicas y biológicas de interés para la determinación de la calidad de agua.

**Planta de tratamiento de aguas residuales:** Infraestructura y procesos que permiten la reducción de las concentraciones de las sustancias y de las densidades de patógenos contenidos en las aguas residuales.

**Preservante químico:** Es una solución química que inhibe y/o estabiliza la muestra para conservar las características de la muestra de agua residual hasta el momento del análisis.

**Programa de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA):** Es un conjunto de métodos, medidas, procedimientos, acciones e inversiones que son necesarios para la incorporación de adelantos tecnológicos y científicos, a fin de evitar o mitigar a niveles tolerables el impacto negativo al ambiente.

**Punto de control:** Representa aquel lugar definido por sus coordenadas geográficas y establecido en un cuerpo de agua o en un vertimiento de aguas residuales para llevar a cabo la evaluación de su calidad y cantidad, como parte de las actividades de fiscalización de vertimientos y/o reusos de aguas residuales.

**Punto de Monitoreo:** Es la ubicación geográfica de un punto, donde se realiza la evaluación de la calidad y cantidad en un cuerpo natural de agua en forma periódica, en el marco de las actividades de vigilancia.



"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

Table with 2 columns: ANA, FOLIO N°. Row 1: DGCRH, 57

Quebrada, riachuelo y arroyo: Corriente natural de agua que normalmente fluye con continuidad, pero que, a diferencia de un río, tiene escaso caudal, que puede desaparecer durante el estiaje.

Recurso hídrico: Recurso natural renovable que fluyen en los cuerpos naturales de agua continental y marino. También son los bienes naturales asociados al agua, por ejemplo: los cauces de los ríos, playas, lechos y riberas, barriales, bienes artificiales como presas, canales, entre otras.

Reuso de agua residual tratada: Reutilización de aguas residuales, previamente tratadas, resultantes de las actividades antropogénicas.

Río: Corriente natural de agua que fluye con continuidad. Posee un caudal determinado y desemboca en el mar, en un lago o en otro río.

Salmueras: Aguas residuales generadas como producto del proceso de desalinización de agua, caracterizadas por su alto contenido de sales.

Tasa de desoxigenación carbonácea: Se refiere a la degradación de la materia orgánica carbonácea, como resultado del proceso de oxidación húmeda que se lleva a cabo mediante los microorganismos presentes.

Tasa de reaeración del río: La reaeración puede definirse como el proceso de absorción del oxígeno atmosférico por parte del agua en movimiento.

Transecto: Es una banda de puntos de muestreo en los cuales se toman los datos definidos previamente.

Tratamiento primario: Tipo de tratamiento que remueve los materiales sedimentables y materia flotante persistente, usando tratamiento físico o físico-químico. También se incluyen en estos tratamientos la neutralización del pH y la eliminación de contaminantes volátiles como el amoníaco (desorción).

Tratamiento secundario: Tipo de tratamiento que reduce las demandas biológicas de oxígeno mediante la descomposición de los contaminantes orgánicos. Puede incluir procesos biológicos y químicos. El procedimiento secundario más habitual es un proceso biológico en el que se facilita que bacterias aerobias oxiden la materia orgánica que llevan las aguas. El tratamiento secundario incluye también una etapa final de separación de los lodos mediante filtración, decantación o sedimentación.

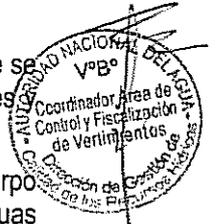
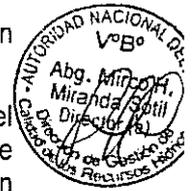
Tratamiento terciario: Tipo de tratamiento que reduce las concentraciones de contaminantes específicos a niveles inferiores que los alcanzables con el tratamiento secundario. Frecuentemente se prevé tratamiento terciario para la remoción de fósforo, nitrógeno, minerales, metales pesados, virus, bacterias, parásitos, compuestos orgánicos, etc. Es un tipo de tratamiento más costoso que los anteriores y se usa en casos especiales como por ejemplo para purificar desechos de algunas industrias o para tratar aguas residuales que son vertidas a cuerpos de agua altamente sensibles o son reusadas en la acuicultura, agricultura o riego de jardines y parques.

USEPA: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency).

Validación: La validación de modelos de simulación de la calidad del agua es la comprobación si el modelo es capaz de simular, con un margen de error mínimo, la calidad del agua en condiciones de entorno diferentes a aquellos utilizados para la calibración del modelo, usando los resultados medidos en campo en diferentes condiciones climatológicas e hidráulicas.

Vertimiento de aguas residuales tratadas: Descarga de aguas residuales previamente tratadas, que se efectúa en un cuerpo natural de agua continental o marítima. Se excluye a las provenientes de naves y artefactos navales.

Vertimiento de salmueras: Descarga de aguas con alto contenido de sales disueltas, a un cuerpo natural de agua, que se obtienen como resultado del proceso de desalinización. Son consideradas aguas residuales, por lo que su vertimiento, previo tratamiento, requiere de autorización.





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

**Vertimiento:** En este caso el término "vertimiento" se refiere a la descarga de aguas residuales tratadas.

**Zona de mezcla:** Es aquel volumen de agua en el cuerpo receptor donde se logra la dilución del vertimiento por procesos hidrodinámicos y dispersión, sin considerar otros factores como el decaimiento bacteriano, sedimentación, asimilación en materia orgánica y precipitación química.

**V.2. Bibliografía**

BAUMGARTNER D.J., FRICK W.E. and ROBERTS P.J.W. (1994) "Dilution Models for Effluent Discharges - Third Edition", EPA/600/R-94/086, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC.

BLINGER T., JIRKA G. H. (2010) "Environmental planning, prediction and management of brine discharges from desalination plants - Final report", Middle East Desalination Research Center, Muscat, Sultanate of Oman.

BROOKS, N. H. (1960) "Diffusion of sewage effluent in an ocean current, Preceedings, First International Conference on Waste Disposal in the Marine Environment", University of California, Berkeley, Pergamos Press, NY.

BROOKS, N.H. (1970) "Conceptual design of submarine outfalls, Hydraulic design of diffusers", Program VIII, Pollution of Coastal and Estuarine Waters, University of California, Berkeley.

BROOKS, N. H. (1973) "Dispersion in Hydraulic and Coastal Environments", Report No. 66013-73-010, U. S. Environmental Protection Agency.

CAMERON J.O. (2012) "Near field mixing of negatively buoyant jets", University of Canterbury, Department of Civil and Natural Resources Engineering, Christchurch, New Zealand,.

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE CHILE & SEI (2009) "Guía Metodológica – Modelación Hidrológica y de Recursos Hídricos con el Modelo WEAP. Desarrollada por Centro de Cambio Global de la Universidad Católica de Chile, Stockholm Environment Institute (SEI) con contribuciones del PACC (Proyecto de Adaptación al Cambio Climático a través de una efectiva gobernabilidad del agua en Ecuador), Ministerio del Ambiente de Ecuador, y PROMAS (Programa para el Manejo del Agua y del Suelo) de la Universidad de Cuenca, Ecuador.

CEPIS & ISCTN (2005) "RIOS EP" Elaborado por: Instituto Superior de Ciencias y Tecnología Nucleares, Cuba (ISCTN). Judith Dominguez, Anel Hernandez (programador), Jorge Borroto y CEPIS-SB/SDE Henry Salas.

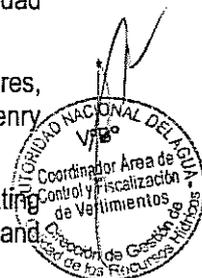
CHAPRA, S.C., PELLETIER, G.J. AND TAO, H. (2006) "QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.04: Documentation and User's Manual", Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA.

CHAPRA, S.C., PELLETIER, G.J. (2008) "QUAL2Kw: User Manual (version 5.1) A modelling framework for simulating river and stream water quality", Environmental Assessment Program Olympia, Washington State Department of Ecology, Washington.

CIGEA (1998) "Metodología para la evaluación aproximada de la carga contaminante", Agencia de Medio Ambiente, La Habana.

COMISIÓN EUROPEA (2010) "Orientaciones técnicas para la identificación de las zonas de mezcla en aplicación de lo dispuesto en el artículo 4, apartado 4, de la Directiva 2008/105/CE, Comisión Europea, Bruselas.

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (2007) "Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento - Guía para el diseño de emisores submarinos", CONAGUA, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

ANA	FOLIO N°
DGCRH	58

DAWOUD M.A. y AL MULLA M.M. (2012) "Environmental Impacts of Seawater Desalination: Arabian Gulf Case Study", International Journal of Environment and Sustainability Vol. 1 No. 3 pp. 22-37, Abu Dhabi y Dubai.

DIRECCIÓN GENERAL DEL AGUA DEL MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (2007), "Manual para la gestión de vertidos - Autorización de vertido", Centro de Publicaciones, Secretaria General Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

ENDRIZZI, S., TUBINO, M., UND ZOLEZZI, G. (2002) Lateral Mixing in meandering channels: a theoretical approach", Proceedings River Flow 2000, International Conference on Fluvial Hydraulics, Bousmar, D. and Zech, Y., Ed. s, Louvain-La-Neuve, Belgien.

FISCHER, H. B., LIST, E. J., KOH, R. C. Y., IMBERGER, J. y BROOKS, N. H. (1979) "Mixing in Inland and Coastal Waters, Academic Press, New York.

FRICK W.E., ROBERTS P.J.W., DAVIS L.R., KEYES J., BAUMGARTNER D.J., GEORGE K.P. (2003) "Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes)", EPA document nº EPA/600/R-03/025, Ecosystems Research Division, National Exposure Research Laboratory, United States Environmental Protection Agency, Athens, Georgia.

GUTIÉRREZ DÍAZ, J. (2009) "Metodología: descargas de residuales y autodepuración de corrientes superficiales modelo simple de OD-DBO (STREETERPHELPS)", Centro de Información, Gestión y Educación Ambiental (CIGEA), La Habana.

HYDROSCIENCE (1971) "Simplified mathematical modeling of water quality", U.S. Environmental Protection Agency, Mitre Group. Hydroscience, Inc. Westwood, NJ, USA, Donald J. O'Connor, Robert V. Thoman, John L. Mancini, and Henry J. Salas

HYDROSCIENCE (1972) "Addendum to simplified mathematical modeling of water quality", U.S. Environmental Protection Agency, Mitre Group. Hydroscience, Inc. Westwood, NJ, USA, Henry J. Salas Donald J. O'Connor, Robert V. Thoman, John L. Mancini.

JIRKA H. G., DONEKER L. R. y HINTON W. S. (1996) "User's Manual for CORMIX: a Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Waters", Office of Science and Technology U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

JIRKA H. G. (2003) "Integral Model for Turbulent Buoyant Jets in Unbounded Stratified Flows. Part I: Single Round Jet", Environmental Fluid Mechanics 4 pg. 1-56, Países Bajos.

JIRKA G. H., BLENINGER T., BURROWS R., AND LARSEN T. (2004) Environmental Quality Standards in the EC-Water Framework Directive: Consequences for Water Pollution Control for Point Sources", European Water Management Online (EWMO).

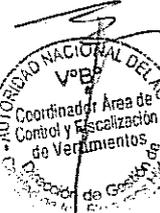
JIRKA H. G. y DONEKER L. R. (2007). "User's Manual for CORMIX: a Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Waters", EPA document nº EPA-823-K-07-001, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

LUDWIG, R. (1988) "Evaluación del Impacto Ambiental. Ubicación y diseño de emisarios submarinos", MARC report 43. Monitoring and Assessment Research Center & World Health Organization. London. Traducido por Salas, H. Lima. CEPIS.

MANCINI, J.L. (1978) "Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions", Journal of the Water Pollution Control Federation, Nov 1978, pg. 2477-2484.

MARKS B.J. (1996) "Initial Dilution of a Horizontal Jet in a Strong Current", Department of Civil Engineering, The University of British Columbia, Vancouver, Canada.

METCALF y EDDY, Inc. (1996) "Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, Vertido y Reutilización", McGraw-Hill, México.



Handwritten initials





"Decenio de las Personas con Discapacidad en el Perú"  
"Año de la Inversión para el Desarrollo Rural y la Seguridad Alimentaria"

MINISTERIO DE ENERGÍA Y MINAS (1996) "Resolución Ministerial N° 011-96-EM/MM, aprueba los niveles máximos permisibles para efluentes líquidos para las actividades minero –metalúrgicas", Perú.

MINISTERIO DE LA PRODUCCIÓN (2000) "Resolución Ministerial N° 026-2000-ITINCI, aprueba el Protocolo de Efluentes Líquidos", Perú.

MINISTERIO DE LA PRODUCCIÓN (2013) "Resolución Ministerial N° 293-2013-PRODUCE, dispone la publicación del Proyecto de Protocolo para el Monitoreo de Efluentes y Cuerpo Hídrico Receptor para Establecimientos Industriales Pesqueros de Consumo Humano Directo e Indirecto", Perú.

MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS Y TRANSPORTES (1993) "Orden de 13 de julio de 1993 por la que se aprueba la Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar", España.

MINISTERIO DE VIVIENDA, CONSTRUCCIÓN Y SANEAMIENTO (2013) "Resolución Ministerial N° 273-2013-VIVIENDA, aprueba el Protocolo de Monitoreo de la Calidad de los Efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales – PTAR", Perú.

O'CONNOR, D.J. y DOBBINS, W.E. (1958) "Mechanisms of reaeration in natural streams", Journal of the Sanitary Engineering Division, transactions, ASCE, Vol. 103. pp. 641-684.

PALOMAR P. y LOSADA I.J. (2012) "Impacts of Brine Discharge on the Marine Environment. Modelling as a Predictive Tool, Desalination, Trends and Technologies", Michael Schorr (Ed.), InTech, Rijeka, Croatia.

PAPPS D.A. (1995) "Merging Buoyant Jets in Stationary and Flowing Ambient Fluids", University of Canterbury, Christchurch, New Zealand.

PARLAMENTO EUROPEO Y CONSEJO DE LA UNIÓN EUROPEA (2008) "Directiva 2008/105/CE relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas", Estrasburgo.

REPUBLIC OF SOUTH AFRICA, DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY (2004) Water Quality Management Series, Sub-Series No. MS 13.3. Operational policy for the disposal of land-derived water containing waste to the marine environment of South Africa: Guidance on Implementation", Edition 1, Pretoria, Africa del Sur.

ROBERTS, P.J.W. (1977) "Dispersion of buoyant waste discharge from outfall diffusers of finite length", Rep.No. KH-R-35, W.M. Keck Lab. of Hydraulics and Water Resources, California Institute of Technology, Pasadena, CA, pp. 183.

ROBERTS, P.J.W. (1997) "Mixing in inclined dense jets", Journal of hydraulic engineering pp. 693.

ROBERTS, P.J.W., SALAS H., REIFF, F.M., LIBHABER, M., LABBE, A., THOMSON, J.C. (2010) "Design of Marine Wastewater Outfalls and Treatment Systems", IWA, ISBN: 9781843391890, pp 528.

RUTHERFORD, J. C. (1994) "River Mixing", John Wiley, Chichester, England.

SALAS, H. & MARTINO, P. (1990) "Metodologías simplificadas para la evaluación de lagos cálidos tropicales", Programa Regional del CEPIS-HEP-OPS 1981-1990, CEPIS, Lima, Perú.

SALAS, H. J. (1994) "Emisarios submarinos alternativa viable para la disposición de aguas negras de ciudades costeras en América Latina y el Caribe", CEPIS.

SCHNURBUSCH S.A. (2000) "A mixing zone guidance document prepared for the Oregon Department of Environmental Quality", Portland State University.

SEI (2011) WEAP -Water Evaluation And Planning System, Tutorial, A collection of stand-alone modules to aid in learning the WEAP software", Stockholm Environment Institute.

SOCOLOFSKY S.A. y JIRKA G.H. (2002) "Environmental Fluid Mechanics Part I: Mass Transfer and Diffusion - Engineering Lectures, 2nd Edition", Institut für Hydromechanik Universität Karlsruhe, Karlsruhe, Germany.

