
COMISIÓN NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

Informe Final

“Antecedentes de la desinfección con cloro de los residuos líquidos de plantas de matanza y proceso de salmónidos y sus efectos en formación y evolución de compuestos organoclorados”

Santiago, octubre de 2008

Tabla de contenido

	Pág.
Resumen Ejecutivo	
1.- Introducción.....	1
2.- Objetivos.....	3
3.- Metodología.....	3
4.- Revisión bibliográfica.-.....	6
4.1.- Información general.....	8
4.2.- Uso del cloro como desinfectante.....	11
4.3.- Formación de trihalometanos en aguas residuales.....	16
4.4.- Experiencia nacional.....	22
4.5.- THM como xenobióticos.....	23
4.6.- Permanencia de los THMs en el medio ambiente.....	24
4.7.- Efectos de los Trihalometanos en la salud humana y en el ambiente.....	26
4.8.- Efectos de los THMs en la vida acuática.....	28
4.9.- Cinética de la formación de Trihalometanos.....	30
4.10.- Resumen de la información bibliográfica.....	32
5.- Caracterización de residuos líquidos.....	32
5.1.- Calidad de los efluentes de la actividad salmonífera.....	32
5.2.- Trabajo de terreno.....	35
5.3.- Calidad de las aguas residuales de las plantas visitadas.....	39
6.- Estimación y caracterización de la formación de compuestos orgánicos clorados en los residuos líquidos.....	43
6.1.- Demanda de cloro.....	43
6.2.- Efecto de la dosis de cloro en la calidad del efluente.....	45
7.- Estimación y caracterización de la formación y evolución de compuestos orgánicos clorados en cuerpos de agua.....	61
7.1.- Descarga puntual en el mar o cuerpo lacustre sin flujo hidráulico significativo.....	65
7.2.- Descarga puntual en el mar o cuerpo lacustre con un flujo hidráulico en una dirección principal.....	70
7.3.- Descarga puntual en un río.....	73
7.4.- Resultados de la aplicación de los modelos.....	76
8.- Identificación de las medidas de control para prevenir impactos adversos.....	78
8.1.- Métodos de desinfección con dióxido de cloro, hipoclorito de sodio y cloro gas.....	78
8.2.- Manejo y/o tratamiento de los residuos líquidos a desinfectar y desinfectados con cloro.....	80

Tabla de contenido. Continuación

	Pág.
8.3.- Descarga de residuos líquidos desinfectados con cloro en los cuerpos de agua marinos y continentales superficiales.....	81
8.4.- Monitoreo de los compuestos organoclorados en la descarga y en los cuerpos de agua receptores.....	82
9.- Resultados y conclusiones.....	83

Anexo N° 1. Bibliografía

Anexo N° 2. Análisis de calidad de agua

Anexo N° 3. Modelos matemáticos

INFORME TÉCNICO

“ANTECEDENTES DE LA DESINFECCIÓN CON CLORO DE LOS RESIDUOS LÍQUIDOS DE PLANTAS DE MATANZA Y PROCESO DE SALMÓNIDOS Y SUS EFECTOS EN FORMACIÓN Y EVOLUCIÓN DE COMPUESTOS ORGANOCLORADOS”

RESUMEN EJECUTIVO

El aparecimiento del virus ISA en los salmonídeos de las principales instalaciones productivas existentes en el mundo ha obligado a extremar las precauciones para evitar su propagación. En los países productores se utiliza mayoritariamente el cloro, tanto por su efectividad, bajo costo y bajo nivel de inversión requerido. Sin embargo, la posibilidad de formación de compuestos organoclorados, que son potencialmente cancerígenos, genera un nivel adicional de preocupación. La información bibliográfica disponible indica que no basta con la presencia de cloro y materia orgánica para que se formen compuestos organoclorados, sino se requiere la presencia de algunos compuestos denominados precursores específicos como son las sustancias húmicas y fúlvicas. Incluso, se observa que la probabilidad de formación de compuestos organoclorados es mayor en el agua potable debido a que los compuestos amoniacales, abundantes en las aguas residuales, reaccionan rápidamente con el cloro disponible, inhibiendo la posibilidad de que éste se utilice en la formación de organoclorados.

Los ensayos de cloración de efluentes de la industria salmonífera realizados en este estudio indican que efectivamente se alcanzan bajas concentraciones de trihalometanos en aguas residuales con una elevada carga orgánica a niveles de cloración normales, pero que éstas son detectables y mayores en la medida en que aumentan los niveles de dosificación de cloro. Para altas dosis de cloro en forma de hipoclorito de sodio aplicadas a efluentes con alta carga orgánica se observan concentraciones de triclorometano del orden del triple del valor límite que establece el DS 90 para cuerpos de aguas fluviales con capacidad de dilución.

La presencia de cloro causa la oxidación del bromo, presente en altas concentraciones en forma de bromuro en el agua de mar y también está sujeto a reacciones con materia orgánica para formar compuestos órgano bromados. En un estudio realizado por *Allonier et al* se muestra que como resultado de la cloración de agua de mar el subproducto más abundante resulta ser el bromoformo, alcanzándose las máximas concentraciones en alrededor de 24 horas.

De acuerdo con la información bibliográfica disponible, el empleo de dióxido de cloro presentaría grandes ventajas con respecto a otras formas de cloro (hipoclorito de sodio o cloro gas) debido a su baja reactividad con la materia orgánica y con el ión bromuro. Esta información es corroborada por la experiencias realizadas como parte de este estudio, encontrándose niveles de triclorometano muy reducidos, inferiores a un décimo del valor máximo admisible establecido en el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución, al aplicar a efluentes con alta carga orgánica dosis de dióxido en dosis hasta 8 veces la requerida de acuerdo al Borrador del Reglamento de SERNAPESCA. Otra ventaja del empleo del dióxido de cloro se produce en aquellas plantas que usan total o parcialmente agua de mar como agua de proceso o de transporte, debido a que el ión bromuro no reaccionaría con este desinfectante como ocurre con el hipoclorito de sodio, que generaría bromoformo.

A la luz de los resultados obtenidos y de la información bibliográfica recopilada, se estima que el planteamiento del Borrador de Reglamento de SERNAPESCA es adecuado en el caso del hipoclorito de sodio, al establecer requisitos para la concentración de cloro que se debe aplicar como desinfectante en términos de la concentración residual resultante al cabo de 35 minutos, que debe ser de al menos 5 mg/l. De esta forma, se obtiene que las dosis de cloro aplicadas sean mayores en aquellas aguas residuales que tienen un mayor contenido de materia orgánica y se asegura la aplicación de una dosis no inferior a 5 mg/l por un tiempo de contacto no inferior a 25 minutos. A la luz de los resultados de estudios realizados acerca del poder de desinfección del cloro para inactivar el virus ISA y de los resultados obtenidos en este estudio respecto a la formación de compuestos organoclorados, los requisitos que establece el Borrador de Reglamento para el hipoclorito de sodio parecen justificados.

Desde el punto de vista de la real eficacia para inactivar el virus ISA de los niveles de hipoclorito de sodio que establece el Borrador de Reglamento, se requiere evaluar en forma directa varios casos diferentes para generar un volumen de información que tenga validez estadística.

Para el caso del dióxido de cloro, el Borrador de Reglamento de SERNAPESCA establece una concentración de referencia de 100 mg/l por un tiempo de retención de 5 minutos, pero asegurando una concentración de cloro residual al cabo de este tiempo no inferior a 0,8 mg/l. Adicionalmente, el borrador de norma establece que el contenido de sólidos suspendidos del efluente tratado no debe superar los 200 mg/l para que sea aplicable este procedimiento. Dado que el dióxido de cloro tiene un nivel de reactividad con la materia orgánica muy inferior a otras formas de cloro, resulta válido en este caso definir una concentración de referencia, estableciendo un nivel residual mínimo como seguridad adicional. Se entiende que el requisito respecto al contenido de sólidos suspendidos que se incluye en relación a este desinfectante, pero no en el caso del hipoclorito de sodio, se debe justamente al bajo tiempo de retención requerido en este

caso. Sin embargo, dado que el dióxido de cloro presentaría importantes ventajas en relación a otras formas de cloro, se sugiere que el Reglamento contemple la posibilidad de aplicarlo para concentraciones mayores de sólidos suspendidos, con tiempos de contacto superiores a 5 minutos, pudiendo llegar a 25 o más minutos.

El mayor riesgo asociado a los compuestos organoclorados y, en general a los haloformas, es su potencial cancerígeno, problema especialmente importante cuando se abastece a una población con agua potable que contiene trazas de estos compuestos, debido a que no existiría un umbral inferior para este efecto. Sin embargo, la información bibliográfica muestra que, en términos de toxicidad, los compuestos orgánicos halogenados son mucho menos peligrosos que el propio cloro, no son bioacumulativos y, adicionalmente, tienen una elevada volatilidad, habiéndose demostrado que su vida media en aguas agitadas es del orden de 30 minutos. Por estas razones, el riesgo ambiental de la formación de compuestos orgánicos halogenados es relativamente bajo.

Es un hecho establecido que el poder desinfectante del cloro, en cualquiera de sus formas, se reduce frente a la presencia de materia orgánica y de partículas, no existiendo una concentración segura que pudiera considerarse efectiva frente a todo evento. Las descargas de residuos líquidos de las plantas de matanza y procesamiento de salmónidos, que se caracterizan por la presencia de sangre, aceites y grasas y partículas de proteínas, normalmente requerirán dosis altas de cloro para alcanzar los valores residuales que recomienda el reglamento de SERNAPESCA si las aguas no se someten previamente a un tratamiento. Para descargas fuera de la zona de protección litoral, si bien el DS 90 no limita la descarga de compuestos orgánicos en términos de DBO₅, sí limita el contenido de aceites y grasas, los sólidos suspendidos y los sólidos sedimentables a 350, 50 y 700 mg/l, respectivamente. A partir del décimo año de vigencia del decreto, estos límites serán reducidos a 150, 20 y 300 mg/l, respectivamente, por lo que los efluentes de la industria salmonífera que se descargan al mar deberían experimentar una reducción sustantiva de sus contenidos orgánicos y de partículas. Para cumplir con los requisitos actuales puede ser suficiente un simple estanque de decantación-flotación, pero para cumplir los requisitos futuros puede ser necesario incluso un tratamiento físico-químico. El incremento en la efectividad del tratamiento previo a la desinfección redundará en un menor consumo de desinfectantes y, por lo tanto, en un menor potencial de compuestos órgano halogenados.

Las aguas residuales de plantas de matanza o proceso de salmónidos sometidas a desinfección con cloro o sus compuestos activos deberían tener la menor concentración de materia orgánica que sea posible antes de la aplicación del desinfectante, tanto para hacer más efectiva la desinfección como para minimizar la formación de subproductos potencialmente peligrosos. Altas concentraciones de materia orgánica disuelta y nitrógeno amoniacal redundarán en una mayor dosis de

cloro para alcanzar un mismo nivel de desinfección, pero el cloro seguirá siendo efectivo en términos de poder desinfectante.

Sin embargo, altas concentraciones de partículas pueden impedir que el cloro desinfecte efectivamente el agua, aún a altas concentraciones. Por ello, más que un límite al contenido de materia orgánica debería establecerse un límite al contenido de partículas, incluidas las grasas, lo que sugiere el empleo de al menos un estanque de sedimentación-flotación, previo a la cloración. El cumplimiento del DS 90, tanto en su versión actual como futura, requiere limitar los niveles de sólidos suspendidos, sólidos sedimentables y aceites y grasas, por lo que bastaría con dar cumplimiento a dichos requisitos. Idealmente, dado que el problema de los compuestos organoclorados surgió inesperadamente, como consecuencia del apareamiento de brotes de virus ISA, tendría sentido adelantar en los establecimientos cuarentenados que deben desinfectar sus efluentes los requisitos previstos en el DS 90 para aplicar a partir del décimo año de vigencia.

El control a través de la medición de precursores específicos de formación de trihalometanos y de asociar el contenido de éstos al potencial formación de estos compuestos resultaría muy difícil y poco práctico. Resulta más fácil mantener las limitantes propuestas por el SERNAPESCA al empleo del cloro y sus derivados y buscar mecanismos que promuevan la máxima remoción posible de la materia orgánica, grasas y aceites y material particulado en las aguas residuales.

La descarga de residuos líquidos desinfectados con cloro en los cuerpos de agua marinos y continentales superficiales no reviste un gran peligro ambiental. Los compuestos orgánicos halogenados son peligrosos básicamente por su potencial carcinogénico, pero no son extraordinariamente tóxicos, ni bioacumulables y, adicionalmente, por su gran volatilidad presentan una vida media muy corta en aguas superficiales, especialmente cuando están en diferentes grados de agitación.

El mayor riesgo asociado a la descarga de subproductos de la desinfección con cloro se produce cuando estos compuestos se descargan en los cuerpos de agua fluviales, como se demuestra a través del empleo de modelos matemáticos de dispersión, debido a las relativamente altas velocidades de flujo que se producen en éstos y a la posibilidad de dispersión sólo en el sentido longitudinal. Sin embargo, el DS 90 establece en este caso requisitos al contenido de materia orgánica degradable, en términos de la DBO₅, a los aceites y grasas y al contenido de partículas del efluente, lo cual obligaría a un establecimiento de matanza o procesamiento de salmones a utilizar un tratamiento físico químico o una combinación de éste con un tratamiento biológico, que redundaría en una mayor efectividad de los desinfectantes, un menor uso de éstos y, por lo tanto, un menor potencial de formación de compuestos organoclorados.

La concentración de trihalometanos no presenta un límite en términos de concentración de acuerdo al DS 90 para descargas al mar, tanto dentro como fuera de la Zona de Protección Litoral. Sin embargo, dado el potencial contaminante de estos compuestos y dado el uso creciente del cloro y sus derivados como desinfectante en la industria salmonífera, tendría sentido recomendar el empleo de límites para Triclorometano y Tetracloroetano en descargas al mar, tanto dentro como fuera de la ZPL, en términos similares a lo que establece el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución (0,5 y 0,4 mg/l, respectivamente). La evaluación de la forma como evolucionan éstos contaminantes en aguas abiertas indica que su decaimiento es más rápido que en los cuerpos de agua fluviales, por lo que no habría riesgos al utilizar el mismo valor límite para ambos casos.

Dado el potencial de formación de bromoformo cuando se cloran aguas residuales que contienen agua de mar, se sugiere establecer en estos efluentes un límite de concentración a la suma de cloroformo y bromoformo en términos equivalentes, es decir en considerando sus pesos moleculares respectivos.

Desde el punto de vista tecnológico o del costo de tratamiento, el cumplimiento de un límite a los trihalometanos que se descargan al mar se podría alcanzar sin mucha dificultad tecnológica mediante un tratamiento consistente en una fuerte agitación o aireación, debido a la elevada volatilidad de los compuesto organohalogenados. De acuerdo a lo que señala la bibliografía, con una aireación de aproximadamente media hora se podría remover el 50% de los trohalometanos presentes en el agua y aproximadamente el 75% con una aireación de una hora.

ANTECEDENTES DE LA DESINFECCIÓN CON CLORO DE LOS RESIDUOS LÍQUIDOS DE PLANTAS DE MATANZA Y PROCESO DE SALMÓNIDOS Y SUS EFECTOS EN FORMACIÓN Y EVOLUCIÓN DE COMPUESTOS ORGANOCOLORADOS

1.- INTRODUCCIÓN

En Chile, a partir de julio del 2007, la Anemia Infecciosa del Salmón (ISA) se está manifestando en la Región de Los Lagos y últimamente en la Región de Aysén. Es una enfermedad producida por un virus de la familia Orthomyxoviridae, del género Isavirus, que afecta la producción de salmones, provocando importantes mortalidades entre los grupos infectados. El Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA) ha establecido un Plan de Contingencias que contempla un conjunto de medidas para evitar la propagación de esta enfermedad.

Debido a que los residuos sólidos y líquidos, generados durante el sacrificio y/o proceso de transformación de especies salmónidas provenientes de áreas cuarentenadas por el virus ISA, en centros de matanza ubicados en tierra y en plantas de proceso, pueden ser un factor de riesgo de diseminación del virus ISA, el SERNAPESCA está actualmente elaborando una norma técnica para el control y manejo de los referidos residuos sólidos y líquidos que incluye algunas alternativas de desinfección de efluentes mediante la adición de dióxido de cloro, hipoclorito de sodio o cloro gas, a las que deberá someterse los efluentes de las plantas de matanza y/o proceso.

Existe una escasa precisión respecto de los riesgos de formación de compuestos organoclorados durante el proceso de desinfección de aguas residuales y, por lo tanto, en los efluentes resultantes y/o en el cuerpo receptor de las descargas.

Como se sabe, una vez formados, los compuestos organoclorados pueden permanecer en solución o ser adsorbidos por las partículas suspendidas (proceso de adsorción-desorción) que se encuentran en el medio acuoso y ser bioconcentrados por organismos marinos. Determinados compuestos organoclorados se caracterizan por ser muy estables, permanecer en el aire, el agua y el suelo cientos de años, resistiendo los procesos de degradación físicos y químicos. Son más solubles en las grasas que en el agua por lo que tienden a acumularse en el tejido adiposo de los seres vivos, son calificados como típicamente tóxicos y, a menudo, cancerígenos para el ser humano y para otros organismos.

Por su parte, el D.S. 90/2000 MINSEGPRES, Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales, fija el límite máximo permitido de los contaminantes Tetracloroetano y Tíclorometano para la descarga de Residuos Líquidos a Cuerpos de Agua Fluviales (0,04 y 0,2 mg/l, respectivamente, en la tabla N° 1 para cuerpos de agua sin capacidad de dilución y 0,4 y 0,5 mg/l en la tabla N° 2 para cuerpos de agua con capacidad de dilución). Sin embargo, para la descarga a Cuerpos de Agua Marinos (Tablas N° 4 y 5) y Cuerpos Lacustres (Tabla N°3) no se establece límite máximo a estos contaminantes.

El Decreto Supremo N° 93/95 del MINSEGPRES "Reglamento para la Dictación de Normas de Calidad y Emisión" establece en su artículo 36°, que toda norma de calidad y de emisión será revisada a lo menos cada 5 años. En consecuencia el proceso de revisión del Decreto Supremo N° 90, fue iniciado el día 18 de diciembre de 2006 a través de la Resolución N° 3404, encontrándose actualmente en etapa de elaboración de anteproyecto de norma, el cual debe estar concluido a fines de Octubre de 2008. Por lo anterior, resulta oportuno generar antecedentes que contribuyan a evaluar la pertinencia de incorporar los citados compuestos organoclorados u otros en esta norma de emisión.

Tanto en el proceso de elaboración de la norma técnica para prevenir la propagación del virus ISA, como en el proceso de dictación y revisión de la norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales, no se disponen de antecedentes específicos ni suficientes respecto de los riesgos de formación de compuestos órganos clorados durante el proceso de desinfección con cloro de los residuos líquidos de plantas de matanza y de procesamiento de salmonónidos y sus correspondientes descargas a cuerpos de aguas marinas y continentales superficiales. Por lo tanto, es necesario generar antecedentes que permitan fundamentar el establecimiento de medidas de control para prevenir o mitigar los impactos ambientales adversos de las descargas de los residuos líquidos en el medio ambiente, por parte de las plantas de matanza y proceso de salmónidos.

Esta consultoría está dirigida a generar antecedentes para la elaboración de la referida norma técnica sobre el virus ISA y para el proceso de revisión del DS 90/2000 MINSEGPRES. Dichos antecedentes sirven de base para el establecimiento de los requisitos, estimación de los efectos y medidas de control y seguimiento del método de desinfección con cloro en plantas de matanza y proceso de salmónidos.

2.- OBJETIVOS

Los objetivos de este trabajo son los siguientes:

2.1.- Objetivos Generales

Identificar medidas de prevención y/o control de los impactos en los cuerpos de agua marino y continentales superficiales, por presencia de compuestos órgano clorados en los residuos líquidos de plantas de matanza y proceso de salmónidos.

2.2.- Objetivos Específicos

- 2.2.1.- Caracterizar los residuos líquidos propios de plantas de matanza y proceso de salmónidos, distinguiendo aguas de proceso dulce y de mar.
- 2.2.2.- Estimar y caracterizar la formación de compuestos órganos clorados en los residuos líquidos, producto de la adición en estos residuos de dióxido de cloro, hipoclorito de sodio y cloro gas.
- 2.2.3.- Estimar y caracterizar la formación y evolución de compuestos órganos clorados en los cuerpos de agua marino y continentales superficiales, receptores de las descargas de residuos líquidos desinfectados con dióxido de cloro, hipoclorito de sodio y cloro gas.
- 2.2.4.- Identificar medidas de control tendientes a prevenir impactos adversos de las descargas de estos residuos líquidos en los cuerpos de agua marino y continentales superficiales, en lo referente a:
 - a) El método de desinfección;
 - b) El tratamiento de los residuos líquidos desinfectados;
 - c) La descarga a cuerpos de agua marino y continentales superficiales;
 - d) El monitoreo de compuestos organoclorados en la descarga y en los cuerpos de agua marino y continentales superficiales

3.- METODOLOGÍA

La metodología propuesta incluye las siguientes actividades:

- 3.1.- **Actividad N° 1:** Revisión bibliográfica y análisis de información existente en plantas de plantas de matanza y proceso de salmónidos.
- 3.2.- **Actividad N° 2:** Caracterización de los residuos líquidos propios de plantas de matanza y de proceso de salmónidos, distinguiendo entre aguas de proceso dulce y de mar y cualquier otro criterio relevante a los fines de esta consultoría.

Esta actividad contempla las siguientes acciones específicas:

- a) Visita técnica a planta de matanza de salmónidos
- b) Visita técnica a planta de proceso de salmónidos
- c) Identificación de generación de Riles y toma de fotografías
- d) Identificación de procesos de desinfección, tipo de desinfectante, dosis, tiempo de reacción, medición de cloro residual in situ.
- e) Toma de muestra compuesta de Riles crudos, sin desinfección, para la medición de los siguientes parámetros: DBO₅, pH, Temperatura, Sólidos Suspendidos, Sólidos Sedimentables, Aceites y Grasa, Coliformes Fecales, NTK, NH₄, Fósforo.
- f) Transporte a laboratorio (Aqua Calidad del Agua Ltda.), según NCh 411/10, condiciones muestreo, transporte y preservación de muestras

3.3.- Actividad N° 3: Estimación y caracterización de la formación de compuestos órganos clorados en los residuos líquidos, producto de la adición de cloro y dióxido de cloro.

Para esta actividad se incluye la simulación de procesos de desinfección en laboratorio utilizando hipoclorito de sodio y dióxido de cloro como desinfectantes, para 4 concentraciones distintas, considerando las dosis de tipo industrial, y para diferentes tiempos de residencia y reacción que simulan el tiempo requerido para desinfección en las plantas industriales. Se utilizará como referencia el método de desinfección propuesto en la norma técnica para virus ISA en elaboración, versión 6, enero 2008. Para las muestras tomadas se incluye la determinación de los siguientes parámetros de calidad: DBO₅, pH, Temperatura, Sólidos Suspendidos, Sólidos Sedimentables, Aceites y Grasa, Coliformes Fecales, NTK, NH₄, Fósforo, Cloro Libre Residual, Triclorometano, Tetracloroetano, Diclorometano, Monoclorometano, Monocloramina, Dicloramina y Tricloramina.

3.4.- Actividad N° 4: Estimación y caracterización de la formación y evolución de compuestos órganos clorados en cuerpos de agua marinos y continentales superficiales, receptores de las descargas de residuos líquidos desinfectados con cloro y dióxido de cloro.

En esta actividad se incluye la determinación de compuestos organoclorados en muestras que simulan la evolución en aguas dulces y de mar, en función del tiempo de residencia. El triclorometano o cloroformo, como prácticamente todas las sustancias orgánicas, puede experimentar autopurificación por efecto de la degradación bacteriana, adsorción en sedimentos, fotodescomposición y volatilización. De estos mecanismos, el más importante para el triclorometano es la volatilización. La

información generada en esta etapa se complementa con un análisis teórico de la constante de volatilización (principal factor de degradación del triclorometano) y dilución de los compuestos para determinar su evolución espacial y temporal.

3.5.- Actividad N° 5: Identificación de las medidas de control para prevenir impactos adversos de las descargas de los residuos líquidos de plantas de matanza y de proceso de salmónidos en los cuerpos de agua marino y continentales superficiales. Las medidas se refieren a:

- a) Los métodos de desinfección con dióxido de cloro, hipoclorito de sodio y cloro gas;
- b) El manejo y/o tratamiento de los residuos líquidos a desinfectar y desinfectados con cloro;
- c) La descarga de residuos líquidos desinfectados con cloro en los cuerpos de agua marinos y continentales superficiales.
- d) El monitoreo de los compuestos organoclorados en la descarga y en los cuerpos de agua receptores.

Las actividades enumeradas se han complementado con reuniones del consultor con la contraparte técnica, en los siguientes momentos: al inicio, antes de la entrega del Informe parcial y del Informe Final.

4.- REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA Y ANÁLISIS DE INFORMACIÓN EXISTENTE

4.1.- Información general

Sin pretender incluir una revisión exhaustiva de la bibliografía científica y tecnológica disponible, a continuación se entrega algunos antecedentes que ilustran la tendencia de los estudios más recientes, la mayoría de ellos orientados a evaluar la formación de compuestos organoclorados, básicamente trihalometanos, resultantes de la desinfección de aguas residuales de origen doméstico. Se llaman Trihalometanos (THMs) a los compuestos orgánicos que contienen un átomo de carbono, un átomo de hidrógeno y tres átomos de elementos halógenos (flúor, cloro, bromo o yodo).

La investigación científica reciente indica que la formación de compuestos organoclorados no resulta de la simple presencia de cloro y materia orgánica, sino se requiere de la presencia de precursores específicos, como son las sustancias húmicas y fúlvicas, y del contenido de algunas otras sustancias como las formas de nitrógeno, por lo que el riesgo debe ser evaluado para cada condición particular. Algunos ejemplos de los resultados de investigaciones recientes que demuestran esto son los siguientes:

Una investigación, llevada a cabo durante dos años por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), del Gobierno de España, Ministerio de Ciencia e Innovación, Madrid, España, y terminada en 2008¹, demuestra que no existe formación apreciable de trihalometanos en aguas residuales durante el proceso de cloración a los niveles habituales, inferiores a 10 mg/l. Los niveles de trihalometano detectados en las aguas residuales desinfectadas son inferiores a 20 microgramos por litro, por debajo de los límites establecidos por la normativa europea para el agua potable (150 microgramos por litro), incluso por debajo de lo que está previsto que se legisle a partir de 2009, cuando se establecerá un límite máximo de 100 microgramos de trihalometanos por litro para el agua potable de consumo público.

Esta ausencia de trihalometanos durante la cloración de aguas residuales se explica porque el agua residual, a diferencia del agua potable, contiene concentraciones significativas de amonio, que reacciona con el cloro y promueve la formación de cloraminas, que tienen un efecto desinfectante y una menor reactividad con la materia orgánica.

¹ Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), del Gobierno de España, Ministerio de Ciencia e Innovación, Madrid, España, 2008

Por otra parte, una investigación reciente² sobre subproductos de la desinfección (SPD) del agua, también publicada este año, indica que la formación de los trihalometanos es el resultado de una reacción entre el agente desinfectante (por ejemplo el cloro) y las sustancias húmicas presentes en el agua cruda. La reacción entre cloro y la materia orgánica natural (MON) se inicia desde la adición del desinfectante y se mantiene hasta el agotamiento de los reactantes (Singer, 1999). Rook (1974) propuso un mecanismo de formación de los THM a partir de las moléculas de tipo resorcinol, tal como se indica en la figura 1. La oxidación por el ácido hipocloroso (HOCl) permite una halogenación y la iniciación del ciclo aromático. A continuación, una fractura de la molécula (en a) forma los THMs. La fractura por la inserción de un hidróxido (en b) permite la formación de un ácido haloacético mientras que una tercera fractura (en c) forma halocetonas. La reacción de formación de los SPD es afectada por varios parámetros como la temperatura y el pH del agua, la cantidad de MON presente, la concentración de iones bromuro, la dosis de desinfectante y el tiempo de contacto entre el desinfectante y la MON (tiempo de permanencia del agua en la red de distribución; Amy *et al.*, 1987a).

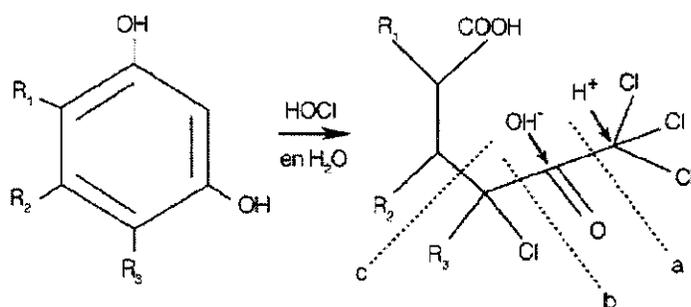


Figura 1. Mecanismo de formación de los THM.

En un trabajo realizado en el año 2000 por esta Consultora³ para La Empresa de Agua Potable de Santiago (actualmente Aguas Andinas S. A.), basado en el procesamiento de información y que incluye una extensa revisión bibliográfica, se concluye que, contrariamente a la creencia común, el relativamente alto contenido de materia orgánica remanente en las aguas servidas tratadas no es condición suficiente para la

² RODRIGUEZ, Manuel J, RODRIGUEZ, Germán, SERODES, Jean *et al.* **Subproductos de la desinfección del agua potable: Formación, aspectos sanitarios y reglamentación.** *INCI*, nov. 2007, vol.32, no.11, p.749-756. ISSN 0378-1844.

³ INGESA Ltda. **Estudio de los Efectos Potenciales de la Formación de Compuestos Organoclorados por la Desinfección de Aguas Servidas Mediante Cloración.** Empresa Metropolitana de Obras Sanitarias EMOS S. A., 2000.

formación de THMs, ya que éstos resultan más bien de la reacción del cloro residual con precursores orgánicos específicos, no necesariamente abundantes en las aguas residuales. Además, se muestra que los niveles de THMs reportados por diversos autores en aguas servidas desinfectadas con cloro, después de un tratamiento a nivel secundario, llegan a lo sumo a valores del orden del límite de detección, de 10 µg/l.

Finalmente, se establece que la formación de THMs se puede reducir significativamente eliminando el cloro libre residual luego de un periodo de contacto suficiente para lograr la desinfección. Esta solución involucra, por ejemplo, el agregado de amoníaco al agua clorada, el que reacciona con el cloro residual libre para formar cloraminas inorgánicas, un desinfectante más débil que el cloro residual.

4.2.- Uso del cloro como desinfectante

A mediados del siglo XIX, en Inglaterra y luego en Alemania, se utilizaba la filtración lenta como un medio de desinfección del agua. Sin embargo, hasta fines del siglo XIX en la mayoría de las ciudades del mundo todavía se seguían transmitiendo las enfermedades hídricas, como el cólera y el tifus, a través del agua de bebida infectada por fecas humanas. Sólo después del descubrimiento de los microorganismos patógenos y el esclarecimiento de los mecanismos de transmisión de enfermedades infecciosas se establecieron métodos adecuados de desinfección del agua. En Estados Unidos se inició la cloración del agua potable a principios del siglo pasado, produciéndose una drástica reducción de la mortalidad y morbilidad por enfermedades de origen hídrico.

En la actualidad, el cloro es el elemento utilizado como desinfectante del agua potable en la mayoría de las ciudades del mundo, con lo cual las enfermedades transmisibles que en el pasado solían producir periódicamente grandes estragos en la salud de la población, han pasado a segundo nivel de importancia, especialmente en los países más desarrollados. Con la excepción del Síndrome de Inmuno Deficiencia Adquirida, SIDA, el mayor interés público se centra ahora en las enfermedades de origen no infeccioso, tales como diabetes, reumatismo, desórdenes cardiovasculares, hipertensión y cáncer.

El descubrimiento de una relación causal entre la presencia de trazas de algunos compuestos organoclorados cancerígenos en el agua, principalmente en forma de Trihalometanos, y la práctica de la cloración, ha dado origen a una controversia aún no resuelta, acerca de la conveniencia de seguir utilizando el cloro como desinfectante. En los países europeos existe una fuerte tendencia a reemplazar el cloro por otros desinfectantes más inocuos. En América, en cambio, a pesar de que existe un alto grado de controversia y preocupación por el tema, se continúa utilizando el cloro como el principal agente desinfectante, incluso para las aguas servidas. La Organización Mundial

de la Salud (OMS)⁴ ha declarado que los beneficios de la desinfección con cloro exceden ampliamente los potenciales daños a la salud asociados a la formación de compuestos organoclorados.

Antes de 1970 se sabía muy poco acerca de la formación de compuestos orgánicos halogenados como consecuencia de la desinfección de aguas. El conocimiento y consideración de subproductos de la cloración estaba limitado a los compuestos nitrogenados como posibles contribuidores a la formación de "cloro combinado" (cloraminas) y subproductos cloro-fenólicos causantes de sabor y olor en algunos abastecimientos.

En 1974, Rook⁵ y Bellar *et al*⁶ reportaron en Estados Unidos la formación de cloroformo y otros trihalometanos clorados y bromados durante el tratamiento del agua, como resultado directo de la práctica de desinfección mediante cloro u otros halógenos. En parte como resultado de este descubrimiento, la Agencia de Protección del Ambiente (United States Environmental Protection Agency, USEPA) inició una investigación en 80 ciudades seleccionadas para medir la concentración de seis compuestos halogenados, en el agua cruda y en el agua potable. Estos compuestos incluían los cuatro trihalometanos supuestamente formados por efecto de la desinfección del agua potable (cloroformo, bromodiodometano, dibromodiodometano y bromoformo) más tetracloruro de carbono y 1,2-dicloroetano, no necesariamente formados por la cloración del agua pero encontrados en el agua potable de algunas localidades.

Como resultado de esta investigación se encontró que la presencia de trihalometanos en el agua tratada era una condición generalizada, producto de la práctica común de cloración del agua potable. No se encontró evidencia conclusiva acerca de la presencia de tetracloruro de carbono o de 1,2-dicloroetano.

Debido a la evidencia relativa al efecto cancerígeno del cloroformo, demostrada por el Instituto Nacional del Cáncer de los EE. UU. en 1976, la USEPA propuso una normativa para el contenido total de trihalometanos en el agua potable, según la cual éstos no podrían exceder de 0,1 mg/l (la suma de los cuatro trihalometanos encontrados frecuentemente en el agua potable, CHCl_3 , CHCl_2Br , CHBr_2Cl y CHBr_3).⁷

⁴ Casey, J., K. J. Chua. **Aspectos de la formación de Trihalometanos en agua potable.**

⁵ Rook, J. J.; **Formation of haloform during chlorination of natural waters.**

⁶ Bellar, T. A., Lichtenberg, J. J., Kroner, R. C. **The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water.**

⁷ U.S. Environmental Protection Agency. (1979). **National interim primary drinking water regulations; control of trihalomethanes in drinking water.**

En la actualidad se acepta que la formación de trihalometanos durante la cloración del agua potable es el resultado de un complicado mecanismo de ataque de las especies halógenas en solución sobre sustancias húmicas naturales, principalmente los ácidos húmico y fúlvico, y por efecto de contaminación de tipo industrial. La formación de trihalometanos depende principalmente de la temperatura, la concentración de iones bromuro y yoduro y el pH del agua.

Está demostrado experimentalmente que, a igualdad de las otras condiciones, la formación de trihalometanos aumenta con la temperatura del agua.

Los iones bromuro y yoduro en el agua pueden ser oxidados por el cloro a especies capaces de participar en reacciones de sustitución orgánica, cuyo resultado es la formación de trihalometanos. Hasta la fecha, además de los trihalometanos mencionados como de frecuente ocurrencia en el agua potable, se ha encontrado trihalometanos mezclados, tales como bromodiclorometano, dibromoclorometano, dicloroyodometano y bromocloroyodometano. Teóricamente no se deberían encontrar especies de trihalometanos conteniendo flúor, lo cual ha sido confirmado en la práctica.

La sustitución del bromo es mucho más fuerte que la del cloro, aún cuando la concentración de éste último elemento sea muy superior. De ahí que se requiera un control mucho más riguroso de precursores de trihalometanos cuando el agua natural presenta concentraciones significativas de bromo.

Se ha demostrado también que el pH es determinante en la velocidad de formación de haloformas durante el tratamiento del agua, aplicándose técnicas de control de pH como un medio para reducir su formación. A mayores valores del pH se produce un aumento de la velocidad de formación de trihalometanos.

La formación de trihalometanos se puede reducir significativamente desinfectando el agua mediante cloro combinado, principalmente cloraminas inorgánicas. Esto se puede conseguir mediante la adición de gas amoníaco directamente al agua, o bien, sales de amonio en polvo, tales como sulfato y cloruro de amonio.

La desinfección de aguas naturales o servidas con cloro es, a veces, considerada más crítica que la del agua potable con respecto a la formación compuestos organoclorados, debido a que se asocia la velocidad de formación de trihalometanos con una mayor concentración de carbón orgánico, en general. Sin embargo, los resultados experimentales son poco claros, incluso contradictorios en algunos casos, posiblemente debido a la gran variedad de especies orgánicas que pueden estar presentes en el agua, cada una con comportamientos diferentes. Actualmente se acepta que, más que la presencia de materia orgánica en el agua, son algunos precursores específicos, entre los

que se encuentran los ácidos húmicos y fúlvicos, los que condicionan la formación de trihalometanos.

De acuerdo con un informe del sexto encuentro anual de los laboratorios de referencia para enfermedades de peces de la Unión Europea, realizado en Bruselas en 2002⁸, existen diversas opciones de control del virus ISA en los diferentes países, que incluyen un estricto control en las zonas adyacentes a las áreas de cultivo en que se detecta la enfermedad, control de los contactos entre diferentes lugares de cultivo, renovación de la población de peces después de un cierto período, depoblación de las áreas fuertemente afectadas y vacunación. Sin embargo, independientemente de las diferencias que puedan haber entre los diferentes lugares, el control y desinfección de los efluentes de los lugares de cosecha y procesamiento es una constante, incluyendo Noruega, Canadá, Escocia, Islas Faroë y Estados Unidos.

Aunque se han hecho muchos trabajos y existe experiencia en el empleo de desinfectantes alternativos al cloro, tales como ozono, radiación ultravioleta, ácido fórmico, soda, ácido peracético, la desinfección con hipoclorito de sodio es lejos la más utilizada en todo el mundo. También se ha desarrollado técnicas alternativas al hipoclorito de sodio utilizando cloraminas o dióxido de cloro como desinfectante, por su menor reactividad con la materia orgánica.

En el informe final del Grupo de Trabajo Conjunto Industria-Gobierno realizado en Aberdeen, Escocia, en 2002⁹ se promueve el empleo del hipoclorito de sodio basándose en las directrices del Servicio de Investigación de Establecimientos Pesqueros (FRS) del Laboratorio Marino de Aberdeen, Escocia¹⁰, donde se establece que este desinfectante es muy efectivo contra el virus ISA, aunque su efectividad puede ser muy reducida por la presencia de materia orgánica, como ocurre con muchos métodos de desinfección, requiriéndose de concentraciones entre 100 y 1.000 mg/l, dependiendo de la cantidad de materia orgánica presente, por un mínimo de 30 minutos, para eliminar el virus ISA.

4.3.- Formación de trihalometanos en aguas residuales

A partir de 1974 (Rook) y luego de los primeros estudios efectuados en Holanda, que reconocieron la presencia de compuestos organoclorados en el agua potable,

⁸ Report of the Sixth Annual Meeting of EU National Reference Laboratories for Fish Diseases, Brussels 2002.

⁹ Final Report of the Joint Government/Industry Working Group on Infectious Salmon Anaemia (ISA) in Scotland, Aberdeen 2002.

¹⁰ FRS Marine Laboratory Aberdeen, *Disinfection Guide with regard to the ISA Virus: Version II*

numerosos investigadores han estudiado la formación de compuestos halogenados en los procesos de tratamiento de aguas.

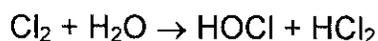
Los estudios se han dirigido principalmente a la formación de trihalometanos (THMs) en los procesos de tratamiento de agua destinadas a consumo humano, debido a que investigaciones toxicológicas sugieren que estos compuestos organoclorados constituyen un agente cancerígeno potencial para la salud.¹¹

Los THMs se generan por la reacción del cloro (desinfección) con materia orgánica, específicamente con precursores de compuestos orgánicos halogenados.

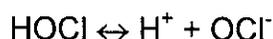
Las aguas servidas son portadoras de una gran diversidad de microorganismos entéricos, responsables de una serie de enfermedades infecciosas de carácter endémico en nuestro país, razón por la cual se requiere su desinfección para complementar los procesos biológicos tradicionales empleados en la remoción de materia orgánica, los que son de baja eficiencia en la destrucción de este tipo de patógenos.

La cloración es el método más generalizado para desinfectar el agua. Ésta no sólo produce desinfección con destrucción de bacterias y algas sino que, también, oxidación de compuestos orgánicos presentes y eliminación parcial o total de colores y olores por la oxidación de los compuestos que los generan. En el caso del agua potable, un remanente de cloro libre residual reduce significativamente el riesgo de contaminación en la red de distribución.

Durante la desinfección con cloro libre, el cloro molecular acuoso reacciona rápidamente con el agua para formar ácido hipocloroso (HOCl), el que se disocia para formar el ión hipoclorito (OCl⁻) y un protón, de acuerdo a la siguiente reacción:



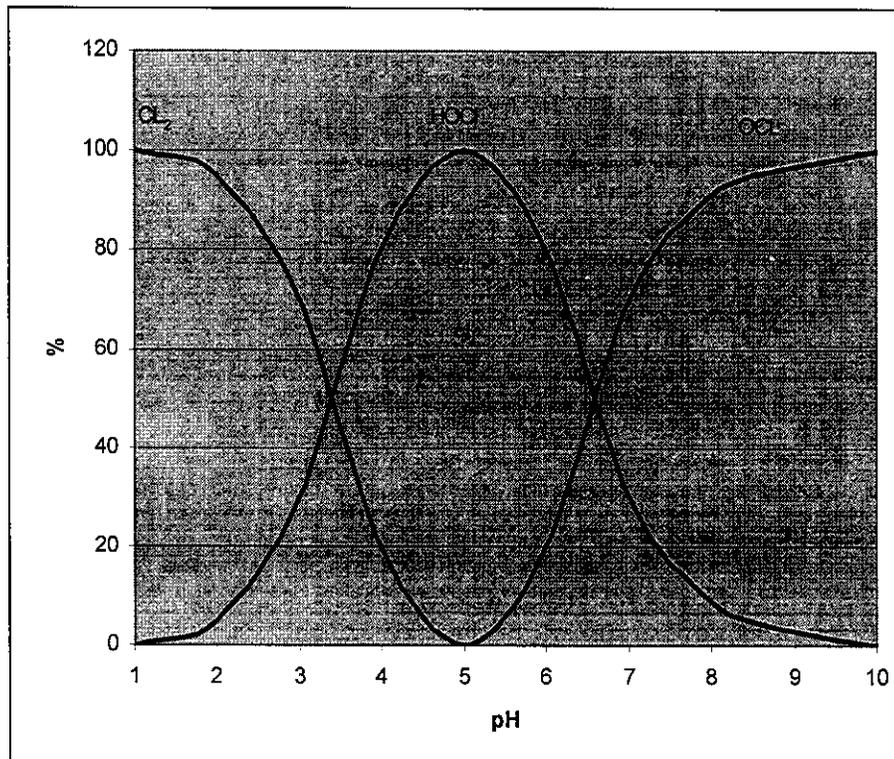
El ácido hipocloroso, a su vez, se disocia en un ión hipoclorito y un protón:



El cloro libre, el ácido hipocloroso y el ión hipoclorito se distribuyen en función del pH de acuerdo a lo que se indica en la figura N° 2.

¹¹ Zatta, Juan Carlos y Viviana Sosa. **Análisis de Trihalometanos en aguas.**

Figura N° 2. Distribución de especies de cloro en función del pH



Tal como se indica en la figura N° 2, a los valores normales de pH, entre 3 y 7, la mayor parte del cloro se encuentra en forma de ácido hipocloroso, que es un desinfectante mucho más potente que el ión hipocloroso.

Si el agua contiene amoníaco u otros compuestos nitrogenados, se puede formar mono, di o tricloraminas (NH_2Cl , NHCl_2 , NCl_3 , respectivamente). Estas formas combinadas del cloro también tienen poder desinfectante, pero muy inferior al del cloro libre.

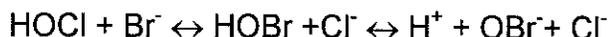
La suma del cloro molecular, ácido hipocloroso y ión hipoclorito, se denomina cloro libre residual.

Cloro libre residual: $2[\text{Cl}_2] + [\text{HOCl}] + [\text{OCl}^-]$

La suma del cloro libre residual y las cloraminas se denomina cloro residual total.

Cloro residual total: $2[\text{Cl}_2] + [\text{HOCl}] + [\text{OCl}^-] + [\text{NH}_2\text{Cl}] + 2[\text{NHCl}_2] + 3[\text{NCl}_3]$

En el agua de mar, se encuentra bromo en forma de bromuros, en altas concentraciones, del orden de 65 mg/l. En presencia de cloro el bromuro se oxida a bromo y reacciona con el ácido hipocloroso para dar ácido hipobromoso, que también tiene poder desinfectante y, por lo tanto, también está sujeto a reacciones con materia orgánica para formar compuestos órgano bromados:



La distribución de las especies de bromo es similar a las de las especies de cloro, pero el ácido hipobromoso se encuentra en mayor proporción a pH entre 5,5 y 9.

Los compuestos órgano bromados pueden ser más dañinos que los compuestos clorados. La Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos (USEPA) estableció en 1998 un valor de 0,08 mg/l de trihalometanos totales como un criterio para aguas naturales (principalmente triclorometano y tribromometano).¹²

Dietrich et al. (1992) reportaron que el uso de dióxido de cloro reduce los niveles de THM porque no reacciona con la materia orgánica. Cuando el agua contiene bromuro, como ocurre con el agua de mar, el empleo de ClO_2 es muy conveniente porque éste no oxida al ión bromuro, como ocurre con otras formas de cloro.

Existen cuatro tipos de reacciones en las cuales el cloro, presente en estas especies, participará en el tratamiento del agua. Estas son reacciones de oxidación inorgánica, reacciones de desinfección, reacciones de sustitución y reacciones de oxidación orgánica.¹³

Los ácidos hipocloroso e hipobromoso reaccionan con la materia orgánica del agua para formar los subproductos de desinfección que incluyen a los trihalometanos (THMs), haloacetanitrilos (HANs), halocetonas (HKs), ácidos haloacéticos (HAAs), cloraminas, clorofenoles y otros. De estos grupos, el más común encontrado en concentraciones significativas en el agua lo constituye el de los THMs, que incluyen cuatro especies químicas: cloroformo (CHCl_3), bromodiclorometano (CHBrCl_2), clorodibromometano (CHBr_2Cl), y bromoformo (CHBr_3), agrupados todos ellos bajo la denominación de trihalometanos.

¹² Abdullah S. Bin Mahfouz, Mahmoud M. El-Halwagi y Ahmed Abdel-Wahab. **Process integration techniques for optimizing seawater cooling system and biocide discharge**. Clean Techn Environ Policy (2006) 8: 203 -215.

¹³ Alarcón, E.; Gabriela Farias.; Alejandra Barrios. **Desinfección de Aguas Servidas mediante cloración y formación de subproductos Organoclorados**.

No toda la materia orgánica reacciona con el cloro para formar THMs. Se han identificado posibles precursores entre los que destacan los grupos acetilo o que lo forman por oxidación, las b-dicetonas y los compuestos polihidroxilados bencénicos, como el resorcinol y los ácidos húmicos y fúlvicos, de carácter natural.

La reacción de formación de THMs es una de las reacciones más lentas de interés para quienes se desempeñan en las instalaciones de aguas. Las reacciones continúan luego de varias horas, con incrementos significativos incluso después de 24 horas de tiempo de contacto. La formación puede continuar por varios días mientras exista un residual de cloro en el agua.¹⁴

La intensidad de la formación de THMs en un agua determinada es función de varios factores, que incluyen las características de la materia orgánica (el origen y la concentración de compuestos precursores), el pH, la temperatura, el tiempo de reacción, concentraciones de los iones bromuro y amonio y dosis de cloro adicionado. Por lo general, la formación de **THMs** aumenta con valores crecientes de la concentración de precursores, el pH, la temperatura, y dosis de cloro.

Algunos compuestos presentes en la materia orgánica natural son los principales precursores de subproductos clorados de la desinfección con cloro. Reckhow *et al*¹⁵ observó como se incrementa la formación de organoclorados en estrecha relación con el contenido aromático de la materia orgánica natural (ácidos húmicos).

Se observa que las mayores concentraciones de trihalometanos se encuentran en aguas potables debido a que en las aguas residuales el cloro rápidamente se combina con las formas nitrogenadas, dejando poco cloro o bromo en formas libres.¹⁶

Allonier *et al*¹⁷ al encontraron experimentalmente que la cloración de agua de mar usada para enfriamiento de estaciones de energía nuclear generaba principalmente bromoformo, con una velocidad que se podía aproximar bastante ($r^2=0,9753$) a la siguiente relación:

$$C(t) = C(24 \text{ horas})(1 - \exp(-0,3 - 0,04 \cdot t_{\min}))$$

¹⁴ Singer, P., 1989: **Disinfection by products: current perspectives**. AWWA.

¹⁵ Reckhow, D. and Singer, P., **Chlorination by-products in drinking waters: From formation potentials to finished water concentrations**, 1985.

¹⁶ Abarnou, A. y L. Miossec. **Chlorinated waters discharged to marine environment chemistry and environmental impact. An overview**. The Science of the Total Environment, 126 (1992) 173-179.

¹⁷ Allonier, Anne-Sophie; Michel Khalanski; Vallérie Camel y Alain Bermod. **Characterization of Chlorination By-products in Cooling Effluents of Coastal Nuclear Power Stations**. Marine Pollution Bulletin, Vol. 38, pp 1232-1241, 1999.

4.4.- Experiencia nacional

Alarcón *et al*⁶ publicaron en 1999 los resultados de diversos estudios realizados en nuestro país en relación a la cloración de aguas servidas y la formación de subproductos de desinfección, entregando antecedentes muy completos sobre esta materia. El estudio incluye principalmente ensayos de demanda de cloro, pruebas de desinfección, pruebas de formación potencial de THMs y control de trihalometanos a escala real. Dada la importancia de los resultados obtenidos y la escasez de antecedentes relativos a la cloración de aguas residuales, a continuación se presenta un resumen de los principales resultados publicados en la referencia.

Como se señaló anteriormente, la dosis de cloro constituye uno de los factores más importantes de la formación de THMs, particularmente por la serie de reacciones previas que ocurren entre éste y las especies químicas presentes en el agua, para cubrir la totalidad de la demanda, permitiendo finalmente reacciones específicas con ciertos compuestos de origen orgánico.

a) Ensayos de demanda de cloro.

Debido a que en los sistemas de tratamiento de aguas servidas con cloración del efluente final se encontró muy baja o nula presencia de THMs, se diseñaron pruebas con aplicación de dosis excesivas de cloro y tiempos de contacto muy superiores a los usuales, para pesquisar la formación de THMs.

Estas pruebas se realizaron para conocer los requerimientos de cloro, el comportamiento de la demanda de cloro de aguas servidas efluentes de un sistema de tratamiento biológico y, adicionalmente, verificar la formación de compuestos organoclorados. Para tal efecto, los ensayos se realizaron simulando el proceso de desinfección mediante cloración mediante la adición de diferentes dosis a una muestra del efluente del sistema de tratamiento biológico. En la figura N° 3 se presenta la curva de demanda de cloro obtenida para un ensayo efectuado sobre muestras de aguas tratadas de una laguna de estabilización facultativa. En esta prueba se utilizó un tiempo de contacto de 30 minutos.

En la cuarta y última zona de la curva de demanda, la curva adopta una pendiente positiva en la cual el incremento de cloro residual es sostenido; ya se han llevado a cabo todas las reacciones inorgánicas y se desarrollan principalmente reacciones de oxidación orgánica, que resultan en la formación de subproductos de desinfección, entre los cuales se puede incluir a los THMs.

Se hicieron diversos ensayos de demanda con efluentes de sistemas de tratamiento biológico de aguas servidas, incluyendo lagunas de estabilización con oxigenación,

lagunas aireadas y sistemas de lodos activados. Todas las pruebas realizadas se hicieron bajo condiciones similares, consistentes en tiempo de contacto de 30 minutos, temperatura media de 21° C y dosis de cloro entre 0,02-18,00 mg/l, empleando una solución de hipoclorito de calcio.

Para el sistema de lagunas de estabilización con oxigenación sólo se detectaron señales cromatográficas correspondientes al compuesto triclorometano en algunas de las muestras, las cuales se ubicaron bajo o en el límite de detección del método (10 µg/l)

Para el sistema de lagunas aireadas, tampoco se detectó presencia de las especies indicadas, con la excepción del triclorometano, en que se detectaron señales bajo el límite de detección en aquellas muestras que tenían una concentración de cloro inferior a 16,0 mg/l. Sólo en la muestra con máxima concentración cloro, de 18 mg/l, se registró una concentración medible de triclorometano, que alcanzó de 20 µg/l.

Para el sistema de lodos activados sólo se detectaron señales para la especie triclorometano en algunas de las muestras.

En la figura N° 4 se presenta la curva de demanda de cloro obtenida para el efluente de una laguna de estabilización facultativa, junto con los valores de trihalometanos obtenidos para un tiempo de contacto de 30 minutos.

b) Pruebas de desinfección.

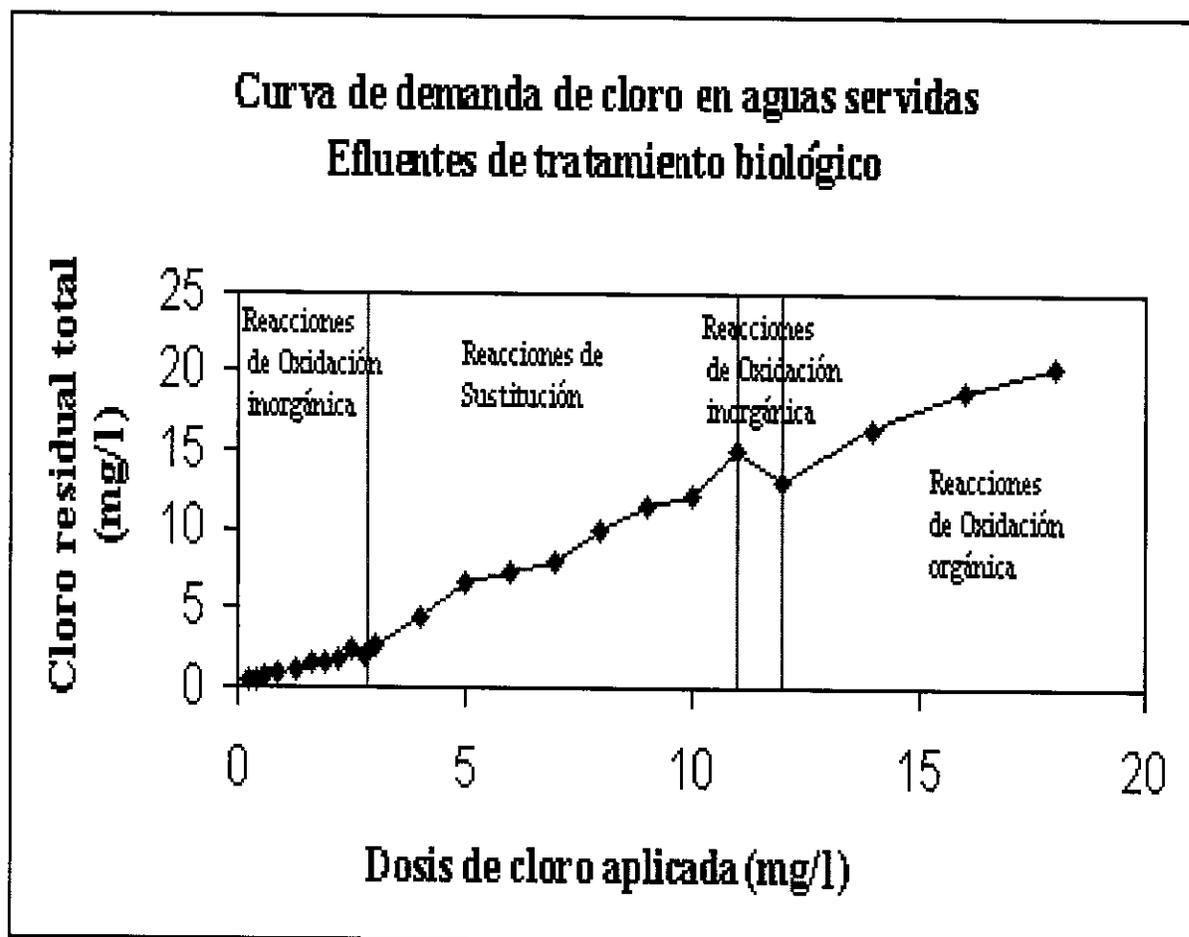
Con el propósito de estimar la dosis de cloro que deben aplicarse en las plantas de tratamiento de aguas servidas para la desinfección del agua y, además, conocer en qué zona de la curva de demanda se sitúa este proceso, se realizaron diversas pruebas de desinfección.

El diseño de las pruebas contempla la aplicación de dosis de cloro variable a una serie de volúmenes de una misma muestra procedente del efluente de las etapas de tratamiento biológico de las plantas, manteniendo un tiempo de contacto de 30 minutos, al cabo del cual se hicieron análisis bacteriológicos para determinar microorganismos de origen fecal representados por el indicador *Escherichia Coli*. Los parámetros del ensayo consultaron una dosis cloro variable en el rango 0,00-6,00 mg/l, una temperatura media de 21° C y mezcla rápida durante 1 minuto.

Se efectuaron ensayos para los tres sistemas de tratamiento biológico. Los resultados obtenidos, que se presentan en la figura N° 5, permiten observar que, en todos los casos, se logró alcanzar la desinfección de las aguas, reduciendo el contenido original

de microorganismos de origen fecal a valores inferiores a 1.000 NMP/100 ml, con dosis de cloro inferiores a 2,5 mg/l.

Figura N° 3



Gabriela Castillo y Pamela Cañas¹⁸ evaluaron el efecto del cloro en la desinfección de RILes efluentes de plantas de proceso de salmónidos usando como indicador el virus MS2, bacteriófago cuyo genoma, al igual que el del virus ISA, está constituido por Ácido Ribonucleico (ARN) de cadena simple. De acuerdo a la demanda de cloro de las muestras agregaron hipoclorito de sodio junto con una dosis conocida del virus y titularon la concentración de virus remanente a diferentes tiempos, al cabo de los cuales se neutralizó el cloro residual mediante tiosulfato de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$).

¹⁸ Castillo, Gabriela y Pamela Cañas. **Estudio de la Eficiencia de la Cloración de RILes de Plantas de Proceso de Salmónidos para Controlar el Virus ISA (ISAV)**. Departamento de Ingeniería Civil, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. Universidad de Chile.

Observaron que la demanda de cloro por la materia orgánica presente empieza a ser activa a partir de los 30 minutos de tiempo de contacto. 250 mg/l de cloro libre residual fueron insuficientes para eliminar el virus ISA en una muestra con 100 mg/l de Sólidos Suspendidos Totales, incluso luego de 60 minutos de tiempo de contacto. En cambio, 500 mg/l de cloro libre residual fueron suficientes para reducir en 6 órdenes de magnitud y eliminar completamente el virus en sólo 10 minutos de tiempo de contacto, en una muestra con 300 mg/l de Sólidos Suspendidos Totales. 1.000 mg/l de cloro libre residual permitieron eliminar completamente el virus ISA, en la misma muestra anterior, en sólo 5 minutos.

c) Pruebas de formación potencial de THMs

Debido a las bajas concentraciones de THMs obtenidas en las pruebas de demanda de cloro, Alarcón *et al* hicieron un ensayo específico para determinar la formación potencial de este tipo de compuestos. El propósito de esta prueba fue verificar la formación de THMs en las aguas servidas tratadas, como resultado de la reacción con el cloro, al extremar las dosis de cloro y el tiempo de contacto.

Se consideraron como parámetros generales, para todos los casos ensayados, una dosis de cloro de 33 mg/l, asegurando una concentración de cloro residual alta que permita la reacción de cloro con compuestos orgánicos. El tiempo de contacto se extendió a 48 horas, el pH se mantuvo regulado durante este periodo para asegurar las especies activas del cloro, y la temperatura promedio fue de 21° C. Se analizaron las cuatro especies del grupo trihalometanos.

En los análisis de las muestras, sólo se detectó la presencia de la especie triclorometano, no detectándose señales de las tres especies químicas restantes. Las concentraciones de triclorometano encontradas están en el rango de 10 µg/l a 90 µg/l. El valor promedio alcanzó $35,9 \pm 20,6$ µg/l, y el valor medio de cloro residual libre al final de la prueba fue de $0,45 \pm 0,27$ mg/l.

Aunque las dosis de cloro requeridas en cada sistema es función de la calidad de las aguas efluentes de los sistemas de tratamiento, el hecho que la desinfección se desarrolle dentro de las primeras etapas de la demanda de cloro asegura que estas dosis no deban ser excesivamente grandes y, de esta manera, que no puedan alcanzar las zonas de reacción donde predomina la oxidación de compuestos orgánicos, en la que se generan los subproductos de desinfección.

Figura N° 4

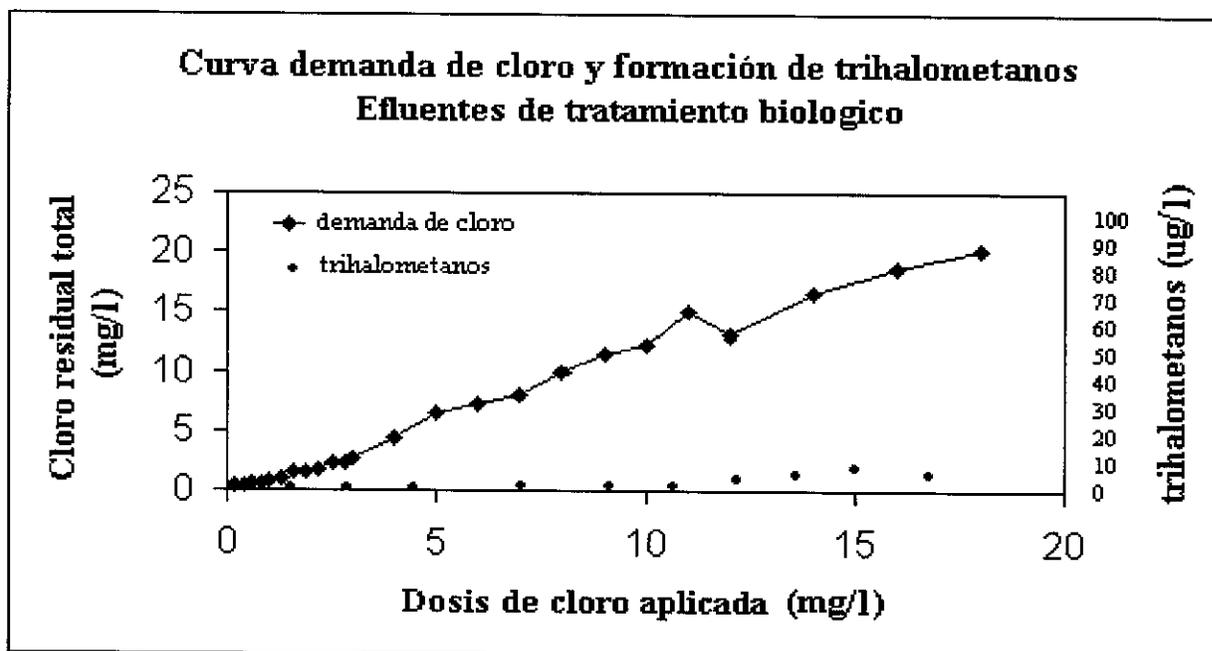
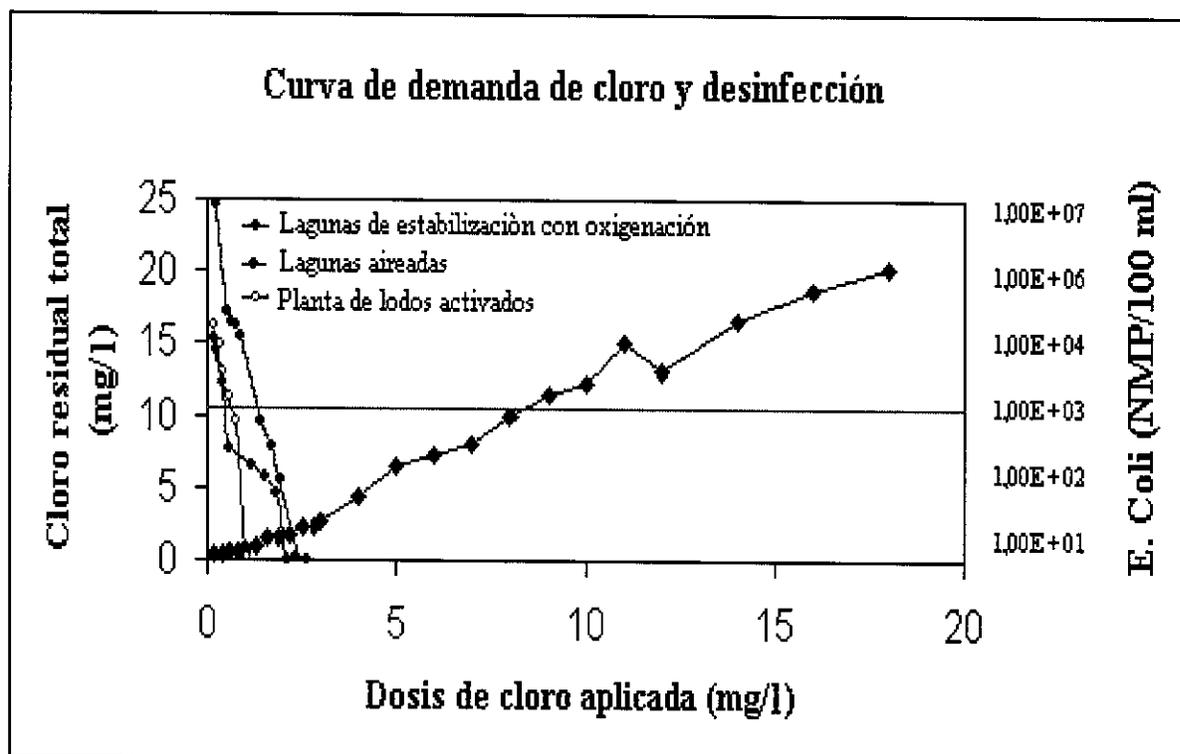


Figura N° 5

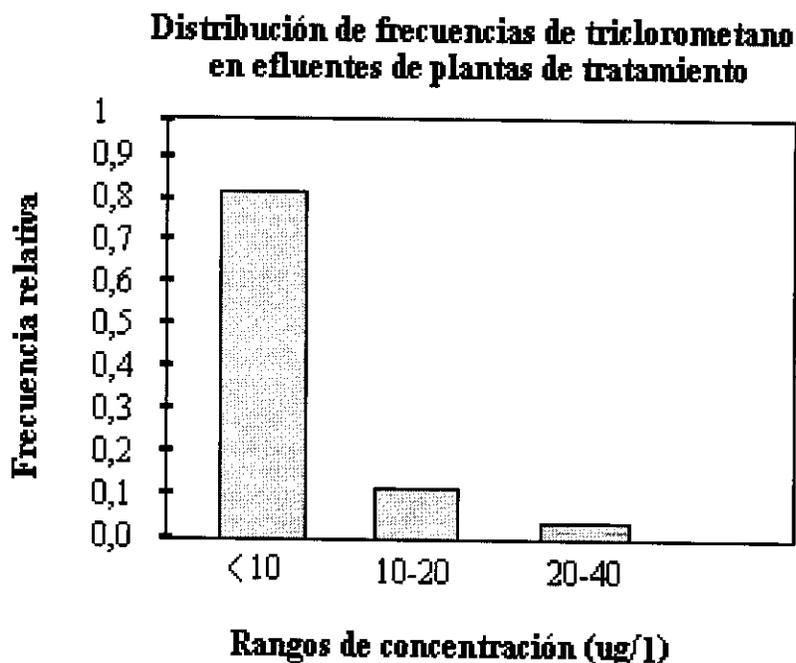


d) Control de trihalometanos a escala real.

Tras un plan de control destinado a la verificación del contenido de subproductos de desinfección, especialmente especies químicas del grupo trihalometanos en aguas servidas desinfectadas, entre 1995 y el primer trimestre de 1999 se procesaron 559 muestras de efluentes clorados, correspondiente a 18 plantas de tratamiento de aguas servidas, haciéndose 2.330 análisis de laboratorio para la determinación de triclorometano, bromodichlorometano, dibromoclorometano, tribromometano

Del análisis de los cuatro compuestos, tres no fueron detectados en ninguna de las 559 muestras, encontrándose tan sólo el compuesto triclorometano. Los resultados de los análisis indican que en el 82,3 % de las muestras los valores cuantificados se situaron bajo el límite de detección de la metodología analítica, mientras que un 10,6 % se ubicó en el rango de 10-20 $\mu\text{g/l}$, un 5,9 % en el rango de 20-40 $\mu\text{g/l}$ y un 1,2 % sobre los 40 $\mu\text{g/l}$. En la figura N° 6 se presenta un gráfico con el porcentaje del total de los análisis asociado a cada rango de concentración.

Figura N° 6



Los resultados obtenidos en las investigaciones conducidas por Alarcón *et al*, son concordantes con los registrados en la escasa literatura disponible sobre efectos de la cloración de aguas servidas. En la planta de tratamiento de aguas servidas de

Cincinnati, Ohio, se encontró niveles de 9,3 µg/l en el afluente a la planta, presumiblemente provenientes del agua potable, valor que incrementó a 12,1 µg/l en el efluente sometido a desinfección con cloro.¹⁹

4.5.- THM como xenobióticos

La descarga de aguas residuales provenientes de la actividad salmonífera, en principio, supone un tratamiento previo, incluyendo una desinfección para disminuir la carga bacteriana. Es precisamente esta desinfección, en el caso que se utiliza cloro, un aspecto controversial debido a que se podrían generar sustancias xenobióticas (xeno = extraño, biótico = vida), como los trihalometanos.

El factor más importante de estos compuestos desde el punto de vista de la toxicidad, radica en la permanencia en ambientes naturales, dependiendo ésta de varios factores, que incluyen transformación microbiana, volatilización, lavado, bioconcentración y fijación/adsorción, entre las más importantes.

En el caso de los trihalometanos, la principal especie de interés es el triclorometano o cloroformo, debido a su mayor probabilidad de formación con respecto a las especies bromadas en aguas servidas. El triclorometano presenta las características que se indican en forma resumida en la tabla N° 1.

Tabla N°1
Características del cloroformo (triclorometano)

Característica	Valor
Peso Molecular	119,4
Punto de ebullición a 100 Kpa (C°)	61,7
Solubilidad (mg/L) a 20 ° C	9.600
Presión de vapor (Kpa) a 20° C	20
(10 ⁻³) Cte. de Henry (atm. m ³ /mol)	3,39

De la información contenida en la tabla N° 1 se puede concluir que este compuesto tiene una elevada solubilidad, bajo punto de ebullición, y elevada presión de vapor. Estas características lo diferencian de pesticidas y compuestos aromáticos halogenados, presentando éstos por lo general una menor solubilidad, mayor punto de ebullición y menor presión de vapor.

¹⁹ EPA. **Ambient Water Quality Criteria for Chloroform**. EPA 440/5-80-033. Octubre de 1980.

4.6.- Permanencia de los THMs en el medio ambiente

La permanencia en el medio ambiente, depende de muchos factores, entre otros la solubilidad en agua. El triclorometano presenta una elevada solubilidad, lo que está íntimamente relacionado con la movilidad del compuesto, de forma que cuanto mayor es la solubilidad, mayor es también la movilidad, disminuyendo la permanencia y disminuyendo la bioacumulación en lípidos en la cadena trófica.

Otro factor de importancia es la volatilización, factor no tan importante en pesticidas o halogenados aromáticos, pero que cobra inusual importancia en el triclorometano, debido al elevado valor de su constante de Henry y su bajo punto de ebullición.

La descomposición microbiana y química representa otro factor importante a considerar en la degradación de los trihalometanos. En los microorganismos, el objetivo principal es la obtención de energía y, de acuerdo a lo publicado por Mutsumura (1982)²⁰, muy pocas moléculas (entre ellas algunos halogenados aromáticos usados como insecticidas) no son atacadas por algún tipo de microorganismo en el suelo.

La degradación química mediante reacciones de oxidación, reducción, fotólisis o hidrólisis representa un factor de poca importancia, debido a que es un proceso lento y los trihalometanos presentan una mediana estabilidad, pero adquiere un valor significativo al considerar pequeñas concentraciones, como en este caso, y adicionalmente luz solar, temperatura y humedad.

et²¹ al demostraron experimentalmente que el cloroformo y otros compuestos organoclorados de bajo peso molecular se evaporan en un 50% o más en 30 minutos y a 90% o más en menos de 90 minutos, cuando son agitados a 200 rpm en contenedores abiertos a 25° C. También mostraron que la salinidad y la presencia de sólidos de diversas características tienen muy poco efecto en los resultados, indicando que no habría una diferencia sustancial en las pérdidas por evaporación entre agua dulce y agua de mar. La velocidades de las reacciones de hidrólisis u oxidación resultan prácticamente despreciables frente a la evaporación, con vidas medias de entre 6 y 8 meses. En la tabla N° 2 se presenta un resumen de la información generada, en términos de constantes cinéticas equivalentes para una de reacción para primer orden.

²⁰ Mutsumura, F., 1982: **Degradation of pesticides in the environment by microorganisms and sunlight**, en *Biodegradation of pesticides*,

²¹ Dilling, Wendell L.; Nancy B. Teferefiller y George J. Kallos. **Evaporation Rates and Reactivities of Methylene Chloride, Chloroform, 1,1,1-Trichloroethane, Trichloroethylene, Tetrachloroethylene, and other Chlorinate Compounds in Dilute Aqueous Solutions.**

Tabla N° 2
Constantes cinéticas equivalentes para una reacción de primer orden

Proceso	Constante cinética (1/día)
Evaporación	33,3-36,8
Reacción (hidrólisis, oxidación)	0,00128-0,00385

4.7.- Efectos de los Trihalometanos en la salud humana y en el ambiente

La desinfección de aguas residuales, sean éstas de origen doméstico o industrial, es un requisito básico para su disposición en cuerpos superficiales. Si bien hasta ahora se ha utilizado la cloración como sistema tradicional de desinfección, existe una conciencia pública y preocupación creciente por la formación de compuestos organoclorados, los cuales se reconocen como agentes cancerígenos²².

De la presencia de trihalometanos en el agua potable surge una preocupación para la salud pública, básicamente en razón de una posible conexión carcinogénica. Por esta razón, se ha producido un ajuste progresivo en las normas para calidad del agua potable en lo que respecta a la concentración máxima aceptable de estos compuestos. En la segunda edición de las Guías para la Calidad del Agua Potable (1995), la OMS propone valores máximos aceptables para el agua potable de 200, 60, 100 y 100 µg/l, para el CHCl₃, CHBrCl₂, CHBr₂Cl, CHBr₃ respectivamente. Además, recomienda que la suma de las relaciones entre las concentraciones de las especies y los valores máximo aceptables sea menor de 1,0²³. Por otra parte, la OMS argumenta que el agua potable no desinfectada representa más riesgo para la salud de los consumidores que el derivado de los subproductos de la desinfección con cloro.¹

La USEPA adoptó en 1995 una concentración máxima aceptable de 80 µg/l para los trihalometanos totales en la primera etapa de la implementación de su Norma sobre Desinfectantes/Subproductos de la desinfección y proyectaba disminuirla a 40 µg/l en 2002¹.

La directiva sobre agua de bebida de la Unión Europea, no especifica un valor de concentración máxima aceptable para los Trihalometanos totales. Sin embargo, esta directiva está revisándose y el último borrador publicado por la Comisión de la Unión

²² American Journal of Public Health, **Chlorination By-products and Cancer: A meta-analysis**.

²³ OMS, Ginebra 1995. **Guías para la Calidad del Agua Potable**. Segunda edición, Vol 1. Recomendaciones

Europea¹ propone un valor límite de 40 µg/L para el cloroformo y 15 µg/L para el bromodiclorometano (CHBrCl₂).

El cloroformo produce una serie de efectos adversos a la salud de las personas, siendo muy difícil establecer niveles de seguridad absoluta, por la dificultad inherente a la conducción de estudios en seres humanos. El efecto más serio que se debe considerar es el potencial cancerígeno de este compuesto. El conocimiento disponible lleva a la conclusión que la carcinogénesis es *sin umbral e irreversible*. Que sea sin umbral significa que, si bien a altas dosis se pueden producir muchos tumores, cualquier dosis, por pequeña que sea, estará asociada a alguna probabilidad de producir cáncer. El concepto de irreversibilidad implica que, una vez que el proceso de crecimiento del tumor se ha iniciado, continuará y puede producir metástasis e involucrar otros órganos hasta que se produce la muerte.⁹ En la tabla N° 3 se presenta un resumen de los criterios aplicados por la USEPA en función de los niveles de riesgo, para el cloroformo.⁹

En la tabla N° 3, un nivel de riesgo de 10⁻⁷ significa la probabilidad de un caso adicional de cáncer por cada 10.000.000 de personas expuestas.

Tabla N° 3
Efectos carcinogénicos en seres humanos⁹

Criterios para el cloroformo en el agua asociados a diferentes niveles de riesgo			
Hipótesis de exposición diaria	10⁻⁷	10⁻⁶	10⁻⁵
2 litros de agua más 6,5 gramos de pescados o mariscos	0,019 µg/l	0,19 µg/l	1,9 µg/l
Sólo pescados y mariscos	1,57 µg/l	15,7 µg/l	157 µg/l

4.8.- Efectos de los THMs en la vida acuática

Se han realizado numerosos estudios¹⁰ de toxicidad aguda producida por el cloroformo en especies acuáticas, tales como *Daphnia Magna*, truchas y otros peces, resultando como especie más sensible la *Daphnia Magna* con una Concentración Letal 50% en 48 horas de 28.900 µg/l. En los peces, la concentración LC₅₀ estuvo en el rango 54.000 a 110.000 µg/l.

Abarnou y Miossec²⁴ presentan cifras similares para la toxicidad aguda, indicando que para el cloroformo, por ejemplo, la mayoría de los efectos letales se produce a concentraciones del orden de los 30 mg/l (30.000 µg/l) o superiores,

La literatura²⁵ indica que la toxicidad del cloro para la vida acuática está en el rango de 0,25 a 2,5 mg/l, expresada como concentraciones letales 50% o concentraciones de inactivación 50%, similar a los rangos obtenidos para las cloraminas, de 0,06 a 1 mg/l. Los subproductos de la cloración, en cambio, por corresponder a compuestos más estables, muestran toxicidad es mucho menores, de entre 7,11 y 758 mg/l para los trihalometanos y entre 0,22 y 9.300 para los ácidos haloacéticos (HAAs), también expresados en términos de las concentraciones letales 50% o concentraciones de inactivación 50%.

En la tabla N° 4 se presenta un resumen de esta información.

Tabla N° 4. Resumen de la información de toxicidad asociada al cloro y los productos de la desinfección

Especie química	Fuente de información	LC _{50%} -IC _{50%} (mg/l)
Cloro	Local study ²²	0,27-1,8
	NOEC	0,02-1,21
	CEST, 2000 (peces marinos)	0,025-2,5
Cloraminas	USEPA	0,06-1
THM	EPD, 2000	7,1-785
HAAs	EPD, 2000	0,22-9.300

En términos de la capacidad de bioacumulación de los subproductos de la desinfección con cloro, es decir de su capacidad para acumularse en los organismos acuáticos y

²⁴ Abarnou A. y L. Miossec. **Chlorinated waters discharged to the marine environment chemistry and environmental impact. An overview.** The Science of the Total Environment, 126 (1992) 173-197.

²⁵ Gobierno de Hong Kong Proyecto A Clean Harbour for Hong Kong. **Assesment of the Water Quality Implications of Phased Implementation of HATS Stage 2. Annex to Appendix II. Exerpt on Chlorination Disinfection.** 2005

magnificarse en la cadena trófica, la información disponible indica que ésta es muy baja, inferior a los límites usualmente utilizados para considerarlos como acumulativos. La capacidad de bioacumulación se puede estimar a través del parámetro K_{ow} , correspondiente al coeficiente de partición octano-agua (octane-water), definido como el cociente entre la solubilidad del compuesto en n-octano y agua, bajo condiciones de equilibrio. Normalmente se clasifica una sustancia como acumulativa cuando su Potencial de Bio Acumulación, $\log K_{ow}$, es mayor o igual a 5, pero los subproductos de la desinfección con cloro muestran valores inferiores a 3, por lo que se pueden clasificar como no acumulativos. En la tabla N° 5 se muestran valores de Potencial de Bio Acumulación medidos para diferentes subproductos de la desinfección con cloro.

Tabla N° 5
Potencial de Bio Acumulación para diferentes subproductos de la desinfección con cloro

Familia	Subproducto	Potencial de Bio Acumulación ($\log K_{ow}$)
THM	Cloroformo	1,97
	Bromodiclorometano	s/i
	Dibromoclorometano	2,24
	Bromoformo	2,37
HAA	Ácido tricloroacético	0,1-1,96
	Ácido dicloroacético	-0,14-1,39
	Ácido monocloroacético	0,22
	Ácido monobromoacético	s/i
	Ácido dibromoacético	s/i

s/i: Sin información

La toxicidad crónica ha sido estudiada considerando tiempos de sólo 23 y 27 días en truchas arcoiris (*Salmo gairdneri*), resultando valores de LC_{50} de 1.240 a 2.030 $\mu\text{g/l}$.¹⁰

Abarnou y Miossec²² también indican que los mayores riesgos para la vida acuática asociados a la cloración sistemática serían la formación de compuestos mutagénicos, para los cuales probablemente no existe una concentración umbral.

4.9. Cinética de la formación de Trihalometanos

Existe una abundante literatura respecto a la formación de THMs como resultado de la desinfección de agua potable con cloro. Se han establecido numerosas correlaciones para estimar la concentración de THMs que se forman, así como la cinética de esta formación (Clark, Clark y Sivaganesan, Singer, etc.). Las relaciones predictivas utilizan como variables principales la concentración de carbono orgánico en el agua cruda expresada como Carbón Orgánico Total (COT), la dosis de cloro, el pH, el tiempo de contacto y la temperatura. El uso del COT como variable independiente en las correlaciones involucra la hipótesis que este parámetro se explica principalmente por la existencia de sustancia húmicas precursoras de la formación de THM. Sin embargo, este parámetro no es específico y da cuenta de otras formas de materia orgánica, no necesariamente precursoras. Un parámetro mejor relacionado con la concentración de precursores es la absorción ultravioleta a 254 nanómetros (10^{-9} metros). Para la formación de THM como resultado de la cloración de aguas servidas, sin embargo, no existen correlaciones reportadas en la literatura. Las correlaciones disponibles para predecir la formación de THM en agua potable no son válidas en aguas servidas, ya que en éstas la cantidad de materia orgánica no asociada a precursores es varios órdenes de magnitud superior a la concentración de éstos.

Se ha reportado cinéticas hiperbólicas de formación de trihalometanos y relaciones polinomiales logarítmicas para estimar la formación de estos compuestos en función de la dosis de cloro, la presencia de materia orgánica expresada como COT y absorbancia UV a 254 nm, el pH y la temperatura. Sin embargo, estas relaciones son válidas sólo para el agua potable.^{1, 26, 27}

Los precursores de la formación de THMs son los ácidos húmicos y fúlvicos, principalmente, los que se caracterizan por tener anillos bencénicos en su estructura y se originan en la degradación de materia orgánica vegetal, como la lignina. Las sustancias húmicas consisten en macromoléculas polielectrolíticas de gran peso molecular, del orden de las decenas de miles. Las sustancias fúlvicas tienen pesos moleculares en el rango de las centenas.

²⁶ Clark, Robert M and Mano Sivaganesan. **Predicting Chlorine Residuals and Formation of TTHMs in Drinking Water.** Journal of Environmental Engineering.

²⁷ Clark, Robert M. **Chlorine Demand and TTHM Formation Kinetic: A Second-Order Model.** Journal of Environmental Engineering.

La materia orgánica contenida en las aguas servidas, si bien está en una alta concentración, consiste principalmente de carbohidratos, proteínas, grasas y aceites. De éstas, sólo algunos aminoácidos podrían tener características aromáticas, pero sin que esto signifique que necesariamente deban ser precursores de formación de THMs. Por otra parte, los procesos de tratamiento probablemente reducen significativamente la eventual presencia de precursores en las aguas servidas.

Si bien no existen correlaciones que permitan estimar la formación de THMs como resultado de la cloración de aguas servidas tratadas, los estudios relativos a este tema indican que, en términos generales, los niveles de formación de THMs son muy bajos, generalmente inferiores al límite de detección de la cromatografía gaseosa con extracción líquido-líquido y captura electrónica, normalmente establecido en 10 µg/l. Este valor se alcanza cuando las dosis de cloro aplicadas están en el entorno de los 10 mg/l, valor que se ubica aproximadamente en el límite superior del rango usual de dosificación. Además, sólo se ha detectado triclorometano, especie reportada por la literatura como la más abundante.

Alarcón estudió la formación potencial de THMs aplicando a aguas servidas tratadas una dosis de cloro de 33 mg/l con un tiempo de contacto de 48 horas, alcanzando de esta forma una concentración de triclorometano de sólo 36 µg/l.

A modo de referencia, el valor máximo establecido por la USEPA para abastecimientos públicos de agua potable es de 80 µg/l, es decir, 8 veces superior a los valores típicos y más de dos veces superior a la concentración obtenida con dosis de cloro y tiempo de contacto extraordinariamente altos.

En resumen, la literatura disponible indica que, como resultado de la cloración de aguas servidas a dosis de cloro del orden de 10 mg/l, la formación de THMs no supera los 10 µg/l, estando representada sólo por triclorometano. En caso de existir bromo en el agua, se formaría además el resto de las especies que constituyen los THMs.

También sería posible tener altas concentraciones de cloroformo en las aguas servidas si éstas tuvieran altas concentraciones de sustancias precursoras como resultado de descargas de residuos líquidos industriales, principalmente de la industria de productos de goma y de industrias químicas⁹.

En un estudio realizado por Allonier et al²⁸ se muestra que como resultado de la cloración de agua de mar el subproducto más abundante resulta ser el bromoformo, alcanzándose las máximas concentraciones en alrededor de 24 horas. Se encontró experimentalmente que la cloración de agua de mar usada para enfriamiento de estaciones de energía nuclear generaba bromoformo con una velocidad que se podía aproximar bastante ($r^2=0,9753$) a la siguiente relación:

$$C(t) = C_{24h} (1 - e^{-0,3-0,04t_{\min}})$$

en que $C(t)$ es la concentración en el tiempo t
 C_{24h} es la concentración al cabo de 24 horas y
 t_{\min} es el tiempo expresado en minutos.

Según esta expresión, al cabo de entre 1 o 2 horas se alcanza el 95% de la concentración alcanzada en 24 horas, en que el sistema se encuentra prácticamente estabilizado.

También se observó que la reacción de formación de bromoformo es agua de mar es levemente más rápida que la de formación cloroformo en agua dulce.

4.10.- Resumen de la información bibliográfica

El aparecimiento del virus ISA en los salmonídeos de las principales instalaciones productivas existentes en el mundo ha obligado a extremar las precauciones para evitar su propagación. En los países productores se utiliza mayoritariamente el cloro, tanto por su efectividad, bajo costo y bajo nivel de inversión requerido. Sin embargo, la posibilidad de formación de compuestos organoclorados, que son potencialmente cancerígenos, genera un nivel adicional de preocupación. La información bibliográfica disponible indica que no basta con la presencia de cloro y materia orgánica para que se formen compuestos organoclorados, sino se requiere la presencia de algunos compuestos denominados precursores específicos como son las sustancias húmicas y fúlvicas. Incluso, se observa que la probabilidad de formación de compuestos organoclorados es mayor en el agua potable debido a que los compuestos amoniacales, abundantes en las aguas residuales, reaccionan rápidamente con el cloro disponible inhibiendo la posibilidad de que el éste se utilice en la formación de organoclorados.

²⁸ Allonier, Anne Sophie; Michel Khalanski; Valerie camel y Alain Bermond. **Characterization of Chorine By products in Cooling Effluents of Coastal Nuclear Power Stations**. Marine Pollution Bulletin, Vol. 38, N° 12, pp. 1232-1241, 1999.

El agua de mar tiene altas concentraciones de bromo en forma de bromuros, del orden de 65 mg/l, y la presencia de cloro causa su oxidación a bromo en presencia de el ácido hipocloroso el bromo reacciona formando ácido hipobromoso, que también tiene poder desinfectante y, por lo tanto, también está sujeto a reacciones con materia orgánica para formar compuestos órgano bromados. La distribución de las especies de bromo es similar a las de las especies de cloro, pero el ácido hipobromoso se encuentra en mayor proporción a pH entre 5,5 y 9. En un estudio realizado por *Allonier et al* se muestra que como resultado de la cloración de agua de mar el subproducto más abundante resulta ser el bromoformo, alcanzándose las máximas concentraciones en alrededor de 24 horas.

De acuerdo con la información bibliográfica disponible, el empleo de dióxido de cloro presentaría grandes ventajas con respecto al otras formas de cloro (hipoclorito de sodio o cloro gas) debido a su baja reactividad con la materia orgánica y con el ión bromuro, abundante en el agua de mar.

Los compuestos organoclorados y organohalogenados, en general, si bien tienen propiedades potencialmente cancerígenas, en términos de toxicidad aguda tienen un potencial muy inferior al del cloro. Las concentraciones letales son altas, del orden de los 30 mg/l, superiores en más de 10 veces a las observas para el cloro y las cloraminas.

Según lo demuestran las investigaciones presentadas por Abarnou y Miossec, la capacidad de bioacumulación de los subproductos de la desinfección con cloro es muy baja, inferior a los límites usualmente utilizados para considerarlos como acumulativos. Los subproductos de la desinfección con cloro muestran valores del coeficiente de partición octano-agua inferiores a 3, requiriéndose que éste índice sea mayor o igual a 5 para que esos compuestos se puedan clasificar como bio acumulativos

En términos de su autopurificación, si bien experimentan una lenta biodegradación, su elevada volatilidad hace que su presencia sea muy fugaz en el agua, especialmente cuando esta están sometida a una permanente agitación, como es caso del agua de mar. Dilling et al demostraron que la concentración de cloroformo y otros compuestos orgánicos halogenados de bajo peso molecular son altamente volátiles, pudiéndose reducir a la mitad en tan sólo 30 minutos, lo que equivale a una tasa de degradación de primer orden del orden de 35 1/día. También mostraron que la salinidad y la presencia de sólidos de diversas características tienen muy poco efecto en los resultados, indicando que no habría una diferencia sustancial en las pérdidas por evaporación entre agua dulce y agua de mar. Las velocidades de las reacciones de hidrólisis u oxidación, en cambio, resultan prácticamente despreciables frente a la evaporación, con vidas medias de entre 6 y 8 meses, lo que es equivalente a tasas de decaimiento de primer orden de tan sólo 0,001 a 0,004 1/día.

5.- CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS LÍQUIDOS

5.1.- Calidad de los efluentes de la actividad salmonífera

En términos generales los efluentes de la actividad salmonífera contienen principalmente restos de sangre, fluidos y partículas de grasa y proteína, los que eventualmente se descomponen y disuelven en el agua, dando origen a una elevada carga orgánica, aceites y grasas, nitrógeno en diversas formas, fósforo y partículas en general. La carga orgánica alta se refleja en parámetros como la Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO_5), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Sólidos Volátiles. El nitrógeno se refleja en los parámetros Nitrógeno Orgánico, Nitrógeno Amoniacal, Nitrógeno Kjeldahl (orgánico más amoniacal), Nitritos y Nitratos. El contenido de partículas se refleja en altos niveles de Sólidos Suspendedos Totales, Fijos y Volátiles.

En la tabla N° 6 se presenta los resultados de análisis de muestras tomadas en diversos etapas del proceso productivo de una planta procesadora de salmones ubicada en la localidad de Chonchi, Isla de Chiloé, en la X Región de los Lagos. Junto a los valores de los parámetros de calidad se ha incluido, a modo de comparación, los valores máximos admisibles establecidos en la norma de descarga a cuerpos de aguas superficiales (DS 90) para descargas al mar fuera de la Zona de Protección Litoral (ZPL) y en la norma de descarga a sistemas de alcantarillado (DS 609).

Tabla N° 6. Calidad efluente en una planta procesadora de salmones ubicada en la localidad de Chonchi, Isla de Chiloé, X Región de Los Lagos

Parámetro	Unidades	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Muestra 4	Muestra 5	Muestra 6	Promedio	DS 90	DS 609
DBO ₅	mg/l	30	2.400	1.600	600	800	410	1.191	60 ¹	300 ³
DQO	mg/l	40	3.600	2.600	825	990	850	1.901	-	-
Aceites y Grasa	mg/l	19	126	64	58	61	19	57	150 ²	150
Sólidos Totales	mg/l	263	25.684	19.724	3.768	580	920	12.272	-	-
ST fijos	mg/l	168	20.068	15.444	3.232	252	700	9.572	-	-
ST volátiles	mg/l	100	5.616	4.280	536	328	220	2.700	-	-
Sólidos Suspendidos	mg/l	7	467	272	105	228	89	224	700 ²	-
SS fijos	mg/l	4	117	60	9	35	6	47	-	-
SS volátiles	mg/l	3	350	212	96	193	83	178	-	-
Sólidos Disueltos	mg/l	261	25.217	19.452	3.663	352	831	12.048	-	-
SD fijos	mg/l	164	19.951	15.384	3.223	217	694	9.525	-	-
SD volátiles	mg/l	97	5266	4.068	440	135	137	2.523	-	-
Nitrógeno total	mg/l	3,5	288	291	65	56	51,2	184	-	-
Fósforo Total	mg/l	0,59	2,04	3,32	2,78	7,15	4,91	3,68	-	10
Coliformes Totales	NMP/100 ml	2	1,1E+6	1,7E+5	5E+6	2,2E+6	3E+7	7E+06	-	-
Coliformes fecales	NMP/100 ml	2	80	300	170.000	20.000	2	3E+03	1.000 ¹	-
Caudal	m ³ /hora	3,75	4,22	16,88		4,34	7,63	36,82	-	-

Para descargas al mar dentro de la Zona de Protección Litoral

¹ Para descargas al mar fuera de la Zona de Protección Litoral

³ Valor puede ser excedido mediante suscripción de un convenio por exceso de cara con la empresa de servicios sanitarios

En la tabla N° 7 se presenta, además, un resumen de la información de calidad de efluentes de 18 plantas de proceso y matanza de salmones estimadas en las Declaraciones de Impacto Ambiental presentadas a la COREMA respectiva y que se encuentran disponibles en formato electrónico en el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental²⁹.

Tal como se puede observar de los valores contenidos en las tablas, los efluentes de las plantas procesadoras y de matanza de salmónidos se caracterizan por altos contenidos de materia orgánica degradable, en términos de DBO₅, aceites y grasas, fósforo, nitrógeno y sólidos en diversas formas. Además, producto de las actividades de limpieza, los residuos líquidos contienen detergentes, que se expresan en términos del contenido de las Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM) o del Poder Espumígeno.

²⁹ www.e-seia.cl

Tabla N° 7. Calidad de efluentes de plantas salmoníferas. Información extraída del E-SEIA

Parámetro	Acetres y Grasas mg/l	Coliformes Fecales NPM/100 ml	DBO ₅ mg/l	Fósforo Total mg/l P	Nitrógeno Amoniacal mg/l N	Nitrógeno Total Kjeldahl mg/l N	pH unidad	Poder Espumígeno mm	SAAM mg/L	Sólidos Sedimentables ml/l·h	Sólidos Suspendidos Totales mg/L	Temperatura °C
Unidades	300 - 700		650 - 2.000			15 - 65	6,5 - 7,5	2 - 5	2 - 7	15	500 - 1.300	
Planta 1	24						7,55					
Planta 2	< 50		< 300	< 5	< 50		5,5-9,0	< 10		< 0,5	< 150	< 15
Planta 3	350		600-800			80	5,5-9		15	50	700	
Planta 4	20		200	5	20		7	3		5	150	12
Planta 5	15	40.000	100	<2		15					100	
Planta 6	<10		457			71,2	7,2				1744	12,5
Planta 7	150-700		400 - 1.200				6,0 - 7,0				300-1.000	
Planta 9	150-700		400 - 1.200				6,0 - 7,0				300-1.000	
Planta 10	82- 900						6,2 - 7,5		0,1 - 4	1,0 - 4,0	700-1.200	6 - 12
Planta 11	< 500		2.000				7				< 800	
Planta 12	50 - 500		600 - 1200		5 - 20		6,5 - 8	2 - 10		2 - 7	200-1.000	10-15
Planta 13	25	1,0E+07	250	3		60	7,5				250	15
Planta 14	< 500		2.000				7				< 800	
Planta 15	300-700	100	650-2.000			10-40	6,5-7,5			15	500-1.300	4 - 7
Planta 16	29	<2	1.067			219	7,59			<0,5	773	
Planta 17			1.100 a 53				6,7-1,3				90-610	
Planta 18												
Promedios	259	2.510.026	853	3,8	28	73	6,9	5,6	7,2	12,2	661	11,6

5.2.- Trabajo de terreno

El día 10 de julio de 2008 se visitó una planta procesadora de salmónidos ubicada en Puerto Montt y dos plantas de matanza, ubicadas en la localidad de Calbuco.

La planta procesadora genera aproximadamente 30 m³/hora de residuos líquidos, los que provienen de los procesos de transformación de los salmones en productos comercializables, básicamente filetes de salmón, fresco y congelados. La capacidad de producción de esta planta es de 54.600 toneladas anuales, o 180 toneladas diarias, equivalentes a aproximadamente un 14% del total de la producción nacional de salmónidos (390.000 toneladas anuales).

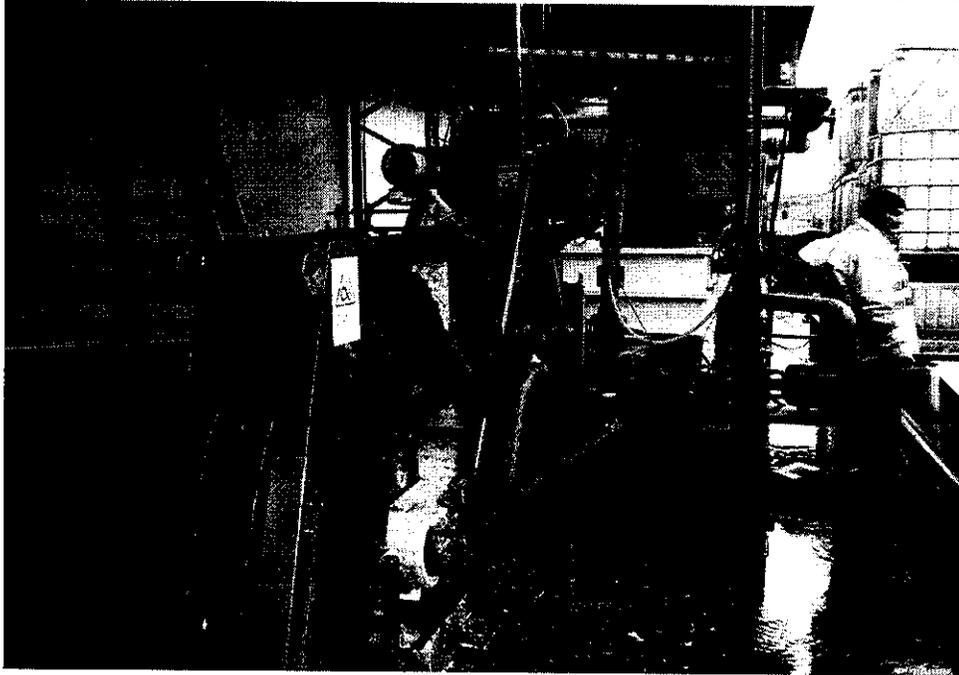
Los salmones llegan muertos y eviscerados a la planta, en contenedores con hielo, donde se terminan de desangrar, generando un residuo denominado agua de sangre, que contiene sangre diluida en el hielo derretido. Otra fuente de residuos líquidos son las aguas de lavado de la planta industrial, que también contienen restos de sangre y partículas de carne y grasa. Las aguas residuales provenientes del procesamiento de salmones se caracterizan por una alta carga orgánica, en términos de Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO₅), sólidos suspendidos y disueltos, aceites y grasa, nitrógeno orgánico y amoniacal, fósforo y, eventualmente, poder espumógeno.

Las aguas residuales de la planta industrial que cuentan con un sistema de tratamiento primario consistente en una rejilla mecánica gruesa, con limpieza automática, y una criba rotatoria de 1 mm de abertura, como se muestra en la fotografía N° 1. Las aguas filtradas caen a una cámara donde se dosifica cloro en forma de hipoclorito de sodio y luego son conducidas a una cámara de contacto, desde donde son impulsadas a la red de alcantarillado, previa decoloración con bisulfito de sodio. En la fotografía N° 2 se muestra una vista de esta cámara. El efluente tiene una DBO₅ del orden de 1.200 a 1.600 mg/l, por lo que la empresa mantiene un convenio por exceso de carga con ESSAL.

Se observa una importante acumulación de grasas flotantes en la cámara de contacto, pero, según lo expresado por los directivos de la empresa, no tienen problemas con el cumplimiento del límite establecido para ese parámetro.

En esta planta se tomó una muestra para caracterizar las aguas efluentes, antes de la cloración, y para hacer las pruebas sobre la posible formación de compuestos organoclorados que se describe en el punto 6. Cabe hacer notar que el agua utilizada en el proceso tiene un residual de cloro libre del orden de 2 mg/l, valor que se evidencia en el efluente antes de la cloración final. En la tabla N° 3 se presenta los resultados de la caracterización de los residuos líquidos.

Fotografía N° 1. Sistema de Tratamiento de RILes. Planta Procesadora



Fotografía N° 2. Cámara de cloración y contacto. Planta procesadora



La planta de matanza que fue seleccionada para tomar una segunda muestra se abastece de agua de mar, previo paso por una criba fina, para las faenas de matanza, y de agua de pozo (de unos 40 m de profundidad) para el aseo de las instalaciones. Genera aproximadamente 18 a 19 m³/hora de residuos líquidos, y su capacidad de producción de esta planta es de 40.000 toneladas anuales, o 130 toneladas diarias, equivalentes a aproximadamente un 10,7% del total de la producción nacional de salmónidos, de 390.000 toneladas anuales.

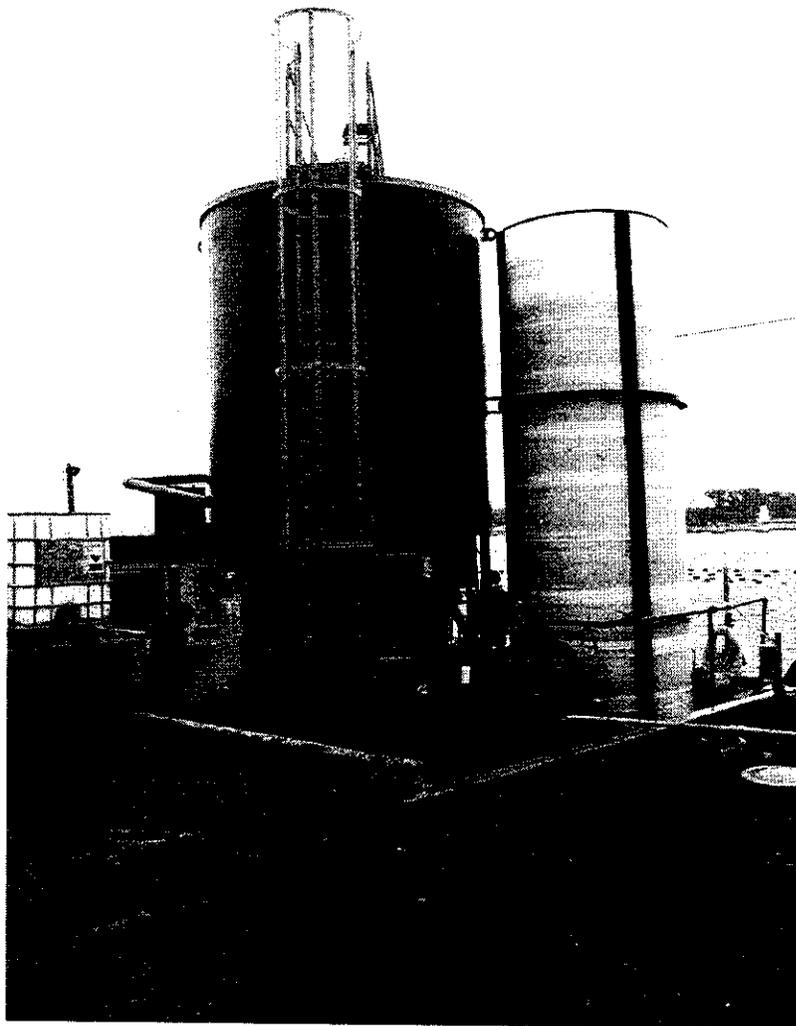
Los que son sometidos inicialmente a un tratamiento físico, consistente en una cámara de sedimentación flotación, donde se remueve principalmente el exceso de grasas flotantes. El estanque de sedimentación-flotación está enterrado y tiene aproximadamente 30 m³ de capacidad. Posteriormente las aguas son impulsadas hacia un sistema de tratamiento físico-químico mediante la adición de cloruro férrico como coagulante, soda como acondicionador de pH y polímero como floculante. Los reactivos químicos son incorporados al agua en un floculador de tubos. Los sólidos son removidos en un reactor DAF, circular, desde donde pasan a una cámara de contacto construida en polietileno, también circular, previa dosificación de hipoclorito de sodio.

El volumen de la cámara de contacto genera un tiempo de retención superior a 30 minutos. El efluente de la cámara de contacto se dispone en el mar, fuera de la Zona de Protección Litoral, mediante un emisario de aproximadamente 900 metros de longitud, previa decloración con metabisulfito de sodio. Los lodos generados en el sistema DAF se deshidratan mediante un filtro prensa, el que funciona de buena forma.

El efluente tratado tiene muy buen aspecto y algunas mediciones indican que su DBO₅ es del orden de 50 mg/l.

En esta planta también se tomó una muestra para caracterizar las aguas efluentes, antes de la cloración, y para hacer las pruebas sobre la posible formación de compuestos organoclorados que se describe en el punto 6. En la tabla N° 10 se presenta los resultados de la caracterización de los residuos líquidos y en la fotografía N° 3 se presenta una vista del sistema de tratamiento DAF de la planta de matanza de Calbuco.

Otra planta de matanza, también ubicada en la localidad de Calbuco, genera un efluente del orden de 30 m³/hora. Los residuos líquidos provienen básicamente del desangrado de los peces y del aseo de las instalaciones. Los peces llegan arrastrados con agua de mar mediante una tubería de polietileno de alta densidad hasta una mesa donde son insensibilizados mediante un *stunner*, luego se les corta las agallas y se desangran en un estanque de agua por aproximadamente 25 minutos. Una vez desangrados, los peces van a las líneas de producción donde se les extraen las vísceras y se clasifican por tamaño.

Fotografía N° 3. Vista general de la planta de tratamiento de planta de matanza

El agua de arrastre se hace pasar por una criba parabólica, para retener escamas u otros sólidos liberados en el transporte, y luego se almacenan en un estanque de hormigón circular, desde donde se vuelve a las jaulas de acopio o a los *well boats*, para su reutilización o disposición.

Los residuos líquidos provienen principalmente del estanque de agua donde se desangran los peces y las aguas de lavado que se ocupan permanentemente en la planta. Tal como las aguas residuales de las plantas de procesamiento, los efluentes de las plantas de matanza se caracterizan por una alta carga orgánica, en términos de

Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO_5), sólidos suspendidos y disueltos, aceites y grasa, nitrógeno orgánico y amoniacal, fósforo y, eventualmente, poder espumógeno.

Los residuos líquidos se tratan mediante un sistema físico-químico, que se inicia con un tamiz rotatorio y un estanque de equalización, donde también se remueve parte de las grasas por flotación. Las aguas son impulsadas hacia un sistema de tratamiento físico-químico que incluye la adición de cloruro férrico como coagulante, soda como acondicionador de pH y polímero como floculante. Los reactivos químicos son incorporados al agua en un floculador de tubos. Los sólidos son removidos en un reactor DAF, rectangular, desde donde pasan a una cámara de contacto, previa dosificación de hipoclorito de sodio. Durante la visita, tanto el proceso de floculación-coagulación como la generación de burbujas en el DAF funcionaban en forma regular. El efluente de la cámara de contacto se dispone en el mar, previa dechloración con metabisulfito de sodio.

El efluente tratado tiene un regular aspecto con una cantidad apreciable de espuma. También se observa grandes cantidades de espuma en casi todos los estanques donde hay agitación o bombeo de las aguas.

En la fotografía N° 4 se presenta una vista del sistema de tratamiento DAF de la segunda planta de matanza visitada en Calbuco .

5.3.- Calidad de las aguas residuales de las plantas visitadas

Si bien los efluentes de las plantas procesadora y de matanza presentan características similares, los efluentes tratados de las dos plantas muestreadas son muy diferentes en términos de carga orgánica y de otros contaminantes, en general, debido a la naturaleza de los sistemas de tratamiento a que se someten. En efecto, la primera cuenta con una planta de tratamiento sólo con procesos físicos y descarga al sistema de alcantarillado de ESSAL, sujeta a un convenio por exceso de carga, de acuerdo a lo establecido en el DS 609 Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes asociados a las Descargas de Residuos Industriales Líquidos a Sistemas de Alcantarillado, por lo que no está limitada la carga orgánica que puede descargar. La planta de matanza, en cambio, cuenta con un sistema de tratamiento físico-químico muy eficiente, que permite la descarga de los residuos líquidos al mar, fuera de la zona de protección litoral, de acuerdo a lo establecido en el DS 90 que Establece Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales.

En la Tabla N° 8 se presenta información de calidad previamente existente del efluente final de la planta procesadora y, en la tabla N° 9, información de algunos parámetros medidos, también en el efluente final, de la planta de matanza.

Tabla N° 8. Calidad previamente determinada planta procesadora

Parámetro	Unidad	Promedio	Límite	Norma
Caudal	m ³ /d	862,61	27,7	GAF 61
Dicloramina*	mg/l	<0,02	-	-
Monocloraminas*	mg/l	<0,02	-	-
Tricloruro de nitrógeno	mg/l	<0,02	-	-
Aceites y grasas	mg/l	172,1	150	DS 609
DBO ₅	mg/l	877,9	1.260	DS 609
DQO	mg/l	1.752,0	-	-
Nitrógeno amoniacal	mg/l	3,6	80	DS 609
Fósforo	mg/l	17,2	30	DS 609
Poder Espumógeno	mm	8,2	7	DS 609
Sólidos Sedimentables	mg/l/h	14,1	20	DS 90
Sólidos Suspendidos	mg/l	815,2	1.260	DS 609
Tetracloroetano	mg/l	<0,00044	0,04	DS 90
Triclorometano	mg/l	0,0439	0,2	DS 90

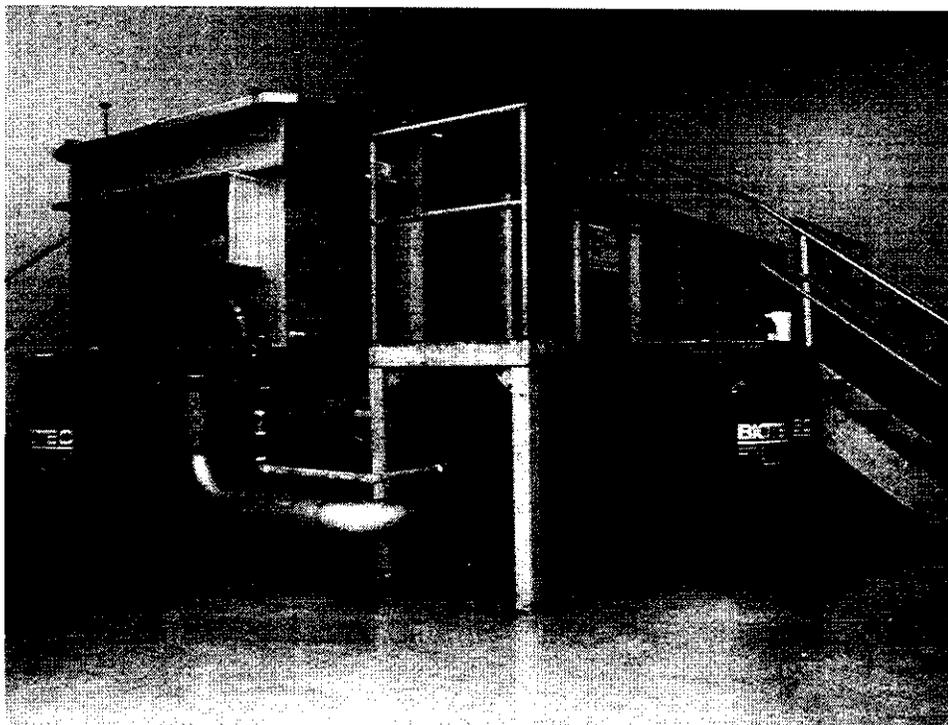
Tabla N° 9. Calidad previamente determinada planta de matanza

Fecha	Promedio	Unidad	Límite	Norma
DBO ₅	59,3	mg/l	s/l	-
Tetracloroetano	<0,01	mg/l	0,04	DS 90
Triclorometano	<0,01	mg/l	0,2	DS 90
Dicloroamina	<0,02	mg/l	s/l	-
Monocloroamina	<0,02	mg/l	s/l	-

Tal como se aprecia de los valores contenidos en la tabla N° 10 las aguas residuales tratadas de las plantas de procesamiento y matanza son muy diferentes en términos de calidad. El contenido de materia orgánica degradable, reflejado en las concentraciones de DBO₅ y sólidos suspendidos, es muy superior en la planta de procesamiento que en la de matanza, debido, como se comentó anteriormente, a la diferencia en los procesos de tratamiento de ambas, a su vez, asociadas a las diferencias en los sistemas de disposición (alcantarillado en una y el mar en la otra).

Tabla N° 10. Resultados de la caracterización de las aguas residuales

Parámetros	Planta procesadora	Planta de matanza	DS 90 (fuera ZPL)	DS 609
DBO ₅ (mg/l)	2.656	57	-	300
pH	6,29	6,02	-	-
Temperatura (°C)	10,2	10,2	-	-
Sólidos Suspendidos (mg/l)	1.240	2	700	300
Sólidos Sedimentables (ml/l)	7	<0,2	50	20
Aceites y Grasa (mg/l)	74	<5	350	150
Cloro libre residual (mg/l)	<0,05	<0,05	-	-
Conductividad (µS/cm a 25°)	12.960	27.600	-	-
Coliformes Fecales (mg/l)	185	<2	-	-
NTK (mg/l N)	290	4,7	-	-
NH ₄ (mg/l N)	22,1	0,11	-	80
Fósforo (mg/l P)	21,5	<0,5	-	10

Fotografía N° 4. Vista del sistema de tratamiento DAF de la planta de matanza de Calbuco


Estas diferencias se aprecian también muy claramente en términos de aceites y grasa, nitrógeno y fósforo, parámetros indicadores de la descarga de sangre, fluidos y partículas de tejidos orgánicos.

El cloro libre residual es nulo en ambos efluentes debido a que a los bajos niveles en que se encuentra, es consumido por la materia orgánica durante el transporte. La concentración de coliformes fecales es menor en planta de matanza porque, al contener ésta menos materia orgánica, el cloro no se consume en oxidarla y queda disponible por más tiempo para la desinfección.

La alta conductividad en ambas muestras indica que en ambas hay una importante proporción de agua de mar, mucho mayor en planta de matanza.

Desde el punto de vista de los objetivos del estudio, la diferencia de calidad de ambos residuos es positiva, ya que permite evaluar en las etapas posteriores el efecto de diferentes concentraciones de materia orgánica y, por lo tanto de cloro, en la formación de compuestos organoclorados.

6.- ESTIMACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LA FORMACIÓN DE COMPUESTOS ÓRGANOS CLORADOS

Cada una de las muestras de plantas de proceso y matanza de salmónidos identificadas en el punto 5.1.- fueron sometidas a diversas pruebas para evaluar el potencial de formación de compuestos organoclorados.

6.1.- Demanda de cloro

En el borrador de Resolución de SERNAPESCA se establece los residuos líquidos tratados de las plantas de matanza o proceso de salmónidos provenientes de áreas cuarentenadas por el virus ISA deben, previo a su descarga, someterse a una desinfección con hipoclorito de sodio o dióxido de cloro. La adición de hipoclorito de sodio debe ser tal que, después de un tiempo de contacto de 25 minutos, quede un residual de al menos 5 mg/l, condición que debe ser monitoreada y registrada al menos dos veces al día. La adición de dióxido de cloro requiere que la concentración de sólidos suspendidos sea inferior a 200 mg/l, debe ser de al menos 100 mg/l, con un tiempo de contacto de 5 minutos y un residual, después de este tiempo, de al menos 0,8 mg/l.

Ambas muestras fueron sometidas a una prueba de demanda de cloro con hipoclorito de sodio, para determinar la **dosis mínima** de este reactivo que deja un residual de 5 mg/l al cabo de un tiempo de contacto de 25 minutos, de la forma como se establece en el borrador de Resolución de SERNAPESCA.

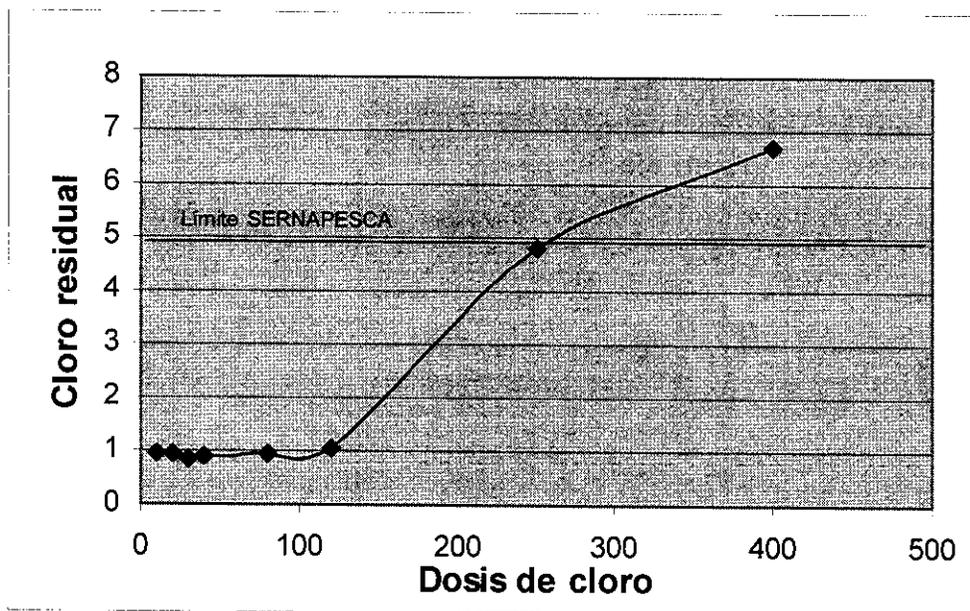
En la tabla N° 11 se presenta las curvas de demanda de cloro bajo el procedimiento indicado, para las muestras de las plantas procesadora y de matanza.

Se observa que la muestra de la planta procesadora, que tiene un contenido de materia orgánica degradable mucho mayor (2.656 mg/l de DBO₅) que la de la planta de matanza, requiere de una dosis de cloro del orden de 250 mg/l para alcanzar los 5 mg/l de cloro residual, tal como se muestra en la Figura N° 7. La muestra de la planta de matanza, en cambio, por tener una concentración de materia orgánica degradable mucho menor (DBO₅ de 57 mg/l) sólo requiere de la adición de 10 mg/l para alcanzar los 5 mg/l de cloro residual.

Tabla N° 11. Determinación dosis mínima hipoclorito de sodio

Muestra de planta de proceso (DBO ₅ 2.656mg/l)		Muestra de planta de matanza (DBO ₅ 47 mg/l)	
Adición Hipoclorito de Sodio (mg/l)	Cloro libre residual después de 25 min. ¹	Adición Hipoclorito de Sodio (mg/l)	Cloro libre residual después de 25 min. ¹
10	0,93	10	5,4
20	0,93	20	>8,8
30	0,83	30	>8,8
40	0,89	40	>8,8
80	0,95	80	>8,8
120	1,06	120	>8,8
250	4,80		
400	6,70		
600	>8,8		

¹ De acuerdo con borrador de Resolución de SERNAPESCA se requiere 5 mg/l al cabo de 25 minutos de tiempo de contacto

Figura N° 7. Curva de demanda de cloro de la muestra de planta de proceso


6.2.- Efecto de la dosis de cloro en la calidad del efluente

a) Pruebas con hipoclorito de sodio

Para evaluar el efecto de la aplicación de cloro en la calidad del efluente, a cada una de las dos muestras se aplicó una dosis de hipoclorito de sodio de 1, 2, 4 y 8 veces la **dosis mínima** determinada en el punto anterior (6.1.- Demanda de cloro) durante 25 minutos de tiempo de contacto, de manera de simular lo que sucede en la práctica, con dosis de cloro iguales y superiores a las que resultan de la aplicación directa del instructivo de SERNAPESCA. Pasado ese tiempo, se dechloró las muestras aplicando tiosulfato de sodio, para detener la reacción del cloro, y a las muestras generadas (4 de cada origen) se determinó la calidad resultante, la que se muestra en las tablas N° 12 y 13.

Tabla N° 12.
Pruebas con Hipoclorito de Sodio muestra planta de proceso (DBO₅ 2.656)

Parámetro	Dosis de hipoclorito de sodio (mg/l)				DS 90	DS 609
	250	500	1.000	2.000		
DQO (mg/l)	2.820	2.953	3.287	3.820	-	-
NTK (mg/l/ N)	71,8	56,9	195	128	50 ¹	-
NH ₄ (mg/l N)	6,24	11,9	20,7	11,3	-	80
Cl libre*	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	-	-
Triclorometano (mg/l)	0,135	1,156	1,330	1,599	0,5 ²	-
Diclorometano (mg/l)	n. d.	n. d.	0,15	0,22	-	-
Tetracloroeteno (mg/l)	n. d.	n. d.	<0,005	<0,005	0,4 ²	-
Monocloramina (mg/l)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
Dicloramina (mg/l)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
Tricloramina (mg/l)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-

¹ Descargas al mar dentro de la ZPL

² Descarga a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución

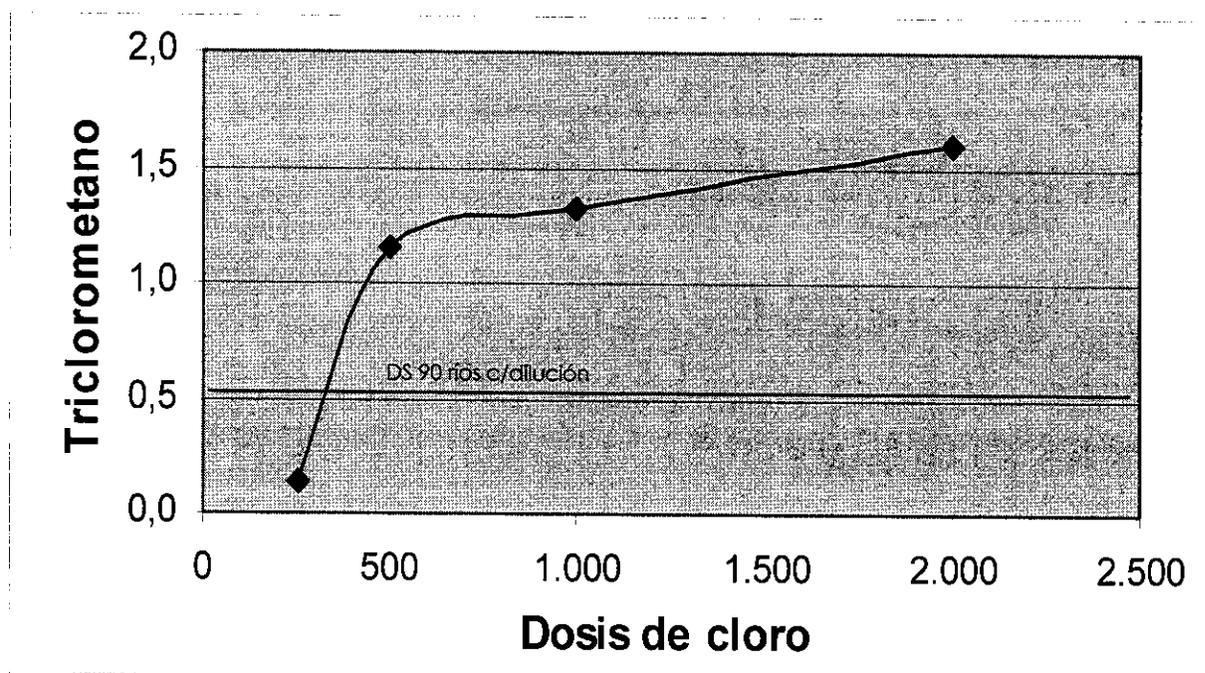
* Después de la dechloración

En la muestra de la planta de procesamiento de salmones, que tiene una alta carga orgánica, a medida que aumenta la dosis de cloro, se observa un comportamiento más bien errático del Nitrógeno Total Kjeldahl y amoniacal y un incremento no explicado de la DQO.

El Triclorometano aparece con valores crecientes en función de la dosis de cloro, entre 0,135 y 1,599 mg/l. Para la dosis mínima de cloro, de acuerdo al procedimiento que establece el Reglamento de SERNAPESCA, de 250 mg/l, que corresponde a la

concentración de materia orgánica que tiene la muestra (2.656 mg/l de DBO_5), la concentración de triclorometano resultante, de 0,135 mg/l, es inferior a la máxima aceptable en el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales sin capacidad de dilución, de 0,2 mg/l.

Figura N° 8
Concentración de Triclorometano en función de la dosis de cloro aplicada en muestra del efluente de la planta procesadora



Para las dosis superiores de cloro, de 2, 4 y 8 veces superiores a la mínima de acuerdo al Reglamento de SERNAPESCA, la concentración de triclorometano resultante resulta, en todos los casos, significativamente superior a la máxima aceptable en el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales, de 0,2 mg/l, y también superior al valor límite aceptable para cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución, de 0,5 mg/l.

En la figura N° 8 se muestra el incremento del Triclorometano en función de la dosis de cloro aplicada en forma de hipoclorito de sodio. Los resultados muestran un incremento consistente. En la interpretación de esta curva se debe considerar que la muestra contiene una alta dosis de materia orgánica, evaluada en 2.656 mg/l de DBO_5 , y que la dosis de cloro aplicada es al menos el doble de la que deja un remanente de 5 mg/l.

Sólo se observa formación de Diclorometano en las muestras con dosis de 1.000 y 2.000 mg/l de cloro aplicado en forma de hipoclorito de sodio, con niveles inferiores entre 7 y 9 veces a los observados para el Triclorometano en las mismas condiciones, lo cual es consistente con lo señalado en la literatura, en el sentido que se observa formación de triclorometano con mucha mayor frecuencia que las otras formas de organoclorados.

El Tetracloroetano aparece sólo en las muestras con dosis de 1.000 y 2.000 mg/l de cloro aplicado en forma de hipoclorito de sodio, pero a nivel de trazas, bajo el límite de detección, de 0,005 mg/l, y bajo la concentración máxima aceptable en el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales sin capacidad de dilución, de 0,04 mg/l. En las muestras restantes, con dosis de cloro de 250 y 500 mg/l, no se detecta la presencia de Tetracloroetano.

Se advierte presencia de mono, di y tricloraminas en los cromatogramas, pero bajo el límite de detección de éstas, de 0,01mg/l. De acuerdo con la literatura, la formación de cloraminas es esperable por la presencia de nitrógeno amoniacal, pero las concentraciones resultan muy bajas.

Tabla N° 13.
Pruebas con Hipoclorito de Sodio. Muestra de planta de matanza (DBO₅ 57)

Parámetro	Dosis de hipoclorito de sodio (mg/l)				DS 90	DS 609
	10	20	40	80		
DQO	643	643	210	243	-	-
NTK	28,7	13,1	7,44	5,98	50 ¹	-
NH ₄	2,79	0,74	0,23	0,96	-	80
Cl libre*	<0,05	0,06	<0,05	0,07	-	-
Triclorometano	0,058	0,194	0,133	0,187	0,5 ²	-
Diclorometano	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	-	-
Tetracloroetano	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0,4 ²	-
Monocloramina	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
Dicloramina	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
Tricloramina	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-

¹ Descargas al mar dentro de la ZPL

² Descarga a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución

* Después de la deoloración

En la muestra de la planta de matanza de salmones, que tiene una carga orgánica muy pequeña, a medida que aumenta la dosis de cloro aplicada en forma de hipoclorito de sodio, en 1, 2, 4 y 8 veces la dosis mínima de cloro de acuerdo al procedimiento que

establece el Reglamento de SERNAPESCA, en este caso de 10 mg/l, se observa una reducción más acorde a lo esperado, aunque no consistente, de las formas orgánicas, en términos de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), explicable por la oxidación que produce el cloro en parte de la materia orgánica.

El comportamiento del Nitrógeno Total Kjeldahl y Nitrógeno Amoniacal en esta muestra, al aumentar la dosis de aplicación de cloro en forma de hipoclorito de sodio, también es más acorde a lo esperado, observándose reducciones a medida que se incrementa la dosis de cloro, que se explican por la oxidación de los compuestos nitrogenados, y la reacción del cloro con el amoníaco para formar cloraminas, aunque éstas sólo aparecen a nivel de trazas bajo el límite de detección, de 0,1 mg/l, en el agua tratada. En las figuras N° 9, 10 y 11 se presenta gráficamente la forma como varía esta concentración en función de la dosis de cloro.

En la figura N° 12 se presenta la concentración de Triclorometano en función de la dosis de cloro aplicada. Se observa un crecimiento razonablemente consistente de esta concentración, aunque hay un valor superior a la tendencia general. Por otra parte, los valores están en el rango 0,05 a 0,20 mg/l, todos inferiores a la concentración máxima que establece el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales sin capacidad de dilución, de 0,2 mg/l, en tanto los valores observados en la muestra de la planta procesadora, que tiene una carga orgánica muy superior, están en el rango 0,13 a 1,6 mg/l, es decir, superiores a este límite entre 2,6 y 8 veces.

Figura 9. Concentración de DQO en función de la dosis de cloro aplicada en muestra del efluente de la planta de matanza

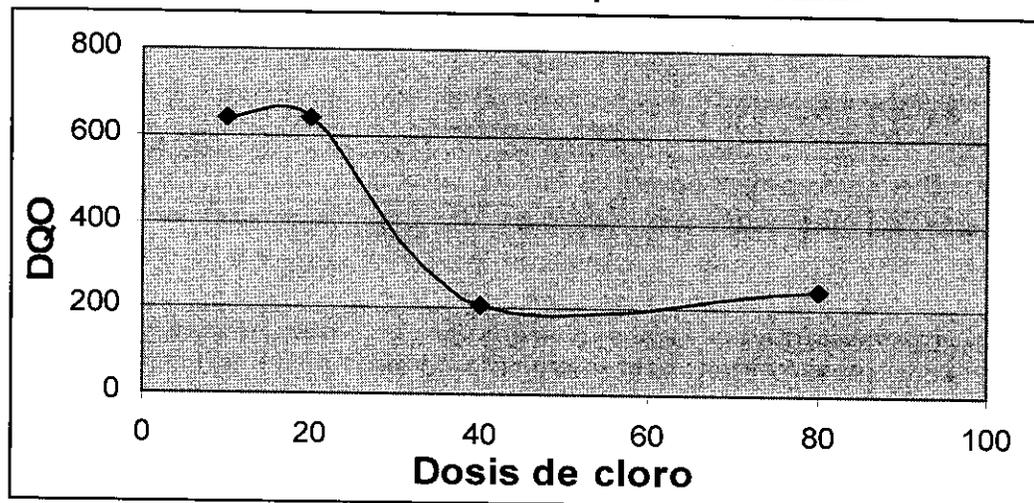


Figura 10. Concentración de NTK en función de la dosis de cloro aplicada en muestra del efluente de la planta de matanza

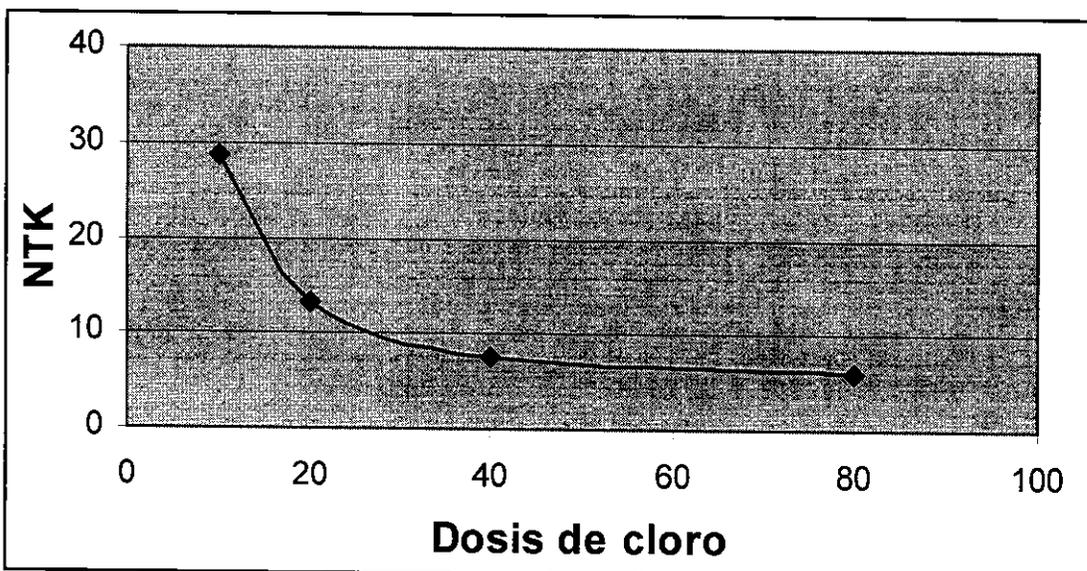


Figura 11. Concentración de NH₄ en función de la dosis de cloro aplicada en muestra del efluente de la planta de matanza

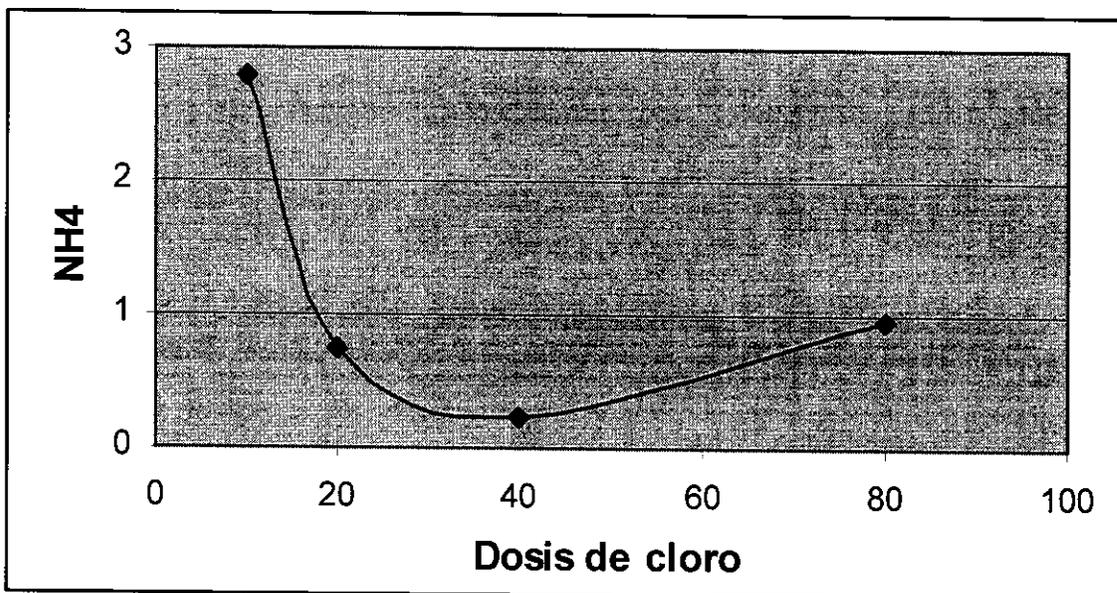
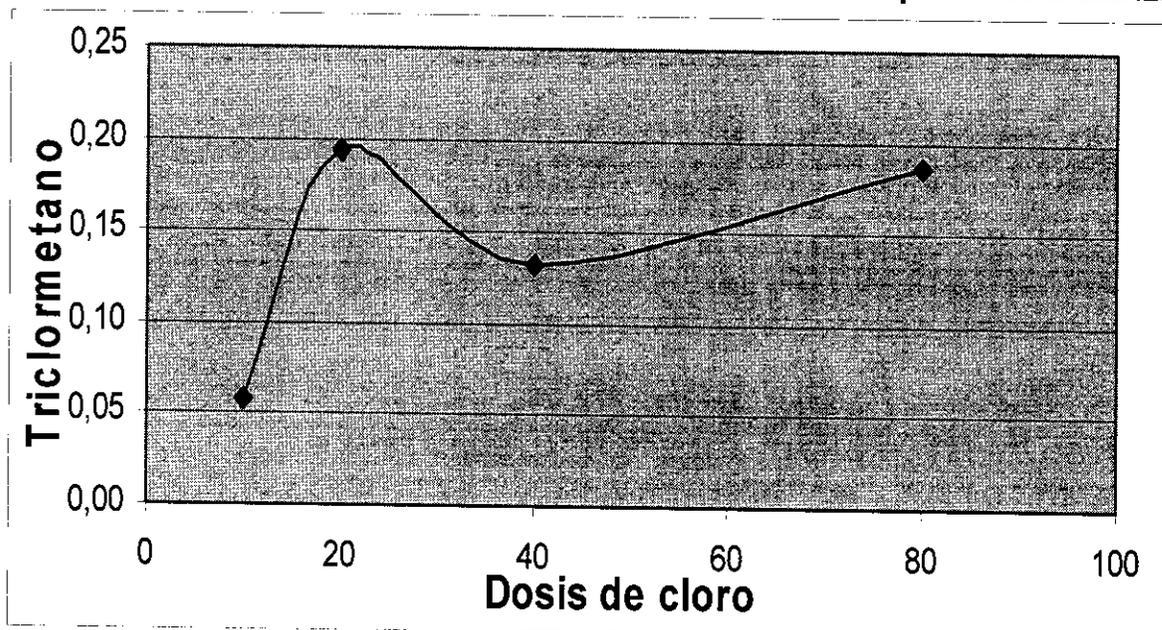


Figura N° 12. Concentración de Triclorometano en función de la dosis de hipoclorito de sodio aplicada en muestra del efluente de la planta de matanza



El Diclorometano y el Tetracloroetano en este caso no muestran indicios de su presencia en ninguna de las muestras, lo cual es consistente con lo señalado en la literatura, en el sentido que se observa formación de triclorometano con mucha mayor frecuencia que las otras formas de organoclorados.

Aunque la bibliografía dice que en presencia de nitrógeno amoniacal el cloro puede reaccionar formando cloraminas, en este caso éstas resultan bajo el límite de detección, de 0,1 mg/l, para todas las dosis de cloro aplicado.

b) Pruebas con dióxido de cloro

En el borrador de Resolución de SERNAPESCA se establece los residuos líquidos tratados que las plantas de matanza o proceso de salmónidos provenientes de áreas cuarentenadas por el virus ISA, deben, previo a su descarga, someterse a una desinfección con hipoclorito de sodio o dióxido de cloro. En este último caso, deben aplicar una dosis de 100 mg/l durante 5 minutos, asegurándose que la dosis de cloro residual, después de este tiempo, no sea inferior a 0,8 mg/l.

Para cada una de las dos muestras de distinto origen se aplicó dosis de dióxido de cloro en dosis de 1, 2, 4 y 8 veces esta dosis mínima, es decir, de 100, 200, 400 y 800 mg/l durante 5 minutos de tiempo de contacto. Pasado ese tiempo, las muestras fueron

decoloradas con tiosulfato de sodio, para detener la reacción del dióxido de cloro, y a las ocho muestras generadas (4 de cada origen) se determinó la calidad resultante, la que se muestra en las tablas N° 14 y 15.

Tabla N° 14
Pruebas con Dióxido de cloro. Muestra planta de proceso (DBO₅ de 2.656)

Parámetros	Dosis de dióxido de cloro (mg/l)				DS 90	DS 609
	100	200	400	800		
DQO	2.953	2.953	3.220	3.487	-	-
NTK	161	130	161	124	50 ¹	-
NH ₄	19,6	14,1	22,4	18	-	80
Cl libre	0,06	0,08	<0,05	0,05	-	-
Triclorometano	0,028	0,031	0,042	0,023	0,5 ²	-
Diclorometano	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	-	-
Tetracloroetano	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0,4 ²	-
Monocloramina	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
Dicloramina	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
Tricloramina	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		

¹ Descargas al mar dentro de la ZPL

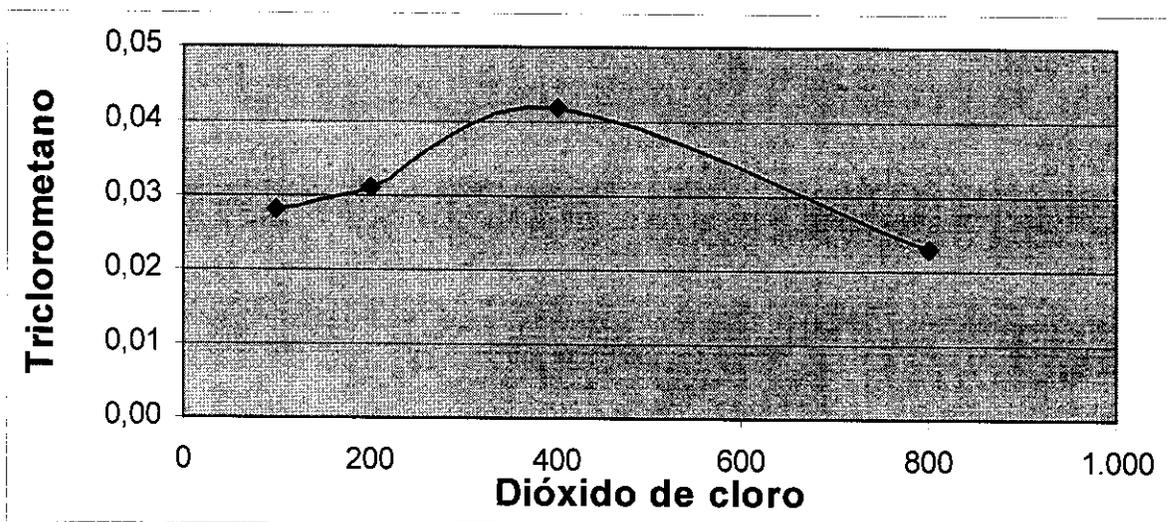
² Descarga a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución

* Después de la decoloración

En la muestra de la planta de procesamiento de salmones, que tiene una alta carga orgánica, a medida que aumenta la dosis de dióxido de cloro también se observa un comportamiento errático del Nitrógeno Total Kjeldahl y amoniacal y un incremento no explicado de la DQO.

La concentración de Triclorometano aparece con valores crecientes en función de la dosis de cloro, entre 0,028 y 0,042 mg/l, con un valor de 0,023 fuera de tendencia para la dosis de 800 mg/l. Aún cuando la concentración de materia orgánica degradable en esta muestra es muy alta (2.656 mg/l de DBO₅) y la concentración de Triclorometano aumenta con la dosis de dióxido de cloro, ésta es, en todos los casos, inferior a la máxima aceptable en el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales sin capacidad de dilución, de 0,2 mg/l. El valor más alto medido es cinco veces más pequeño que este valor límite. En la figura N° 13 se muestra el incremento del Triclorometano en función de la dosis de dióxido de cloro aplicada.

Figura N° 13. Concentración de Triclorometano en función de la dosis de dióxido de cloro aplicada en muestra del efluente de la planta de proceso



Limite DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución: 0,5 mg/l

Los cromatogramas no evidencian indicios de formación de Diclorometano en ninguna de las muestras con dióxido de cloro, lo cual es consistente con lo señalado en la literatura, en el sentido que se observa formación de triclorometano con mucha mayor frecuencia que las otras formas de organoclorados.

Lo mismo ocurre con el Tetracloroetano, compuesto que tampoco aparece, ni siquiera a nivel de trazas, en ninguna de las muestras, con dosis de dióxido de cloro entre 100 y 800 mg/l.

Tal como en el caso de las pruebas con hipoclorito de sodio, en las muestras con dióxido de cloro se advierte presencia de mono, di y tricloraminas en los cromatogramas, pero bajo el límite de detección de éstas, de 0,01mg/l. De acuerdo con la literatura, la formación de cloraminas es esperable por la presencia de nitrógeno amoniacal, pero las concentraciones resultan muy bajas.

Los resultados de los análisis de la muestra de la planta de matanza de salmones (con una pequeña una carga orgánica), que se presentan en la tabla N° 15 indican que, a medida que aumenta la dosis de cloro aplicada en forma de dióxido de cloro, con valores de 1, 2, 4 y 8 veces la dosis mínima de cloro de acuerdo al procedimiento que establece el Reglamento de SERNAPESCA, de 10 mg/l, se observa una reducción inicial y luego un incremento difícil de explicar del contenido de materia orgánica, en términos de la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

**Tabla N° 15. Pruebas con Dióxido de cloro.
Muestra planta de matanza (DBO₅ 57)**

Parámetros	Dosis de dióxido de cloro (mg/l)				DS 90	DS 609
	100	200	400	800		
DQO	643	210	477	543	-	-
NTK	13,6	19,7	4,25	0,12	50 ¹	-
NH ₄	0,71	5,93	0,37	<0,10	-	80
Cl libre	0,06	0,05	0,05	0,05	-	-
Triclorometano	0,021	0,016	0,019	0,018	0,5 ²	-
Diclorometano	0,1	n. d.	n. d.	0,1	-	-
Tetracloroetano	n. d.	n. d.	n. d.	n. d.	0,4 ²	-
Monocloramina	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
Dicloramina	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
Tricloramina	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-	-

¹ Descargas al mar dentro de la ZPL

² Descarga a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución

El comportamiento del Nitrógeno Total Kjeldahl y Nitrógeno Amoniacal en esta muestra, al aumentar la dosis de aplicación de dióxido de cloro, también es más acorde a lo esperado, observándose reducciones a medida que se incrementa la dosis de cloro, aunque con algunas irregularidades. La reducción se explica por la oxidación de los compuestos nitrogenados, y la reacción del cloro con el amoníaco para formar cloraminas, aunque éstas sólo aparecen a nivel de trazas bajo el límite de detección, de 0,1 mg/l, en el agua tratada. En las figuras N° 14, 15 y 16 se presenta gráficamente la forma como varían estas concentraciones en función de la dosis de dióxido de cloro.

En la figura N° 17 se presenta la concentración de Triclorometano en función de la dosis de dióxido de cloro aplicada. No se observa una clara tendencia del comportamiento de la concentración de Triclorometano en función de la dosis de dióxido de cloro, aunque los valores medidos están en el rango 0,016 a 0,021 mg/l, todos inferiores en más de 10 veces a la concentración máxima que establece el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales sin capacidad de dilución, de 0,2 mg/l.

Los cromatogramas indican la presencia de Diclorometano en dos de las muestras tratadas con dióxido de cloro, curiosamente las con las dosis menor y mayor de dióxido de cloro, con concentraciones relativamente altas, de 0,1 mg/l, superiores a las de triclorometano, para lo cual no se formula ninguna hipótesis que lo permita explicar.

El Tetracloroetano, en cambio, no aparece ni siquiera a nivel de trazas, en ninguna de las muestras, con dosis de dióxido de cloro entre 100 y 800 mg/l.

Figura N° 14. Concentración de DQO en función de la dosis de dióxido de cloro aplicada en muestra del efluente de la planta de matanza

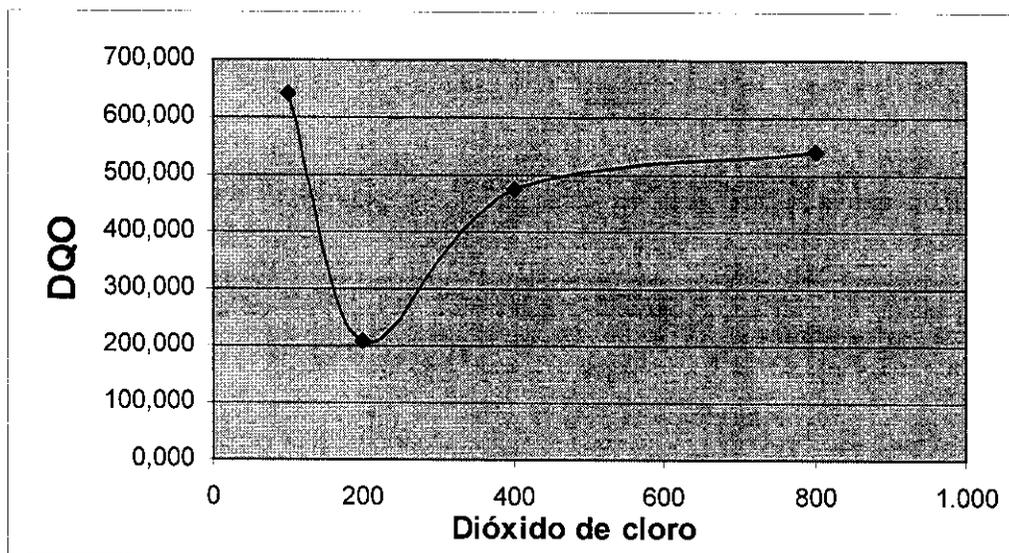


Figura N° 15. Concentración de NTK en función de la dosis de dióxido de cloro aplicada en muestra del efluente de la planta de matanza

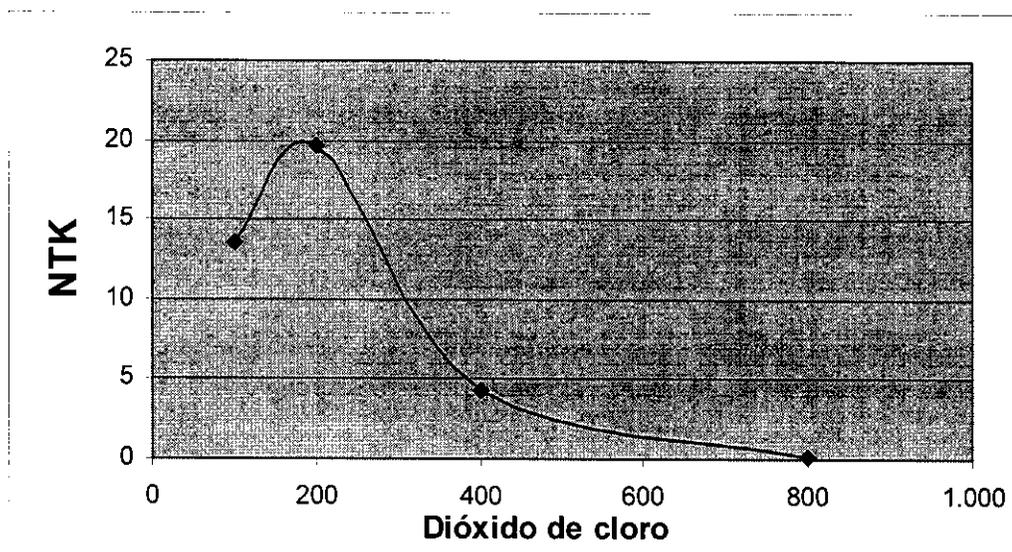


Figura N° 16. Concentración de NH₄ en función de la dosis de dióxido de cloro aplicada en muestra del efluente de la planta de matanza

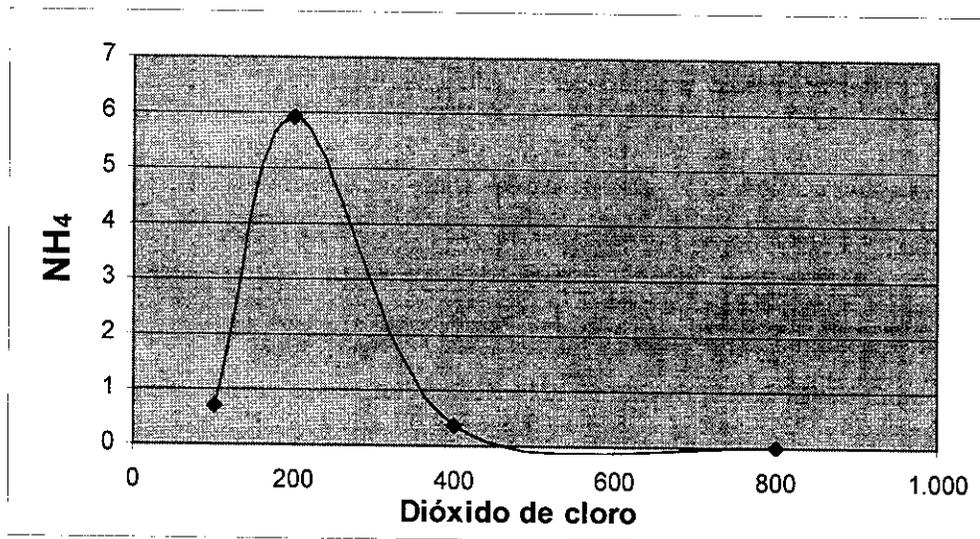
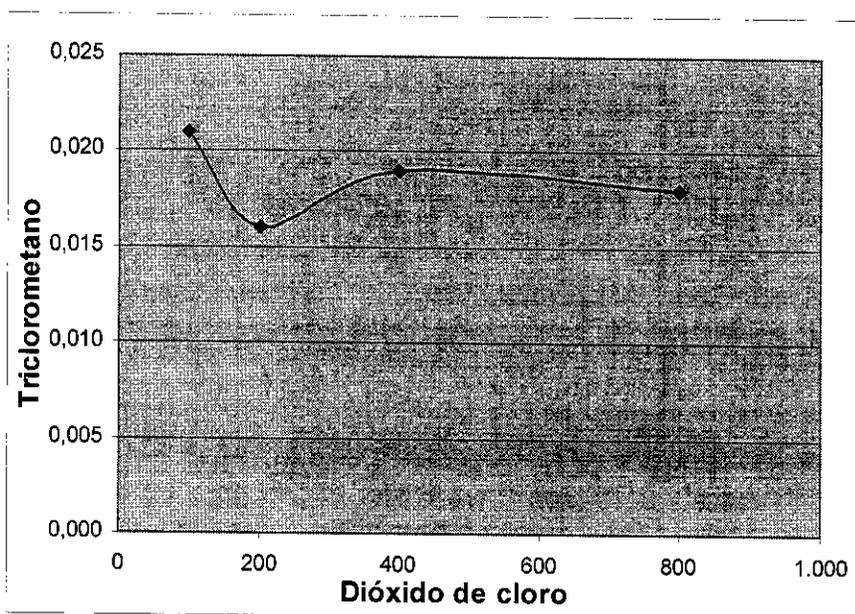


Figura N° 17. Concentración de Triclorometano en función de la dosis de dióxido de cloro aplicada en muestra del efluente de la planta de matanza



Tal como en el caso de las pruebas con hipoclorito de sodio, en las muestras con dióxido de cloro se advierte señales de la presencia de mono, di y tricloraminas en los cromatogramas, lo cual es esperable por la presencia de nitrógeno amoniacal, pero las concentraciones resultan muy bajas, inferiores al límite de detección de éstas, de 0,01mg/l.

c) Prueba adicional para determinar efecto de tiempo de contacto

Para determinar el efecto del tiempo de contacto del cloro en la formación de compuestos organoclorados, se hizo pruebas adicionales en la muestra de la planta de matanza aplicando las máximas dosis de cloro de 8 veces la dosis mínima necesaria de acuerdo al borrador de Resolución de SERNAPESCA y tiempos de contacto de 1, 2, 4 y 8 veces el tiempo mínimo de contacto de acuerdo al mismo documento, para generar cuatro muestras adicionales. Las dosis de cloro aplicadas son equivalentes a 8 veces la requerida, vale decir 80 mg/l de hipoclorito de sodio y 800 mg/l de dióxido de cloro, y los tiempo de contacto son equivalentes a 25, 50, 100 y 200 minutos, para el hipoclorito de sodio, y 5, 10, 20 y 40 minutos, para el dióxido de cloro.

En la tabla N° 16 y en la figura N° 18 se presentan los resultados de las pruebas realizadas con hipoclorito de sodio, observándose que el tiempo de contacto influye notablemente en la concentración de cloro residual en la muestra, produciéndose un incremento importante al amentar de 25 a 50 minutos, para luego mantenerse casi constante, con un leve aumento, a medida que el tiempo aumenta sobre este valor.

En términos de la formación de Triclorometano, se observa que independientemente del tiempo de contacto se genera una concentración muy pequeña, cercana al límite de detección, de 0,005 mg/l, con un máximo valor igual al doble de éste.

El Tetracloroetano, en cambio, no muestra ningún indicio en el cromatograma, para ninguno de los tiempos de contactos utilizados.

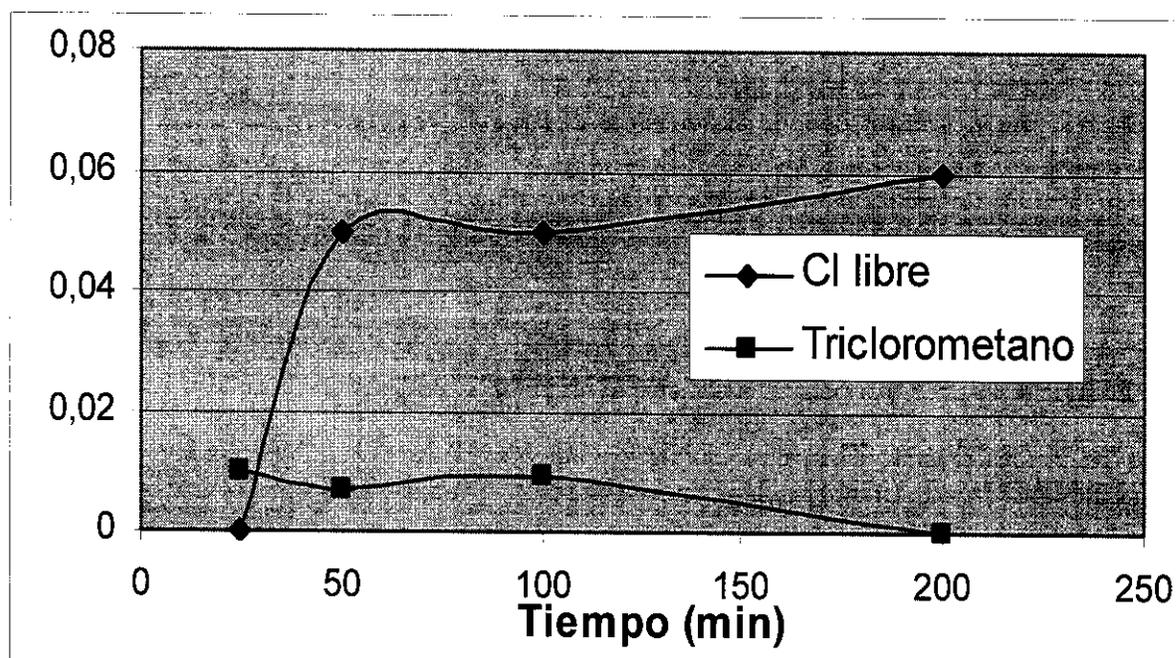
**Tabla N° 16. Pruebas en función del tiempo de retención.
Planta de matanza (DBO₅ 57) con 80 mg/l de hipoclorito de sodio**

Tiempo (minutos)	Parámetros		
	Cl libre	Tricloro- metano ¹	Tetra- cloroetano ²
25	<0,05	0,01	n. d.
50	0,05	0,007	n. d.
100	0,05	0,009	n. d.
200	0,06	<0,005	n. d.

¹ Máximo 0,5 mg/l para descarga a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución

² Máximo 0,4 mg/l para descarga a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución

Figura N° 18. Cloro residual y triclorometano en función del tiempo de contacto con 80 mg/l de hipoclorito de sodio



En la tabla N° 17 y en la figura N° 19 se presentan los resultados de las pruebas realizadas con dióxido de cloro, observándose que el tiempo de contacto influye en la concentración de cloro residual en la muestra en forma similar al hipoclorito de sodio, con un fuerte incremento al pasar de 5 a 10 minutos, pero luego experimentando un leve aumento, a medida que el tiempo aumenta sobre este valor, incluso con una cierta inflexión que se produce para un tiempo de contacto de 20 minutos.

En términos de la formación de Triclorometano, se observa que, similarmente al las experiencias con hipoclorito de sodio, independientemente del tiempo de contacto se genera una concentración muy pequeña, de poco menos de 3 veces el límite de detección, de 0,005 mg/l, con un máximo valor de 0.014 mg/l. Debe tenerse en consideración que si bien las concentraciones de triclorometano generadas en las experiencias con hipoclorito de sodio son inferiores en del orden de 1,5 veces las observadas en las experiencias con dióxido de cloro, la concentración de éste último desinfectante utilizada en las experiencias es de 10 veces la del primero.

El Tetracloroetano, tal como en las pruebas con hipoclorito de sodio, no muestra ningún indicio en el cromatograma, para ninguno de los tiempos de contactos utilizados.

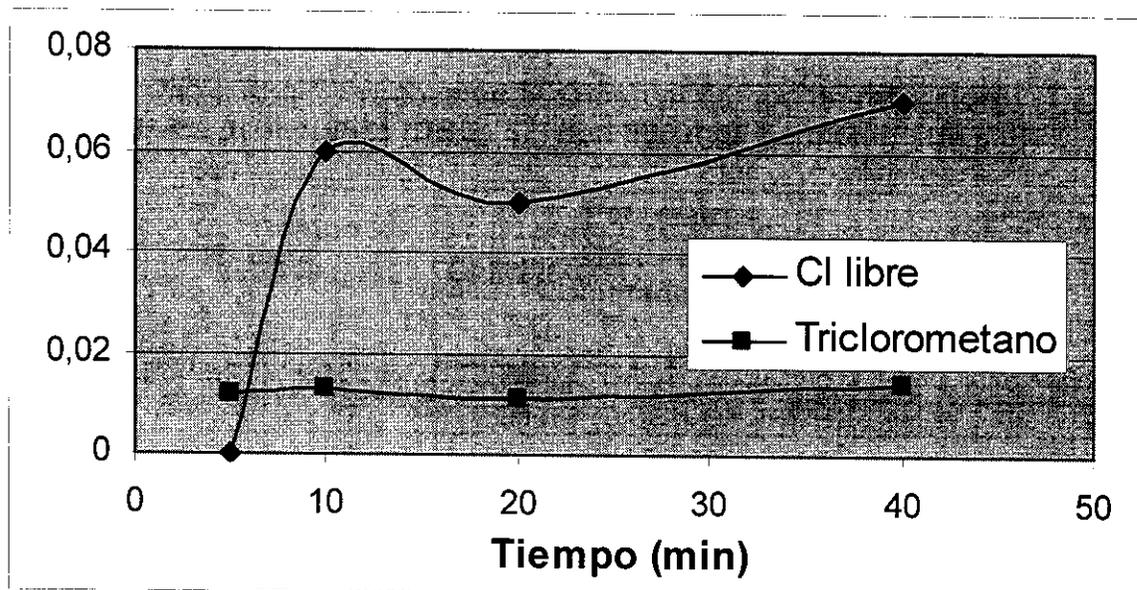
**Tabla N° 17. Pruebas en función del tiempo de retención.
Planta de matanza (DBO₅ 57) con 800 mg/l de dióxido de cloro**

Tiempo (min)	Parámetros		
	Cl libre	Tricloro- metano ¹	Tetra- cloroetano ²
5	<0,05	0,012	n. d.
10	0,06	0,013	n. d.
20	0,05	0,011	n. d.
40	0,07	0,014	n. d.

¹ Máximo 0,5 mg/l para descarga a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución

² Máximo 0,4 mg/l para descarga a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución

Figura N° 19. Cloro residual y triclorometano en función del tiempo de contacto con 800 mg/l de dióxido de cloro



d) Resumen y conclusiones

A continuación se presenta un resumen de las principales conclusiones que se derivan de las pruebas realizadas. Estas conclusiones se derivan de las experiencias realizadas con aguas residuales provenientes de dos muestras, una de una de planta de proceso y otra de una planta de matanza de salmónidos, y no necesariamente son extensibles a residuos de otra naturaleza.

La dosis de cloro que es necesario aplicar es mayor cuanto mayor sea el contenido orgánico del agua residual. Esto es concordante con muchas otras experiencias y la teoría, que establecen que el cloro se consume en parte en oxidación de la materia orgánica.

La concentración de triclorometanos es mayor cuanto mayor es la dosis de cloro aplicada y la concentración de materia orgánica.

La formación de triclorometano es mucho más probable que la formación de otros compuestos organoclorados, siguiéndole en importancia el Diclorometano, con concentraciones un orden de magnitud inferiores y el Tetracloroetano, que prácticamente no se forma a concentraciones por sobre el límite de detección.

A pesar que las aguas residuales contienen materia orgánica nitrogenada y amoníaco, no se observa formación de cloraminas, en ninguna de sus formas, lo cual es contradictorio con lo que se establece en la bibliografía.

Para la muestra que tiene una concentración de materia orgánica degradable equivalente a 2.656 mg/l de DBO₅, la dosis mínima de cloro en forma de hipoclorito de sodio, de acuerdo al procedimiento que establece el Reglamento de SERNAPESCA, es de 250 mg/l, y para ésta se forma Triclorometano en una concentración de 0,135 mg/l, inferior al límite máximo que establece el DS 90 para descargas a cuerpos de agua receptores sin capacidad de dilución, de 0,2 mg/l. Para las dosis mayores de cloro como de hipoclorito de sodio, de 500, 1.000 y 2.000 mg/l, resultan concentraciones de Triclorometano entre 1,156 y 1,599, mg/l, superiores entre 6 y 8 veces el límite máximo que establece el DS 90 para descargas a cuerpos de agua receptores sin capacidad de dilución y entre 2 y 3 veces superiores a 0,5 mg/l, límite máximo que establece el mismo decreto para descargas a cuerpos de agua receptores con capacidad de dilución.

Para esta misma muestra, la aplicación de dióxido de cloro en concentraciones de 100 mg/l, la requerida por el Reglamento de SERNAPESCA, y de dosificaciones de 200, 400 y 800 mg/l, genera Triclorometano en concentraciones entre 0,023 y 0,042 mg/l, inferiores entre 5 y 10 veces el límite máximo que establece el DS 90 para descargas a cuerpos de agua receptores sin capacidad de dilución.

Para la muestra que tiene una concentración de materia orgánica degradable equivalente a 47 mg/l de DBO₅, la dosis mínima de cloro en forma de hipoclorito de sodio, de acuerdo al procedimiento que establece el Reglamento de SERNAPESCA, es de 10 mg/l, y para ésta se forma Triclorometano en una concentración de 0,058 mg/l, inferior al límite máximo que establece el DS 90 para descargas a cuerpos de agua receptores sin capacidad de dilución, de 0,2 mg/l. Para las dosis mayores de cloro

como de hipoclorito de sodio, de 20, 40 y 80 mg/l, resultan concentraciones de Triclorometano entre 0,133 y 0,194, mg/l, todas también inferiores al límite máximo que establece el DS 90 para descargas a cuerpos de agua receptores sin capacidad de dilución.

Para esta misma muestra, la aplicación de dióxido de cloro en concentraciones de 100 mg/l, la requerida por el Reglamento de SERNAPESCA, y de dosificaciones de 200, 400 y 800 mg/l, genera Triclorometano en concentraciones entre 0,016 y 0,021 mg/l, inferiores entre 10 y 12 veces el límite máximo que establece el DS 90 para descargas a cuerpos de agua receptores sin capacidad de dilución.

Las pruebas realizadas con aplicación de diferentes tiempos de contacto demuestran variaciones más bien aleatorias, asociadas a las bajas concentraciones medidas, sin indicar claramente un efecto de mayor o menor formación de triclorometano. Los tiempos de contacto utilizados, son de entre 5 y 40 minutos para el dióxido de cloro y de entre 25 y 200 minutos para el hipoclorito de sodio. El Tetracloroetano, como en la mayoría de las otras pruebas realizadas, resultó sin indicios de su presencia en los cromatogramas.

7.- ESTIMACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LA FORMACIÓN Y EVOLUCIÓN DE COMPUESTOS ÓRGANOS CLORADOS EN CUERPOS DE AGUA

En el punto anterior se ha demostrado que, si bien la formación de compuestos organoclorados no es el resultado automático de la simple presencia en el agua de materia orgánica y cloro libre residual, sí es posible obtener concentraciones no despreciables, básicamente de triclorometano, si estos compuestos están presentes en concentraciones altas pero fácilmente alcanzables.

El Triclorometano y otros compuestos orgno halogenados descargados a cuerpos de agua experimentarán una evolución en el tiempo consistente en una disminución de la concentración original por efecto de el transporte asociado al movimiento del agua, el transporte de tipo difusivo o dispersivo, la volatilización y las reacciones de degradación y la interacción con organismos vivos. En cualquier caso, las concentraciones en el agua sólo experimentarán una reducción, como consecuencia de la aplicación del principio de la entropía. La información bibliográfica disponible indica que los subproductos de la desinfección con cloro no son bioacumulables, debido a su reducida solubilidad en tolueno, por lo que difícilmente se puede generar fenómenos apreciables de bioacumulación y concentración selectiva en los seres vivos.

El transporte asociado al movimiento del agua, o flujo advectivo, es el que se produce por efecto del desplazamiento de masas de agua que arrastran consigo a las sustancias contenidas en ella. El flujo difusivo o dispersivo es el que se produce por efecto de la difusión de tipo molecular o de tipo turbulenta, que se produce por el movimiento molecular en el seno del agua o por los torbellinos o turbulencias de diferente tamaño que se producen en el agua, independientemente de su desplazamiento. Las reacciones de degradación consisten en la reducción de la masa de los compuestos organoclorados por su transformación en moléculas más simples por efecto de reacciones químicas u oxidación de tipo bacteriano. Aunque es un fenómeno de diferente naturaleza, también se suele incluir en estos fenómenos a las reducciones de masa que se producen por bioacumulación en la cadena trófica partiendo por la adsorción en las microalgas y la posterior incorporación en los pequeños invertebrados que se alimentan de ella y los consumidores superiores que se alimentan de éstos, hasta producir acumulaciones en la biota superior, principalmente en los tejidos grasos, y en el bentos.

Los modelos matemáticos pueden ayudar a comprender mejor estos fenómenos y a evaluar y predecir cuantitativamente el comportamiento de estas sustancias en el agua. Algunos modelos matemáticos utilizan soluciones analíticas de las ecuaciones diferenciales que resultan de la representación matemática de los fenómenos descritos y otros se valen de resoluciones numéricas de las mismas.

En el Anexo N° 3 se presenta un detalle de la formulación y las soluciones de los modelos matemáticos que aquí se presentan, dejando para esta parte del informe más bien las condiciones de aplicación y las soluciones obtenidas. Se hará aplicaciones de modelos matemáticos para describir las siguientes condiciones:

- a) Descarga puntual en el mar o cuerpo lacustre sin flujo hidrodinámico significativo
- b) Descarga puntual en el mar o cuerpo lacustre con un flujo hidrodinámico en una dirección principal
- c) Descarga puntual en un río

Cualquiera que sea la aplicación, se requiere del manejo y comprensión de tres conceptos básicos que se describe a continuación. Estos son el flujo advectivo, el flujo dispersivo y la reacción o decaimiento.

Flujo advectivo

Cuando en el agua existen campos de velocidad significativos, es decir, corrientes que generan un desplazamiento del agua con un patrón determinado, las sustancias contenidas en el agua se desplazan junto con el agua en la misma dirección y sentido en que se produce el desplazamiento de ésta. En términos hidrodinámicos, el flujo del agua se describe mediante un campo de vectores velocidad, el que en la condición más general será una función del espacio y del tiempo, es decir, es posible que cada punto del agua tenga una velocidad específica y que esta velocidad experimente variaciones en el tiempo.

$$\vec{U} = \vec{U}(x, y, z, t)$$

La concentración de cualquier sustancia en el agua también es, en el caso más general, una función del espacio y del tiempo, ya que es posible tener una concentración diferente en cada punto del espacio ocupado por el agua y esta concentración puede, además, variar en el tiempo.

$$C = C(x, y, x, t)$$

El denominado flujo advectivo F_a es el flujo de masa generado por este desplazamiento del agua y corresponde a un vector que tiene la dirección y sentido del desplazamiento y su magnitud es igual al producto de la magnitud de la velocidad y la concentración en el agua:

$$\vec{F}_a = C\vec{U}$$

El flujo advectivo tiene dimensiones de masa por unidad de superficie y por unidad de tiempo.

Flujo dispersivo

Aún cuando no exista un campo de velocidades de magnitud significativa, vale decir, las aguas estén esencialmente quietas, no afectadas por corrientes en una dirección determinada, aunque sí sujetas a mezcla permanente producida por la turbulencia asociada al oleaje, se produce de todas maneras un desplazamiento de masa, que comúnmente se denomina dispersión turbulenta. Este concepto además incluye, normalmente, a la denominada difusión molecular, fenómeno de transporte de las sustancias disueltas en el agua que se produce simplemente por el movimiento permanente de las moléculas y que no requiere turbulencias o agitación del agua, como el que reproduce cuando se difunde una gota de tinta en el agua perfectamente quieta.

Los fenómenos de dispersión turbulenta y difusión molecular se representan mediante la ley de Fick, que establece que el flujo de masa asociado a la turbulencia es proporcional al gradiente de concentraciones con la misma dirección de éste y con sentido contrario.

La ley de Fick establece que

$$F_d = -\varepsilon \nabla C$$

En que

F_d es el flujo dispersivo, en unidades de masa por unidad de superficie y por unidad de tiempo.

ε es el coeficiente de dispersión, que tiene unidades de superficie por unidad de tiempo.

∇C es el gradiente de las concentraciones, un vector que tiene la dirección y sentido en la cual la concentración aumenta a mayor tasa por unidad de longitud y cuya magnitud es igual a la derivada direccional de la concentración en dicha dirección. El gradiente de concentraciones es equivalente a

$$\nabla C = \left(\frac{\partial C}{\partial x}, \frac{\partial C}{\partial y}, \frac{\partial C}{\partial z} \right)$$

En la condición más general, en que las propiedades de dispersión del medio son las mismas, independientemente de la dirección, es decir, cuando existe isotropía de la dispersión, ε es un valor real, que simplemente multiplica el gradiente de concentración

para generar el flujo dispersivo. Sin embargo, bajo determinadas condiciones resulta conveniente asumir que existe anisotropía de la dispersión, es decir, que las propiedades dispersivas del medio no son independientes de la dirección. En este caso el problema se aborda matemáticamente utilizando una matriz de dispersión en lugar de un simple coeficiente, lo que permite tomar en cuenta las diferencias. Si los ejes principales de anisotropía coinciden con los ejes de coordenadas, la matriz tiene la forma de un arreglo diagonal, la más simple de todas:

$$\varepsilon = \begin{vmatrix} \varepsilon_x & 0 & 0 \\ 0 & \varepsilon_y & 0 \\ 0 & 0 & \varepsilon_z \end{vmatrix}$$

Reacción o decaimiento

El fenómeno de reacción o decaimiento se refiere a la reducción que experimentan las concentraciones de una sustancia por efecto de su transformación en otras por reacciones químicas o enzimáticas. Las reacciones químicas pueden ser catalizadas por radiaciones como la luz ultravioleta y las reacciones enzimáticas, que normalmente son las más importantes, normalmente incluyen la oxidación bacteriana de las sustancias orgánicas. Muchas sustancias orgánicas, como el triclorometano, además pueden abandonar el medio acuático por volatilización y por inclusión en la cadena trófica a través de procesos de adsorción y bioacumulación. La combinación de todos estos fenómenos puede ser descrita a través de una ecuación de reacción, en que normalmente se expresa la velocidad de reducción de la sustancia como una función en la que intervienen los diversos factores involucrados.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = f(C, T, pH, etc.)$$

La ecuación anterior dice que la velocidad de reacción o decaimiento de una sustancia puede ser una función de su propia concentración (C), de la temperatura (T), pH u otros factores. Normalmente el grado de información disponible permite asociar al decaimiento de una sustancia una reacción de primer orden, en que la velocidad de reacción resulta proporcional a la propia concentración elevada a la primera potencia (de ahí el nombre de primer orden).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -KC$$

$\partial C / \partial t$ es la velocidad a la que cambia la concentración en unidades de concentración por unidad de tiempo, por ejemplo mg/l por día,
K es la denominada constante de reacción, con unidades de 1/tiempo y
C es la concentración de la sustancia en unidades de masa por unidad de volumen (por ejemplo mg/l)

La combinación de los fenómenos de flujo adjetivo, dispersivo y reacción o decaimiento permite derivar una ecuación diferencial general que describe todas las situaciones en que una sustancia está presente en el agua sujeta a dichos fenómenos. Esta ecuación diferencial es la siguiente:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \nabla \cdot (\varepsilon \nabla C) - \vec{U} \cdot \nabla C - KC$$

En esta ecuación la velocidad de cambio de la concentración aparece dependiendo de tres factores, de los cuales el primero representa el flujo advectivo, el segundo el flujo dispersivo y el tercero la reacción o decaimiento.

A continuación se presentan las características de cada una de las tres aplicaciones y las soluciones, basadas en los modelos matemáticos, para estimar la evolución espacial y temporal de los compuestos organoclorados descargados al ambiente acuático.

7.1.- Descarga puntual en el mar o cuerpo lacustre sin flujo hidráulico significativo

La descarga puntual de una sustancia en el mar o en un cuerpo de agua lacustre de grandes dimensiones en el que no existe un campo de velocidades de magnitud significativa, vale decir, aguas esencialmente quietas, se puede modelar como un sistema sujeto principalmente a un flujo dispersivo y un fenómeno reactivo. El caudal de la descarga genera además un flujo advectivo, pero se puede demostrar que, normalmente, es suficientemente pequeño a poca distancia de la descarga para ser absolutamente despreciable.

En el Anexo N° 3 se presenta un análisis en que se muestra que, bajo las condiciones descritas, el fenómeno presenta una simetría cilíndrica, es decir, al no haber ninguna dirección en la cual haya un flujo u otra condición diferente y suponiendo que no hay variaciones significativas de calidad con respecto a la profundidad del agua, el comportamiento de la sustancia en el agua es el mismo en cualquier dirección, por lo que basta con hacer el análisis del comportamiento de la sustancia en una dirección radial desde el punto de la descarga.

Dado que la hipótesis de esta aplicación establece que no hay un flujo hidráulico significativo, es decir, que las aguas están esencialmente quietas, es posible desprestigiar el término del flujo advectivo. Si se establece como segunda hipótesis que el sistema está en equilibrio, es decir que ha alcanzado un punto en que no hay variaciones temporales de la concentración, entonces la ecuación se puede escribir como

$$\varepsilon \nabla^2 C - KC = 0$$

Al haber simetría cilíndrica conviene escribir esta ecuación, que está escrita en coordenadas cartesianas del tipo (x,y,z), en coordenadas cilíndricas, en que cada punto del espacio aparece representado por una distancia desde el centro o radio, r, un ángulo φ medido desde una línea de referencia, y una altura z, del tipo (r, φ , z):

$$\varepsilon \nabla^2 C - KC = \varepsilon \left(\frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial C}{\partial r} \right) + \frac{1}{r^2} \frac{\partial^2 C}{\partial \varphi^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) - KC = 0$$

Al haber simetría cilíndrica las variaciones de concentración con respecto al ángulo φ y la altura z son nulas y sólo queda la variación o derivada con respecto a r, y la ecuación se simplifica como sigue:

$$\varepsilon \nabla^2 C - KC = \frac{\varepsilon}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial C}{\partial r} \right) - KC = 0$$

Cuya forma final se reduce a:

$$\frac{\partial^2 C}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial C}{\partial r} - \frac{K}{\varepsilon} C = 0$$

La solución de esta ecuación corresponde a una función de Bessel de orden 0. La solución es:

$$C(r) = AL_0 \left(\sqrt{\frac{Kr^2}{\varepsilon}} \right) + BK_0 \left(\sqrt{\frac{Kr^2}{\varepsilon}} \right)$$

en que L_0 y K_0 don las funciones modificadas de Bessel de primera y segunda clase y A y B son constantes. Si se supone que la concentración es nula a una distancia infinitamente grande y la concentración es C_0 a la distancia r_0 (condiciones de borde), es decir, $C(\infty) = 0$ y $C(r_0) = C_0$, resulta la solución final siguiente:

$$C(r) = \frac{C_0 K_0 \left(\sqrt{\frac{Kr^2}{\varepsilon}} \right)}{K_0 \left(\sqrt{\frac{Kr_0^2}{\varepsilon}} \right)}$$

La ecuación anterior permite estimar la concentración de una sustancia en el agua sujeta a flujo dispersivo y reacción, caracterizados por los parámetros ε y K , respectivamente.

Tal como se establece en el Anexo N° 3, la denominada condición inicial se puede establecer definiendo una distancia r_0 dentro de la cual la descarga se mezclaría completamente en el agua (por ejemplo 10 metros) y calculando la concentración resultante de esta mezcla, C_0 , mediante la siguiente ecuación:

$$C_0 = \frac{C^*}{1 + K \frac{\pi r_0^2 h}{Q}}$$

En que

C^* es la concentración de la descarga,

K es la constante cinética del contaminante,

H es la profundidad del agua y

Q el caudal de la descarga

Para el caso del triclorometano la constante cinética de decaimiento se puede aproximar como 30 1/día (ver punto 4.6.-, tabla N° 2). El valor del coeficiente de dispersión debe ser estimado en cada caso particular, pero un valor característico en aguas de mar es de 2,6 Km²/día, equivalente a 2.600.000 m²/día.

Para la descarga se sumió un caudal 720 m³/día, similar a cada una de las plantas estudiadas en terreno, con una concentración de 1 mg/l. Esta concentración es del orden del doble de la que establece el DS 90 para cuerpos de agua fluviales con capacidades de dilución y, por ser unitaria, permite calcular rápidamente el impacto de otras concentraciones. Por ejemplo, el impacto de una descarga con 0,5 mg/l será aproximadamente la mitad de ésta, en términos de concentraciones.

La profundidad del agua es de 10 metros y r_0 se estima como 10 metros, la concentración C_0 se puede calcular como

$$C_0 = \frac{1(\text{mg/l})}{1 + 30(1/\text{dia}) \frac{\pi 10 \cdot 10(\text{m}^2) \cdot 10\text{m}}{720(\text{m}^3/\text{dia})}} = 0,00758(\text{mg/l})$$

El factor raíz(Kr_0^2/ε) es adimensional y para los valores indicados y para un r_0 de 10 metros, resulta igual a

$$\sqrt{\frac{Kr_0^2}{\varepsilon}} = \sqrt{\frac{30(1/\text{dia}) \cdot 10 \cdot 10(\text{m}^2)}{2.600.000(\text{m}^2/\text{dia})}} = \sqrt{\frac{3.000}{2.600.000}} = \sqrt{0,00115385} = 0,034$$

El término raíz(Kr^2/ε) también es adimensional y se puede calcular en función de r para los valores de K y ε indicados.

Los resultados de la aplicación del modelo descrito se pueden obtener ya sea en forma gráfica, aplicando el ábaco que se presenta en la figura N° 20 o se puede programar computacionalmente. En anexos magnéticos se incluye una planilla de cálculo que permite calcular la concentración de una sustancia descargada bajo las condiciones descritas, en función de los parámetros característicos de cada situación particular.

En la tabla N° 18 y en la figura N° 21 se muestran los resultados de esta aplicación.

Tabla N° 18. Resultados de la simulación de concentración de un trihalometano

Distancia (km)	Argumento	Bessel	Concentración (mg/l)
0,01	0,03	3,50	0,0076
0,02	0,07	2,81	0,0061
0,04	0,14	2,13	0,0046
0,06	0,20	1,73	0,0038
0,08	0,27	1,46	0,0032
0,10	0,34	1,26	0,0027
0,20	0,68	0,68	0,0015
0,30	1,02	0,41	0,0009
0,40	1,36	0,26	0,0006
0,50	1,70	0,17	0,0004
0,60	2,04	0,11	0,0002
0,70	2,38	0,07	0,0002
0,80	2,72	0,05	0,0001
0,90	3,06	0,03	0,0001
1,00	3,40	0,02	0,0000

Figura N° 20. Abaco para el cálculo de concentraciones con la función de Bessel de orden 0, K_0

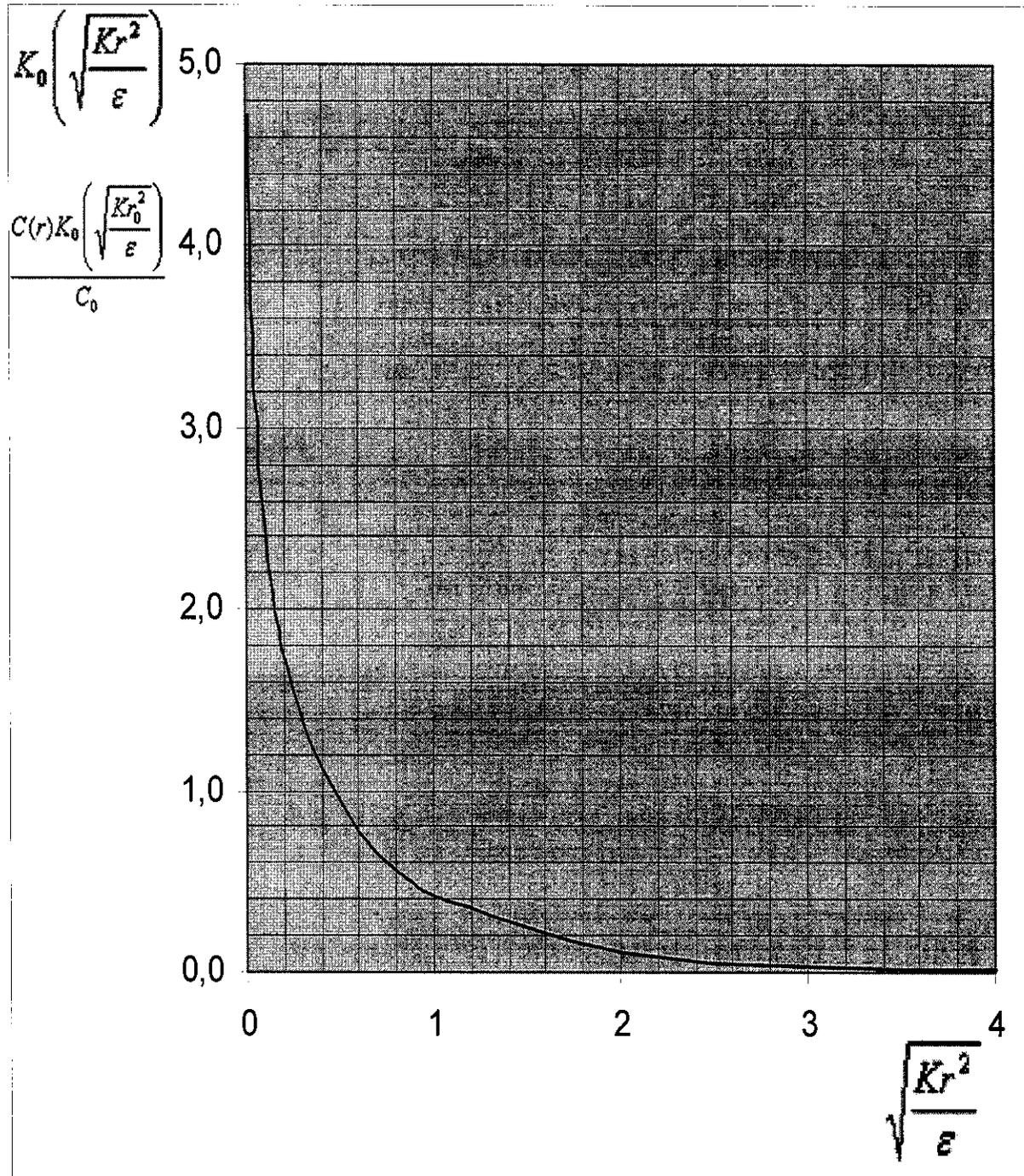
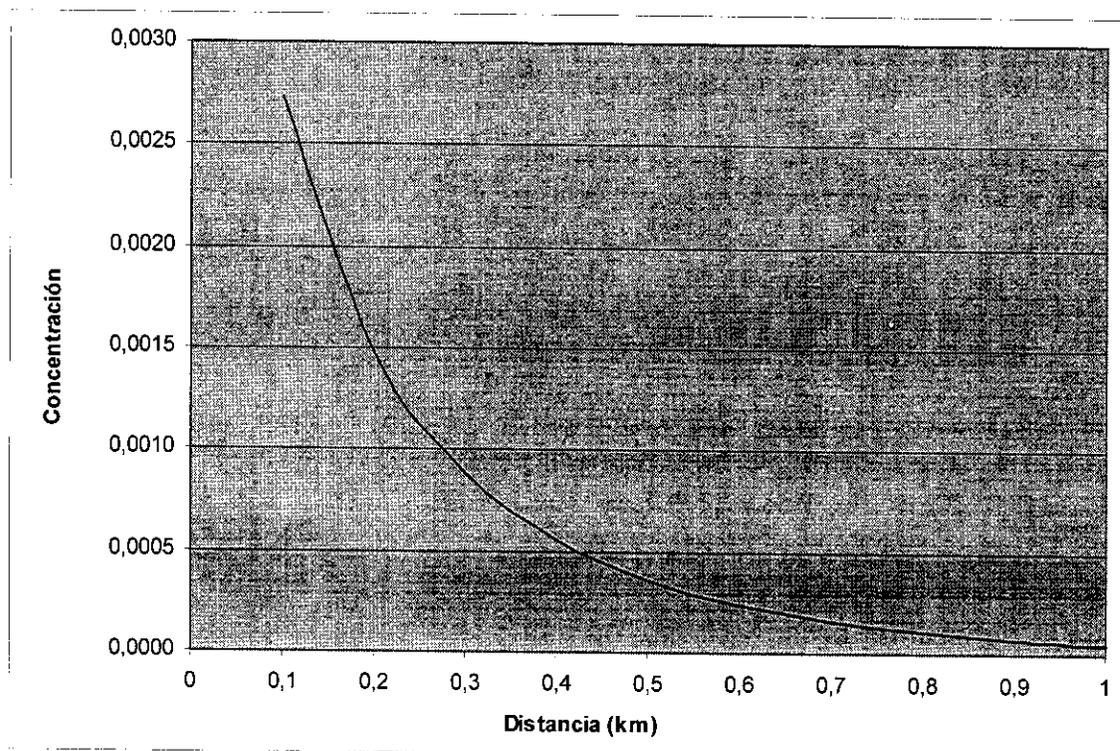


Figura N° 21. Resultados de la simulación para Descarga puntual en el mar o cuerpo lacustre sin flujo hidráulico significativo



7.2.- Descarga puntual en el mar o cuerpo lacustre con un flujo hidráulico en una dirección principal

Muchas veces existen corrientes, ya sea generales o inducidas por el viento, que generan un lento movimiento del agua en una dirección predominante el que, a su vez, genera un transporte advectivo de contaminantes, que se suma al transporte dispersivo, condición en que se pierde la simetría cilíndrica y el modelo presentado en el punto anterior ya no resulta válido.

Este caso fue estudiado por Brooks en 1960¹ quien integró la ecuación diferencial que describe la distribución de concentraciones por efecto del flujo advectivo y dispersivo, sujeto a una degradación de primer orden, en un medio en que existe una velocidad en un sentido longitudinal (eje x). Por simplicidad, y dado que el flujo advectivo en estas

¹ Brooks, N. H. "Diffusion of Sewage Effluent in an Ocean Current", Proceedings of the First International Conference on Waste Disposal in the Marine Environment, University of California, 1979, Pergamon Press N. Y., 1960.

condiciones es mucho mayor que el dispersivo, se desprecia la dispersión longitudinal y sólo se conserva la dispersión en el sentido transversal (eje y). La ecuación general que describe la distribución de concentraciones es:

$$\nabla \cdot (\varepsilon \nabla C) - \vec{U} \cdot \nabla C - KC = 0$$

que, para las condiciones particulares descritas, se transforma en

$$\frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) - U_x \frac{\partial C}{\partial x} - KC = 0$$

Brooks supuso que el coeficiente de dispersión lateral, ε_y , no es uniforme sino que varía con la escala del fenómeno dispersivo de acuerdo a una relación del tipo

$$\varepsilon_y = \varepsilon_0 (L/b)^{4/3}$$

en que L es la escala a la cual se produce el fenómeno de dispersión turbulenta. Bajo estas condiciones la solución de la ecuación para la línea central, representada por el eje x, es la siguiente:

$$C(x) = C_0 e^{-\frac{Kx}{U}} \operatorname{erf} \left[\frac{3/2}{\sqrt{\left(1 + \frac{8\varepsilon_0 x}{Uw^2}\right)^3 - 1}} \right]$$

en que **erf** es la función error ("error function") y w es el ancho de la descarga inicial (por ejemplo el ancho del difusor, en el caso que éste exista) y U es la velocidad longitudinal del agua.

Si se supone que la dispersión es uniforme, es decir, independiente de x, la solución de la ecuación se simplifica a

$$C(x) = C_0 e^{-\frac{Kx}{U}} \operatorname{erf} \left[\frac{\sqrt{Uw^2}}{\sqrt{16\varepsilon x}} \right]$$

Tal como en el caso del modelo presentado en 7.1.- los resultados de la aplicación del modelo descrito se pueden obtener ya sea en forma gráfica o se puede programar

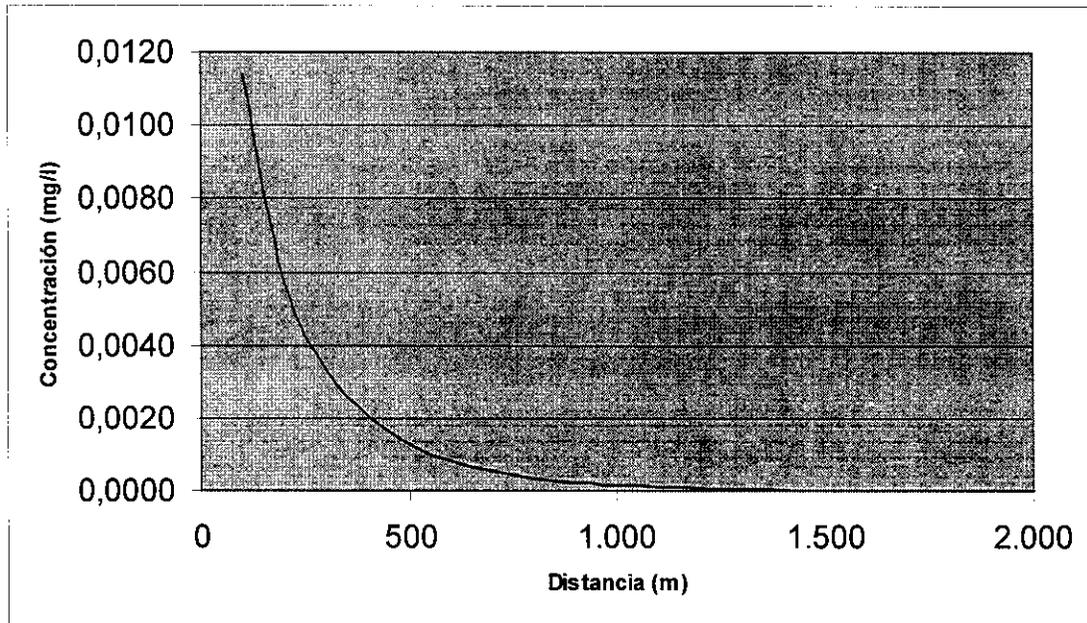
computacionalmente. En anexos magnéticos se incluye una planilla de cálculo que permite calcular la concentración de una sustancia descargada bajo las condiciones descritas, en función de los parámetros característicos de cada situación particular.

Para el caso hipotético visto en el punto anterior, con los mismos valores y suponiendo que por efecto de la dilución inicial producida en la descarga la concentración inicial baja a un décimo de la existente en el efluente, es decir a 0,1 mg/l, y suponiendo que la velocidad media del flujo es de 0,1 m/s, resulta la calidad en función de la distancia a la descarga que se muestra en la tabla N° 19 y en la figura N° 22.

Tabla N° 19. Resultados de la simulación de concentración de un trihalometano en el mar o cuerpo lacustre con un flujo hidráulico en una dirección principal

Distancia (m)	raiz($Uw^2/16\epsilon x$)	Factor de decaimiento	Factor de dispersión	Concentración (mg/l)
100	0,144	0,707	0,161	0,0114
200	0,102	0,499	0,115	0,0057
300	0,083	0,353	0,094	0,0033
400	0,072	0,249	0,081	0,0020
500	0,064	0,176	0,073	0,0013
600	0,059	0,125	0,066	0,0008
700	0,054	0,088	0,061	0,0005
800	0,051	0,062	0,057	0,0004
900	0,048	0,044	0,054	0,0002
1.000	0,046	0,031	0,051	0,0002
1.500	0,037	0,005	0,042	0,0000
2.000	0,032	0,001	0,036	0,0000

Figura N° 22. Resultados de la simulación para descarga puntual en el mar o cuerpo lacustre con flujo hidráulico significativo



7.3.- Descarga puntual en un río

El caso de una descarga puntual en un río es el más estudiado de todos por ser el de más frecuente ocurrencia y, además, porque se puede representar mediante ecuaciones unidimensionales, más simples que las espaciales que son bi y tri dimensionales. Bajo estas condiciones, si se supone que sólo existe una dimensión, la ecuación general

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \nabla \cdot (\varepsilon \nabla C) - \vec{U} \cdot \nabla C - KC$$

Se reduce a

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(\varepsilon A \frac{\partial C}{\partial x} \right) - U \frac{\partial C}{\partial x} - KC$$

Normalmente, en un río que tiene una velocidad de flujo considerablemente alta, del orden de 1 m/s o fracción, el flujo dispersivo resulta irrelevante en relación al flujo

advectivo y se puede simplificar la ecuación asumiendo $\varepsilon = 0$, con la cual la ecuación se simplifica a

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U \frac{\partial C}{\partial x} - KC$$

Para la condición en que el sistema está en equilibrio, la ecuación se simplifica aún más, quedando como

$$U \frac{\partial C}{\partial x} + KC = 0$$

Cuya solución general es

$$C(x) = C_0 e^{-\frac{K}{U}x}$$

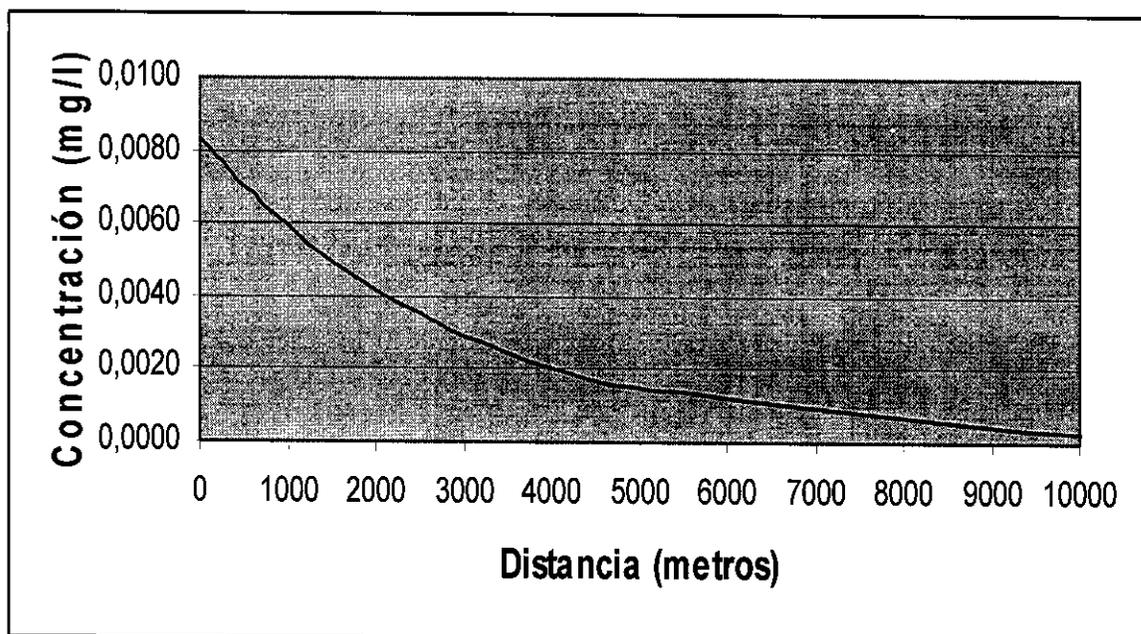
La ecuación anterior dice que una sustancia degradable descargada en un río, bajo condiciones de equilibrio, simplemente decrece en forma exponencial su concentración hacia aguas abajo, tendiendo a valores nulos a medida que la distancia crece.

Para el mismo ejemplo que se ha resuelto en los puntos anteriores, suponiendo una descarga de 720 m³/día con una concentración de 1 mg/l en un río con un caudal de sólo 1 m³/seg (86.400 m³/día), con una velocidad de 1 m/seg y con una constante de reacción de 30 1/día, resulta la distribución de concentraciones que se indica en la tabla N° 20 y en la figura N° 23. Para los cálculos se ha supuesto que por efecto de la dilución inicial, la concentración se reduce de 1 mg/l a $1 \cdot 720 / 86.400 = 0,00833$ mg/l. También se ha supuesto que la constante de decaimiento es la misma utilizada para las aplicaciones en agua de mar, basándose en las experiencias de Dilling et al, quienes establecieron que no se encontraron diferencias significativas en la volatilización de organoclorados en agua dulce o de mar (ver página 23 de este informe).

Tabla N° 20. Resultados de la simulación de concentración de un trihalometano en un río

Distancia (metros)	Concentración (mg/l)
0	0,0083
100	0,0080
200	0,0078
300	0,0075
400	0,0073
500	0,0070
1.000	0,0059
1.500	0,0050
2.000	0,0042
2.500	0,0035
3.000	0,0029
4.000	0,0021
5.000	0,0015
10.000	0,0003

Figura N° 23. Resultados de la simulación para descarga puntual en un río



7.4.- Resultados de la aplicación de los modelos

Los resultados de la aplicación de los modelos para una descarga con características similares a los casos estudiados, permiten estimar la evolución que experimenta la descarga de subproductos de la desinfección con cloro cuando son descargados en el ambiente. Se consideró una descarga de 720 m³/día, similar a la de ambas plantas estudiadas y correspondiente a un tamaño grande, superior a la mayoría del resto de las plantas de matanza y procesamiento. Para la concentración se aplicó un valor de 1,0 mg/l el cual, si bien es el doble del que se establece en el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución, por ser unitario, permite estimar rápidamente el impacto de descargas diferentes.

Para el coeficiente de degradación se utilizó un valor de K de 30 1/día, valor inferior a los reportados por Dilling (Punto 4.6.-, Tabla N° 2) y que se explican principalmente por la volatilización en aguas agitadas.

Además, dado que en las descargas se produce una dilución inicial en una zona próxima a ésta, se ha estimado diferentes valores de la concentración inicial que debe ser considerada en el modelo. También se ha incluido los valores de las concentraciones estimadas para diversas distancias desde el punto de descarga.

En la tabla N° 21 se presenta un resumen de los resultados de los tres modelos considerados.

Se observa que el modelo denominado Bessel, que corresponde a la descarga a un cuerpo de agua lacustre o al mar en que no hay un flujo hidráulico significativo, es el que genera las menores concentraciones en función de las distancias, lo que se explica porque, en este caso, la dispersión se hace simultáneamente en todos los sentidos y porque, al no existir una velocidad hidráulica, la reducción de concentraciones se explica básicamente por la tasa de decaimiento, que es alta.

De acuerdo con los resultados de este modelo la concentración se hace despreciable a una distancia de aproximadamente 1.000 metros, en que alcanza un valor aproximado a 0,000 mg/l.

El modelo que muestra los menores descensos en función de la distancia es el fluvial, lo que se explica porque en este caso el flujo es básicamente unidimensional, sin posibilidad de dispersión en otros sentidos. Como se ha supuesto una velocidad relativamente alta del flujo, de 1 m/s, aún la alta tasa de decaimiento de 30 1/día no logra reducir rápidamente la concentración, requiriéndose de aproximadamente 10 kilómetros para alcanzar un valor de 0,0003 mg/l, que puede ser considerado despreciable.

Tabla N° 21. Resumen de los resultados de la aplicación de los modelos

Característica/modelo	Bessel	Brooks	Fluvial
Concentración descarga (mg/l)	1,0000	1,0000	1,0000
Concentración inicial (mg/l)	0,0840	0,1000	0,0083
a 500 metros	0,0004	0,0013	0,0070
a 1.000 metros	0,0000	0,0002	0,0059
a 2.000 metros	0,0000	0,0000	0,0042
a 10.000 metros	0,0000	0,0000	0,0003

Por último, el modelo denominado de Brooks, que permite estimar la evolución de las concentraciones en el mar o un medio lacustre en que hay un flujo hidráulico significativo, genera una tasa intermedia de reducción de las concentraciones, lo que se explica porque en este caso se ha supuesto la existencia de una dispersión perpendicular al flujo principal. A una distancia de 1.000 metros se alcanza una concentración de 0,0002 mg/l y a una distancia de 2.000 metros ésta es despreciable, estimada en 0,0000 mg/l.

8.- IDENTIFICACIÓN DE LAS MEDIDAS DE CONTROL PARA PREVENIR IMPACTOS ADVERSOS

8.1.- Métodos de desinfección con dióxido de cloro, hipoclorito de sodio y cloro gas.

Está claramente demostrado que las formas libres del cloro, que incluyen el cloro molecular, ácido hipocloroso y ión hipoclorito, reaccionan con los compuestos nitrogenados, especialmente el nitrógeno amoniacal, para formar cloraminas y con diversas formas orgánicas, generando compuestos organoclorados. De ahí que la dosis de cloro que se aplica para desinfectar un residuo no es independiente del contenido de otras sustancias en éste, no siendo posible establecer una dosis mínima. Por otra parte, al existir partículas en las aguas residuales, las sustancias desinfectantes sólo actúan en la superficie de éstas, requiriéndose de tiempos variables de contacto para poder alcanzar una desinfección completa.

Otras formas de cloro combinado que también tienen poder desinfectante, como las propias cloraminas y el dióxido de cloro, si bien tienen una tasa de reactividad con la materia orgánica muy reducida, también quedan afectos a la dificultad de desinfectar aguas que contienen partículas, por lo que tampoco es posible definir para ellas una dosis mínima que sea válida para cualquier agua residual.

En términos del tiempo requerido para la desinfección, la bibliografía indica que éste puede ser tan pequeño como 5 minutos cuando se utilizan altas dosis de cloro. Sin embargo, dado el costo y el riesgo de formación de compuestos organoclorados asociado a altas dosis de cloro, resulta conveniente minimizar las dosis aplicadas.

A la luz de los resultados obtenidos y de la información bibliográfica recopilada, se estima que el planteamiento del Borrador de Reglamento de SERNAPESCA es adecuado en el caso del hipoclorito de sodio, en términos de establecer requisitos para la concentración de cloro que se debe aplicar como desinfectante en términos de la concentración residual resultante al cabo de 35 minutos, de al menos 5 mg/l. De esta forma se obtiene que las dosis de cloro aplicadas sean mayores en aquellas aguas residuales que tienen un mayor contenido de materia orgánica se asegura una dosis no inferior a 5 mg/l por un tiempo de no inferior a 25 minutos. A la luz de los resultados de estudios realizados acerca del poder de desinfección del cloro para inactivar el virus ISA y de los resultados obtenidos en este estudio respecto a la formación de compuestos organoclorados, se puede justificar los requisitos que establece el Borrador de Reglamento para el hipoclorito de sodio. Naturalmente, desde el punto de vista de la real eficacia para inactivar el virus ISA de los niveles de hipoclorito de sodio que establece el Borrador de Reglamento se requiere evaluar en forma directa varios casos diferentes para generar un volumen de información que tenga validez estadística.

Para el caso del dióxido de cloro el Borrador de Reglamento de SERNAPESCA establece una concentración de referencia de 100 mg/l por un tiempo de retención de 5 minutos, pero asegurando una concentración de cloro residual al cabo de este tiempo no inferior a 0,8 mg/l. Adicionalmente, el borrador de norma establece que el contenido de sólidos suspendidos del efluente tratado no debe superar los 200 mg/l para que sea aplicable este procedimiento. Dado que el dióxido de cloro tiene un nivel de reactividad con la materia orgánica muy inferior a otras formas de cloro, resulta válido en este caso definir una concentración de referencia, estableciendo un nivel residual mínimo como seguridad adicional. Se entiende que el requisito respecto al contenido de sólidos suspendidos que se incluye en relación a éste desinfectante, pero no en el caso del hipoclorito de sodio, se debe justamente al bajo tiempo de retención requerido en este caso. Sin embargo, dado que el dióxido de cloro presentaría importantes ventajas en relación a otras formas de cloro, se sugiere que exista la posibilidad de aplicarlo para concentraciones mayores de sólidos suspendidos, con tiempos de contacto de 25 o más minutos.

Otra ventaja del empleo del dióxido de cloro se produce en aquellas plantas que usan total o parcialmente agua de mar como agua de proceso o de transporte, debido a que el ión bromuro, presente en el agua de mar a niveles del orden de 65 mg/l, no reaccionaría con este desinfectante como ocurre con el hipoclorito de sodio, que generaría bromoformo.

Si bien se observa la formación de compuestos organoclorados como consecuencia de la desinfección cloro, incluso cuando se utiliza dióxido de cloro, éstos resultan en bajas concentraciones. El mayor riesgo asociado a los compuestos organoclorados y, en general a los haloformos, es su potencial cancerígeno. Este es especialmente importante cuando se abastece a una población con agua potable que contiene trazas de estos compuestos debido a que no existiría un umbral inferior para este efecto. Sin embargo, la información bibliográfica muestra que, en términos de toxicidad, los compuestos orgánicos halogenados son mucho menos peligrosos que el propio cloro, no son bioacumulativos y, adicionalmente, tienen una elevada volatilidad, habiéndose demostrado que su vida media en aguas agitadas es del orden de 30 minutos. Por estas razones, el riesgo ambiental de la formación de compuestos orgánicos halogenados resulta muy disminuida.

No obstante lo anterior, sigue siendo válido que el poder desinfectante del cloro, en cualquiera de sus formas, se reduce frente a la presencia de materia orgánica y de partículas, no existiendo una concentración segura que pudiera considerarse efectiva frente a todo evento. En el caso particular de la descarga de residuos líquidos de las plantas de matanza y procesamiento de salmónidos que se caracterizan por la presencia de sangre, aceites y grasas y partículas de proteínas, normalmente se requerirán dosis altas de cloro par alcanzar los valores residuales que recomienda el reglamento de SERNAPESCA si las aguas no se someten previamente a un

tratamiento. Para descargas fuera de la zona de protección litoral, si bien el DS 90 no limita la descarga de compuestos orgánicos en términos de DBO_5 , sí limita el contenido de aceites y grasas, los sólidos suspendidos y los sólidos sedimentables a 350, 50 y 700 mg/l, respectivamente. Estos límites serán reducidos a 150, 20 y 300 mg/l, respectivamente, a partir del décimo año de vigencia del decreto, por lo que los efluentes de la industria salmonífera que se descargan al mar deberían experimentar una reducción sustantiva de sus contenidos orgánicos y de partículas. Para cumplir con los requisitos actuales puede ser suficiente un simple estanque de decantación-flotación, pero para cumplir los requisitos futuros puede ser necesario incluso un tratamiento físico-químico. El incremento en la efectividad del tratamiento previo a la desinfección redundará en un menor consumo de desinfectantes y, por lo tanto, en un menor potencial de compuestos órgano halogenados.

8.2.- Manejo y/o tratamiento de los residuos líquidos a desinfectar y desinfectados con cloro

En términos generales, los residuos sometidos a desinfección con cloro o sus compuestos activos deberían tener la menor concentración que sea posible de materia orgánica antes de la aplicación del desinfectante, tanto para hacer más efectivo el tratamiento como para minimizar la formación de subproductos potencialmente peligrosos. Altas concentraciones de materia orgánica disuelta y nitrógeno amoniacal redundarán en una mayor dosis de cloro para alcanzar un mismo nivel de desinfección, pero el cloro seguirá siendo efectivo en términos de poder desinfectante.

Sin embargo, altas concentraciones de partículas pueden impedir que el cloro desinfecte efectivamente el agua, aún a altas concentraciones. Por ello, más que un límite al contenido de materia orgánica debería establecerse un límite al contenido de partículas, incluidas las grasas, lo que sugiere el empleo de al menos un estanque de sedimentación-flotación, previo a la cloración. El cumplimiento del DS 90, tanto en su versión actual como futura, requiere limitar los niveles de sólidos suspendidos, sólidos sedimentables y aceites y grasas, por lo que bastaría con dar cumplimiento a dichos requisitos. Idealmente, dado que el problema de los compuestos organoclorados surgió inesperadamente, como consecuencia del apareamiento de brotes de virus ISA, en los establecimientos que deben desinfectar sus efluentes tendría sentido adelantar los requisitos previstos en el DS 90 para aplicar a partir del décimo año de vigencia.

La dificultad práctica de medir precursores de formación de trihalometanos y de asociar el contenido de éstos al potencial formación de estos compuestos hace muy difícil el control a través de este mecanismo. Resulta más práctico mantener las limitantes propuestas por el SERNAPESCA al empleo del cloro y sus derivados y buscar mecanismos que promuevan la máxima remoción posible de la materia orgánica, grasas y aceites y material particulado en las aguas residuales.

8.3.- Descarga de residuos líquidos desinfectados con cloro en los cuerpos de agua marinos y continentales superficiales.

Como ya se mencionó, la descarga de residuos líquidos desinfectados con cloro en los cuerpos de agua marinos y continentales superficiales no reviste un gran peligro ambiental. Los compuestos orgánicos halogenados son peligrosos básicamente por su potencial carcinogénico, pero no son extraordinariamente tóxicos, ni bioacumulables y, adicionalmente, por su gran volatilidad presentan una vida media muy corta en aguas superficiales, especialmente cuando están en diferentes grados de agitación.

El mayor riesgo de descarga se produce cuando estos compuestos se descargan en los cuerpos de agua fluviales, como se demuestra a través del empleo de modelos matemáticos de dispersión, debido a las relativamente altas velocidades de flujo que se producen en éstos y a la posibilidad de dispersión sólo en el sentido longitudinal. Sin embargo, el DS 90 establece requisitos al contenido de materia orgánica degradable, en términos de la DBO₅, a los aceites y grasas y al contenido de partículas del efluente, lo cual obligaría a un establecimiento de matanza o procesamiento de salmones a un tratamiento físico químico o una combinación de éste con un tratamiento biológico, que redundaría en una mayor efectividad de los desinfectantes, un menor uso de éstos y, por lo tanto, un menor potencial de formación de compuestos organoclorados.

8.4.- Monitoreo de los compuestos organoclorados en la descarga y en los cuerpos de agua receptores.

La versión actual del DS 90 no incluye un límite para la concentración de trihalometanos en descargas al mar. Sin embargo dado el potencial contaminante de éstos compuestos, aunque su efecto sería mucho más dañino en redes de distribución de agua potable, y dado el uso creciente del cloro y sus derivados como desinfectante en la industria salmonífera, tendría sentido recomendar el empleo de límites para Triclorometano y Tetracloroetano en descargas al mar, tanto dentro como fuera de la ZPL, en términos similares a lo que establece el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución (0,5 y 0,4 mg/l, respectivamente). La evaluación de la forma como evolucionan éstos contaminantes en aguas abiertas indica que su decaimiento es más rápido que en los cuerpos de agua fluviales, por lo que no habría riesgos al utilizar el mismo valor límite para ambos casos.

La literatura disponible indica, además, que cuando se someten a cloración aguas de mar o aguas que contienen agua de mar, el alto contenido de bromuros de ésta, del orden de 65 mg/l, y la elevada reactividad de este elemento producen la formación de bromoformo, compuesto con características similares al cloroformo en términos de toxicidad y potencial cancerígeno. Por ello, resulta importante medir ambas formas de compuestos halogenados, que serían las más abundantes.

En términos de límites de concentración en los efluentes, se sugiere establecerlo a la suma de cloroformo y bromoformo equivalentes, es decir en términos de sus pesos moleculares respectivos, a través de la siguiente expresión.

$$\text{cloroformo} + \text{bromoformo equivalente} = \text{cloroformo} + \text{bromoformo} \cdot 35,5/79,9 \leq 0,5 \text{ mg/l}$$

El cumplimiento de este límite en los efluentes no debería ser un gran problema desde el punto de vista tecnológico o del costo de tratamiento ya que, debido a la elevada volatilidad de los compuesto organohalogenados, bastaría con un fuerte agitación o aireación para remover estos compuestos, De acuerdo a lo que señala la bibliografía, con una aireación de aproximadamente media hora se podría remover el 50% de los trihalometanos presentes en el agua y aproximadamente el 75% con una aireación de una hora.

Para efectos de la determinación de trihalometanos es válido el método establecido en NCh 2313/20, Of 98, Decreto Supremo N° 2557/98 MOP: Aguas Residuales— Determinación de Trihalometanos, tanto para la descarga como para el cuerpo receptor.

9.- RESULTADOS Y CONCLUSIONES

El apareamiento del virus ISA en los salmonídeos de las principales instalaciones productivas existentes en el mundo ha obligado a extremar las precauciones para evitar su propagación. En los países productores se utiliza mayoritariamente el cloro, tanto por su efectividad, bajo costo y bajo nivel de inversión requerido. Sin embargo, la posibilidad de formación de compuestos organoclorados, que son potencialmente cancerígenos, genera un nivel adicional de preocupación. La información bibliográfica disponible indica que no basta con la presencia de cloro y materia orgánica para que se formen compuestos organoclorados, sino se requiere la presencia de algunos compuestos denominados precursores específicos como son las sustancias húmicas y fúlvicas. Incluso, se observa que la probabilidad de formación de compuestos organoclorados es mayor en el agua potable debido a que los compuestos amoniacales, abundantes en las aguas residuales, reaccionan rápidamente con el cloro disponible, inhibiendo la posibilidad de que éste se utilice en la formación de organoclorados.

Los ensayos de cloración de efluentes de la industria salmonífera realizados en este estudio indican que efectivamente se alcanzan bajas concentraciones de trihalometanos en aguas residuales con una elevada carga orgánica a niveles de cloración normales, pero que éstas son detectables y mayores en la medida en que aumentan los niveles de dosificación de cloro. Para dosis de cloro en forma de hipoclorito de sodio tan altas como 2.000 mg/l se observan concentraciones de triclorometano del orden del triple del valor límite que establece el DS 90 para cuerpos de aguas fluviales con capacidad de dilución.

El agua de mar tiene altas concentraciones de bromo en forma de bromuros, del orden de 65 mg/l, y la presencia de cloro causa su oxidación a bromo en presencia de el ácido hipocloroso el bromo reacciona formando ácido hipobromoso, que también tiene poder desinfectante y, por lo tanto, también está sujeto a reacciones con materia orgánica para formar compuestos órgano bromados. La distribución de las especies de bromo es similar a la de las especies de cloro, pero el ácido hipobromoso se encuentra en mayor proporción a pH entre 5,5 y 9. En un estudio realizado por *Allonier et al* se muestra que como resultado de la cloración de agua de mar el subproducto más abundante resulta ser el bromoformo, alcanzándose las máximas concentraciones en alrededor de 24 horas.

De acuerdo con la información bibliográfica disponible, el empleo de dióxido de cloro presentaría grandes ventajas con respecto a otras formas de cloro (hipoclorito de sodio o cloro gas) debido a su baja reactividad con la materia orgánica y con el ión bromuro, abundante en el agua de mar. Esta información es corroborada por la experiencias realizadas como parte de este estudio, encontrándose niveles de triclorometano muy

reducidos, inferiores a un décimo del valor máximo admisible establecido en el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución, al aplicar a efluentes con alta carga orgánica dosis de dióxido de cloro hasta 8 veces la requerida de acuerdo al Borrador del Reglamento de SERNAPESCA.

Los compuestos organoclorados y organohalogenados, en general, si bien tienen propiedades potencialmente cancerígenas, en términos de toxicidad aguda tienen un potencial muy inferior al del cloro. Las concentraciones letales son altas, del orden de los 30 mg/l, superiores en más de 10 veces a las observadas para el cloro y las cloraminas.

Según lo demuestran las investigaciones presentadas por Abarnou y Miossec, la capacidad de bioacumulación de los subproductos de la desinfección con cloro es muy baja, inferior a los límites usualmente utilizados para considerarlos como acumulativos. Los subproductos de la desinfección con cloro muestran valores un potencial de bioacumulación inferiores a 3, requiriéndose que éste índice sea mayor o igual a 5 para que esos compuestos se puedan clasificar como bio acumulativos. El potencial de bioacumulación se define como el logaritmo del coeficiente de partición octano-agua, correspondiente al cociente entre la solubilidad del compuesto en n-octano y agua, bajo condiciones de equilibrio.

En términos de su autopurificación, si bien los subproductos de la desinfección experimentan una lenta biodegradación, su elevada volatilidad hace que su presencia sea muy fugaz en el agua, especialmente cuando están sometidos a una permanente agitación, como es caso del agua de mar. Dilling et al demostraron que la concentración de cloroformo y otros compuestos orgánicos halogenados de bajo peso molecular son altamente volátiles, pudiéndose reducir a la mitad en tan sólo 30 minutos, lo que equivale a tasas de degradación de primer orden de entre 33,3 y 36,8 días⁻¹.

Las experiencias de Dilling también mostraron que la salinidad y la presencia de sólidos de diversas características tienen muy poco efecto en los resultados, indicando que no habría una diferencia sustancial en las pérdidas por evaporación entre agua dulce y agua de mar.

Las velocidades de las reacciones de hidrólisis u oxidación, en cambio, resultan prácticamente despreciables frente a la evaporación, con vidas medias de entre 6 y 8 meses, lo que es equivalente a tasas de decaimiento de primer orden de tan sólo 0,00128 a 0,00385 días⁻¹.

A la luz de los resultados obtenidos y de la información bibliográfica recopilada, se estima que el planteamiento del Borrador de Reglamento de SERNAPESCA es adecuado en el caso del hipoclorito de sodio, en términos de establecer requisitos para

la concentración de cloro que se debe aplicar como desinfectante en términos de la concentración residual resultante al cabo de 35 minutos, de al menos 5 mg/l. De esta forma se obtiene que las dosis de cloro aplicadas sean mayores en aquellas aguas residuales que tienen un mayor contenido de materia orgánica y se asegura una dosis no inferior a 5 mg/l por un tiempo de no inferior a 25 minutos. A la luz de los resultados de estudios realizados acerca del poder de desinfección del cloro para inactivar el virus ISA y de los resultados obtenidos en este estudio respecto a la formación de compuestos organoclorados, se puede justificar los requisitos que establece el Borrador de Reglamento para el hipoclorito de sodio.

Desde el punto de vista de la real eficacia para inactivar el virus ISA de los niveles de hipoclorito de sodio que establece el Borrador de Reglamento, se requiere evaluar en forma directa varios casos diferentes para generar un volumen de información que tenga validez estadística.

Para el caso del dióxido de cloro el Borrador de Reglamento de SERNAPESCA establece una concentración de referencia de 100 mg/l por un tiempo de retención de 5 minutos, pero asegurando una concentración de cloro residual al cabo de este tiempo no inferior a 0,8 mg/l. Adicionalmente, el borrador de norma establece que el contenido de sólidos suspendidos del efluente tratado no debe superar los 200 mg/l para que sea aplicable este procedimiento. Dado que el dióxido de cloro tiene un nivel de reactividad con la materia orgánica muy inferior a otras formas de cloro, resulta válido en este caso definir una concentración de referencia, estableciendo un nivel residual mínimo como seguridad adicional. Se entiende que el requisito respecto al contenido de sólidos suspendidos que se incluye en relación a este desinfectante, pero no en el caso del hipoclorito de sodio, se debe justamente al bajo tiempo de retención requerido en este caso. Sin embargo, dado que el dióxido de cloro presentaría importantes ventajas en relación a otras formas de cloro, se sugiere que exista la posibilidad de aplicarlo para concentraciones mayores de sólidos suspendidos, con tiempos de contacto superiores a 5 minutos, pudiendo llegar a 25 o más minutos.

Otra ventaja del empleo del dióxido de cloro se produce en aquellas plantas que usan total o parcialmente agua de mar como agua de proceso o de transporte, debido a que el ión bromuro, presente en el agua de mar a niveles del orden de 65 mg/l, no reaccionaría con este desinfectante como ocurre con el hipoclorito de sodio, que generaría bromoformo.

La experiencia acumulada y las pruebas realizadas en este estudio muestran que la formación de compuestos organoclorados como subproductos de la desinfección con cloro resultan en muy bajas concentraciones, incluso cuando se utiliza dióxido de cloro. El mayor riesgo asociado a los compuestos organoclorados y, en general a los haloformos, es su potencial cancerígeno, problema especialmente importante cuando se abastece a una población con agua potable que contiene trazas de estos

compuestos, debido a que no existiría un umbral inferior para este efecto. Sin embargo, la información bibliográfica muestra que, en términos de toxicidad, los compuestos orgánicos halogenados son mucho menos peligrosos que el propio cloro, no son bioacumulativos y, adicionalmente, tienen una elevada volatilidad, habiéndose demostrado que su vida media en aguas agitadas es del orden de 30 minutos. Por estas razones, el riesgo ambiental de la formación de compuestos orgánicos halogenados resulta muy disminuida en relación al riesgo en sistemas de abastecimiento de agua potable.

Es un hecho establecido que el poder desinfectante del cloro, en cualquiera de sus formas, se reduce frente a la presencia de materia orgánica y de partículas, no existiendo una concentración segura que pudiera considerarse efectiva frente a todo evento. Las descargas de residuos líquidos de las plantas de matanza y procesamiento de salmónidos, que se caracterizan por la presencia de sangre, aceites y grasas y partículas de proteínas, normalmente requerirán dosis altas de cloro par alcanzar los valores residuales que recomienda el reglamento de SERNAPESCA si las aguas no se someten previamente a un tratamiento. Para descargas fuera de la zona de protección litoral, si bien el DS 90 no limita la descarga de compuestos orgánicos en términos de DBO₅, sí limita el contenido de aceites y grasas, los sólidos suspendidos y los sólidos sedimentables a 350, 50 y 700 mg/l, respectivamente. Estos límites serán reducidos a 150, 20 y 300 mg/l, respectivamente, a partir del décimo año de vigencia del decreto, por lo que los efluentes de la industria salmonífera que se descargan al mar deberían experimentar una reducción sustantiva de sus contenidos orgánicos y de partículas. Para cumplir con los requisitos actuales puede ser suficiente un simple estanque de decantación-flotación, pero para cumplir los requisitos futuros puede ser necesario incluso un tratamiento físico-químico. El incremento en la efectividad del tratamiento previo a la desinfección redundará en un menor consumo de desinfectantes y, por lo tanto, en un menor potencial de compuestos órgano halogenados.

Las aguas residuales de plantas de matanza o proceso de salmónidos sometidas a desinfección con cloro o sus compuestos activos deberían tener la menor concentración de materia orgánica que sea posible antes de la aplicación del desinfectante, tanto para hacer más efectiva la desinfección como para minimizar la formación de subproductos potencialmente peligrosos. Altas concentraciones de materia orgánica disuelta y nitrógeno amoniacal redundarán en una mayor dosis de cloro para alcanzar un mismo nivel de desinfección, pero el cloro seguirá siendo efectivo en términos de poder desinfectante.

Sin embargo, altas concentraciones de partículas pueden impedir que el cloro desinfecte efectivamente el agua, aún a altas concentraciones. Por ello, más que un límite al contenido de materia orgánica debería establecerse un límite al contenido de partículas, incluidas las grasas, lo que sugiere el empleo de al menos un estanque de sedimentación-flotación, previo a la cloración. El cumplimiento del DS 90, tanto en su

versión actual como futura, requiere limitar los niveles de sólidos suspendidos, sólidos sedimentables y aceites y grasas, por lo que bastaría con dar cumplimiento a dichos requisitos. Idealmente, dado que el problema de los compuestos organoclorados surgió inesperadamente, como consecuencia del apareamiento de brotes de virus ISA, tendría sentido adelantar los requisitos previstos en el DS 90 para aplicar a partir del décimo año de vigencia en los establecimientos cuarentenados que deben desinfectar sus efluentes.

El control a través de la medición de precursores específicos de formación de trihalometanos y de asociar el contenido de éstos al potencial formación de estos compuestos resultaría muy difícil y poco práctico. Resulta más fácil mantener las limitantes propuestas por el SERNAPESCA al empleo del cloro y sus derivados y buscar mecanismos que promuevan la máxima remoción posible de la materia orgánica, grasas y aceites y material particulado en las aguas residuales.

La descarga de residuos líquidos desinfectados con cloro en los cuerpos de agua marinos y continentales superficiales no reviste un gran peligro ambiental. Los compuestos orgánicos halogenados son peligrosos básicamente por su potencial carcinogénico, pero no son extraordinariamente tóxicos, ni bioacumulables y, adicionalmente, por su gran volatilidad presentan una vida media muy corta en aguas superficiales, especialmente cuando están en diferentes grados de agitación.

El mayor riesgo asociado a la descarga de subproductos de la desinfección con cloro se produce cuando estos compuestos se descargan en los cuerpos de agua fluviales, como se demuestra a través del empleo de modelos matemáticos de dispersión, debido a las relativamente altas velocidades de flujo que se producen en éstos y a la posibilidad de dispersión sólo en el sentido longitudinal. Sin embargo, el DS 90 establece requisitos al contenido de materia orgánica degradable, en términos de la DBO_5 , a los aceites y grasas y al contenido de partículas del efluente, lo cual obligaría a un establecimiento de matanza o procesamiento de salmones a un tratamiento físico químico o una combinación de éste con un tratamiento biológico, que redundaría en una mayor efectividad de los desinfectantes, un menor uso de éstos y, por lo tanto, un menor potencial de formación de compuestos organoclorados.

La concentración de trihalometanos no presenta un límite en términos de concentración de acuerdo al DS 90 para descargas al mar, tanto dentro como fuera de la Zona de Protección Litoral. Sin embargo, dado el potencial contaminante de estos compuestos y dado el uso creciente del cloro y sus derivados como desinfectante en la industria salmonífera, tendría sentido recomendar el empleo de límites para Triclorometano y Tetracloroetano en descargas al mar, tanto dentro como fuera de la ZPL, en términos similares a lo que establece el DS 90 para descargas a cuerpos de agua fluviales con capacidad de dilución (0,5 y 0,4 mg/l, respectivamente). La evaluación de la forma como evolucionan éstos contaminantes en aguas abiertas indica que su decaimiento es más

rápido que en los cuerpos de agua fluviales, por lo que no habría riesgos al utilizar el mismo valor límite para ambos casos.

La literatura disponible indica, además, que cuando se someten a cloración aguas de mar o aguas residuales que contienen agua de mar, el alto contenido de bromuros de ésta, del orden de 65 mg/l, y la elevada reactividad de este elemento producen la formación de bromoformo, compuesto con características similares al cloroformo en términos de toxicidad y potencial cancerígeno. Por ello, resulta importante medir ambas formas de compuestos halogenados, que serían las más abundantes.

Se sugiere establecer un límite de concentración en los efluentes clorados que contienen agua de mar a la suma de cloroformo y bromoformo en términos equivalentes, es decir en considerando sus pesos moleculares respectivos. Desde el punto de vista tecnológico o del costo de tratamiento, el cumplimiento de este límite en los efluentes se podría alcanzar sin mucha dificultad tecnológica mediante un tratamiento consistente en un fuerte agitación o aireación, debido a la elevada volatilidad de los compuesto organohalogenados. De acuerdo a lo que señala la bibliografía, con una aireación de aproximadamente media hora se podría remover el 50% de los trohalometanos presentes en el agua y aproximadamente el 75% con una aireación de una hora.

COMISIÓN NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

“Antecedentes de la desinfección con cloro de los residuos líquidos de plantas de matanza y proceso de salmónidos y sus efectos en formación y evolución de compuestos organoclorados”

Informe Final

ANEXO N° 1. BIBLIOGRAFÍA

Santiago, octubre de 2008

Lista de Referencias Bibliográficas

- 1 Abarnou A. y L. Miossec. **Chlorinated waters discharged to the marine environment chemistry and environmental impact. An overview.** The Science of the Total Environment, 126 (1992) 173-197.
- 2 Abdullah S. Bin Mahfouz, Mahmoud M. El-Halwagi y Ahmed Abdel-Wahab. **Process integration techniques for optimizing seawater cooling system and biocide discharge.** Clean Techn Environ Policy (2006) 8: 203 -215.
- 3 Alarcón, E.; Gabriela Farias; Alejandra Barrios. **Desinfección de Aguas Servidas mediante cloración y formación de subproductos Organoclorados.** XII Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS-Chile. Octubre de 1999.
- 4 Alarcón, Eduardo. y Elizabeth Vargas R. **Desinfección de Aguas Servidas y Formación Potencial de Trihalometanos.** XI Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS-Chile. Octubre de 1995.
- 5 Allonier, Anne Sophie; Michel Khalanski; Valerie camel y Alain Bermond. **Characterization of Chorine By products in Cooling Effluents of Coastal Nuclear Power Stations.** Marine Pollution Bulletin, Vol. 38, N° 12, pp. 1232-1241, 1999.
- 6 American Journal of Public Health, **Chlorination By-products and Cancer: A Meta- analysis.** July 1992, vol.82, N° 7.
- 7 Amirtharajah, K. A., E Denet and Anne Studstill. **Ferric Chloride coagulation for removal of dissolved organic matter and Trihalomethane precursors.** Wat. Sci. Tech. Vol 27, N° 11, pp. 113-121. 1993.
- 8 Araya, Verónica. **Desinfección de aguas servidas mediante radiaciones ionizantes.** Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Escuela de Ingeniería de la Universidad de Chile. 1981.
- 9 Baohua, Gu and Robert L. Siegrist. **Dehalogenation of Chlorinated Organic Compounds by Strong Alkalis.** Journal of Enviromental Engineering. Vol 123, N° 10, pp. 987-987. October 1997.
- 10 Bellar, T. A., Lichtenberg, J. J., Kroner, R. C. **The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water.** J. AWWA 67 (1975), 11, 703.
- 11 Brooks, N. H. "Diffusion of Sewage Effluent in an Ocean Current", Proceedings of the First International Conference on Waste Disposal in the Marine Environment, University of California, 1979, Pergamon Press N. Y., 1960.

- 12 Brower, George. **Removal of hazardous wastes in wastewater facilities: Halogenated Organics**. Manual of Practice for Pollution Control N° FD-11, Water Pollution Control Federation. Printed Port City Press, U.S.A. 1986.
- 13 Universidad de Chile. Escuela de Post Graduados. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. **Calidad del Agua Potable**. 1965.
- 14 Canale, Raymond., Steven C. Chapra., Gary L. Amy., and Marc A. Edwards. **Trihalomethane Precursor Model for Lake Youngs, Washington**. Journal of Water Resources Planning and Management. Vol 123, N° 5, pp. 259-265. September/October 1997.
- 15 Casey, J., K. J. Chua. **Aspectos de la formación de Trihalometanos en agua potable**. Revista: Ingeniería Sanitaria y Ambiental (Argentina), N° 32. Junio 1997.
- 16 Castillo, Gabriela y Pamela Cañas. **Estudio de la Eficiencia de la Cloración de RILes de Plantas de Proceso de Salmónidos para Controlar el Virus ISA (ISAV)**. Departamento de Ingeniería Civil, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. Universidad de Chile.
- 17 Childress, Amy., Eric M. Vrijenhoek., Menachem Elimelech., Theodore S. Tanaka., and Mark D. Beuhler. **Particulate and THM Precursor Removal with Ferric Chloride**. Journal of Environmental Engineering. Vol 125, N° 11, pp. 1054-1061. November 1999.
- 18 Clark, Robert M and Mano Sivaganesan. **Predicting Chlorine Residuals and Formation of TTHMs in Drinking Water**. Journal of Environmental Engineering. Vol 124, N° 12, pp. 1203-1210. December 1998.
- 19 Clark, Robert M. **Chlorine Demand and THM Formation Kinetic: A Second-Order Model**. Journal of Environmental Engineering. Vol 124, N° 1, pp. 16-24. January 1998.
- 20 Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), del Gobierno de España, Ministerio de Ciencia e Innovación, Madrid, España, 2008.
- 21 Degremont. **Manual Técnico del Agua**. Cuarta edición. Grijelmo S. A., 1979.
- 22 Dilling, Wendell L.; Nancy B. Teferefiller y George J. Kallos. **Evaporation Rates and Reactivities of Methylene Chloride, Chloroform, 1,1,1-Trichloroethane, Tricloroethylene, Tetrachloroethylene, and other Chlorinate Compounds in Dilute Aqueous Solutions**.
- 23 Fair, Gordon; John Geyer y Daniel Okun. **Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales**. Editorial Limusa, 1979.
- 24 **Final Report of the Joint Government/Industry Working Group on Infectious Salmon Anaemia (ISA) in Scotland**, Aberdeen 2002.
- 25 FRS Marine Laboratory Aberdeen, **Disinfection Guide with regard to the ISA Virus: Version II**.

- 26 Galapate Ritchelita P. **Origin of Trihalomethane (THM) Precursors in Kurose River, Hiroshima, Japan.** Wat. Sci. Tech. Vol 35, N° 8, pp. 15-20. 1997.
- 27 Gobierno de Hong Kong Proyecto A Clean Harbour for Hong Kong. **Assesment of the Water Quality Implications of Phased Implementation of HATS Stage 2. Annex to Appendix II. Excerpt on Chlorination Disinfection.** 2005.
- 28 Harms, Leland H. y Robert W. Looyenga. **Preventing haloform formation in drinking water.** United States Environmental Protection Agency. Report EPA-600/2-80-091. Agosto de 1980.
- 29 Hughes, J., G. F. Parkin. **Concentration Effects on Chlorinated Aliphatic Transformation Kinetics.** Journal of Enviromental Engineering. Vol 122, N° 2, pp. 92-98. February 1996.
- 30 Hutton, Paul., and Francis I. Chung. **Bromine Distribution Factors in THM Formation.** Journal of Water Resouces Planning and Management. Vol 118, N° 1, pp. 1-17. January/February 1994.
- 31 Hutton, Paul., and Francis I. Chung. **Correlating Trihalomethane Data.** Journal of Enviromental Engineering. Vol 120, N° 1, pp. 219-241. January/February 1994.
- 32 Hutton, Paul., and Francis I. Chung. **Simulating THM Formation Potential in Sacramento Delta. Part I.** Journal of Water Resouces Planning and Management. Vol 118, N° 5, pp. 513-529. September/October 1992.
- 33 Hutton, Paul., and Francis I. Chung. **Simulating THM Formation Potential in Sacramento Delta. Part II.** Journal of Water Resouces Planning and Management. Vol 118, N° 5, pp. 531-543. September/October 1992.
- 34 INGESA Ltda. **Estudio de los Efectos Potenciales de la Formación de Compuestos Organoclorados por la Desinfección de Aguas Servidas Mediante Cloración.** Empresa Metropolitana de Obras Sanitarias EMOS S. A., 2000.
- 35 Karlsruhe, F.R.G. **Oxidation techniques in drinking water treatment.** United States Environmental Protection Agency. Report EPA-570/9-79-020. CCMS-111. 1979.
- 36 Lorah, Michelle., and Lisa D. Olsen. **Natural attenuation of chorinated volatile organic compounds in a freshwater tidal wetland: Field evidence of anaerobic biodegradation.** Water Resources Research, Vol 35, N° 12, pp. 3811-3827. December 1999.
- 37 Maarten Schaleckaup. **All about Ozone. Its Advantages and Disadvantages in Treating Water.** AQUA N°3, 1983.
- 38 Manhattan College, Apuntes del curso: **Modelling Toxic Substances in Natural Water Systems.** New York, 1980
- 39 Marilao, Wilma. **Desinfección de aguas con cloraminas inorgánicas.** Memoria para optar al título de Ingeniero Civil, Escuela de Ingeniería, Universidad de Chile, 1990.

- 40 Metcalf-Eddy. **Tratamiento y depuración de aguas residuales**. Editorial Labor. 1981.
- 41 Mutsumura, F., 1982: **Degradation of pesticides in the environment by microorganisms and sunlight**, en **Biodegradation of pesticides**, Plenum Publish. Corp., Nueva York, pág 67-87.
- 42 OMS, Ginebra 1995. **Guías para la Calidad del Agua Potable**. Segunda edición, Vol 1. Recomendaciones.
- 43 OMS, **Guías para la Calidad del Agua Potable**. Segunda edición, Vol 1. Recomendaciones. Ginebra 1995.
- 44 Philip, Singer. **Control of Disinfection By-Products in Drinking Water**. Journal of Environmental Engineering. Vol 120, N° 4, pp. 727-745. July/August, 1994.
- 45 Rebhun, Menahem., Lilly Heller-Grossman., Josepha Manka. **Formation of disinfection byproducts during chlorination of secondary effluent and renovated water**. Water Environment Reserarch, Vol 69, N° 6, pp. 1154-1162. Sep/Oct 1997.
- 46 Reckhow, D. and Singer, P., **Chlorination by-products in drinking waters: From formation potentials to finished water concentrations**, J. Am. Water Works Assoc., 1985.
- 47 Report of the Sixth Annual Meeting of EU National Reference Laboratories for Fish Diseases, Brusels 2002.
- 48 RODRIGUEZ, Manuel J, Germán RODRIGUEZ, Jean SERODES, *et al.* **Subproductos de la desinfección del agua potable: Formación, aspectos sanitarios y reglamentación**. *INCI*, nov. 2007, vol.32, no.11, p.749-756. ISSN 0378-1844.
- 49 Rook, J. J., **Formation of haloform during chlorination of natural waters**. Water Treatment and Examination, 23 (1974), 2, 234
- 50 Singer, P., **Disinfection by products: current perspectives**. AWWA, 1989
- 51 Suzuki, Noriyuki., Junko Nakanishi. **Total organic halogen (TOX) formation potentials in activated sludge treatment and small rivers**. Journal WPCF, Vol 59, N° 8, pp. 767-763. August 1987.
- 52 U.S. Environmental Protection Agency. (1979). **National interim primary drinking water regulations; control of trihalomethanes in drinking water**. Federal Register, 44 (231; Nov. 29), 68624
- 53 USEPA. **Ambient water quality criteria for Carbon Tetrachloride**. United States Environmental Protection Agency. Report EPA 440/5-80-026. Octubre de 1980.
- 54 USEPA. **Ambient water quality criteria for chloroform**. United States Environmental Protection Agency. Report EPA 440/5-80-033. Octubre de 1980.

- 55 USEPA. **Ambient water quality criteria for Tetrachloroethylene**. United States Environmental Protection Agency. Report EPA 440/5-80-063. Octubre de 1980.
- 56 USEPA. **Ambient water quality criteria for Trichloroethylene**. United States Environmental Protection Agency. Report EPA 440/5-80-077. Octubre de 1980.
- 57 Vahala, R. V., A. Langvik and R. Laukkanen. **Controlling Adsorbable Organic Halogens (AOX) and Trihalomethanes (THM) formation by Ozonation and Two-Step Granule Activated Carbon (GAC) Filtration**. Wat. Sci. Tech. Vol 40, N° 9, pp. 249-256. 1999.
- 58 Wells, W. and Paul A. Chadik. **Effect of Bromide Ion on Haloacetic Acid Formation during Chlorination of Biscayne Aquifer Water**. Journal of Environmental Engineering. Vol 124, N° 10, pp. 932-938. October 1998.
- 59 Zatta, Juan Carlos y Viviana Sosa. **Análisis de Trihalometanos en aguas**. Revista: Ingeniería Sanitaria y Ambiental (Argentina), N° 23. Diciembre 1995.

COMISIÓN NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

“Antecedentes de la desinfección con cloro de los residuos líquidos de plantas de matanza y proceso de salmónidos y sus efectos en formación y evolución de compuestos organoclorados”

Informe Final

ANEXO N° 2. INFORMES DE CALIDAD DEL AGUA

Santiago, octubre de 2008

Laboratorio Acreditado, según NCh-ISO-17025, of. 2005 e instructivo SISS 1997 (LE 120 y LE 121)

ROL 4551801
pág 1/1

INFORME DE ENSAYO

NOMBRE CLIENTE : Sr. Jorge Castillo
ING. Y GESTION DE SISTEMAS AMBIENTALES LTDA.
ORIGEN DE LA MUESTRA : Muestra Cruda 1. Efluente tratado sin clorar de
Planta Procesadora de Salmones (Planta Procesadora)
DIRECCION DE PTO. DE MUESTREO : -
TIPO DE MUESTRA : Puntual
FECHA Y HORA RECEPCIÓN DE MUESTRAS : 11/07/08 17:40 hrs.
MUESTRA RECOLECTADA POR : Personal Ingresa
MÉTODOS DE ENSAYO : Manual SISS. Métodos de Análisis Fco-Qco. Agua Potable Abril 1997 (I)
Serie de normas Nch 2313. Aguas Residuales Métodos de Análisis (II)
Standard Methods for the Examination of Water
and Wastewater 20 ed 1998. (III)

RESULTADOS

PARÁMETRO	UNIDAD	METODO DE ENSAYO	VALOR MEDIDO
pH a 12,2°C	-	(II)	6,29
Temperatura Ingreso	°C	(II)	10,2
Cloro Libre Residual	mg/l	(III)	<0,05
Conductividad	µS/cm a 25°C	(III)	12.960
DBO ₅ Total	mg/l	(II)(*)	2.656
Aceites y Grasas	mg/l	(II)	74
Sólidos Suspendidos a 105°C	mg/l	(II)	1.240
Sólidos Sedimentables a 1 hr	ml/l	(II)	7
Nitrogeno Total Kjeldahl	mg/l N	(II)	290
Nitrógeno Amoniacal	mg/l N	(II)	22,1
Fosforo Total	mg/l P	(II)	21,5

(*) Fecha y Hora de Análisis: 11/07/08 a las 18:00 hrs.


Patricia Jorquera V.
Químico Industrial UTEM
Encargada Lab. Físico-Químico


Lic. Inge Moraga R.
Químico U.C.
Ejecutivo Técnico

Santiago, 13 de agosto de 2008.

Observaciones:

- 1) El informe de ensayo no debe ser reproducido parcialmente sin la aprobación escrita del laboratorio.
- 2) Los parámetros analizados corresponden a todos los solicitados por el cliente
- 3) El tipo de preservante utilizado corresponde al requerido por la normativa vigente para los diferentes parámetros
- 4) En caso de que el muestreo haya sido practicado por el cliente, el laboratorio sólo se hace responsable por los análisis efectuados.

ROL 4551802
pág 1/1**INFORME DE ENSAYO**

NOMBRE CLIENTE : Sr. Jorge Castillo
ORIGEN DE LA MUESTRA : **ING. Y GESTION DE SISTEMAS AMBIENTALES LTDA.**
DIRECCION DE PTO. DE MUESTREO : Muestra Cruda 1. Efluente tratado sin clorar de Planta Procesadora de Salmones (Planta Procesadora)
TIPO DE MUESTRA : -
TIPO DE ENVASE Y PRESERVANTE : Puntual
TEMP. DE INGRESO LABORATORIO : Estéril, Vidrio, Sin preservante
FECHA Y HORA DE RECOLECCION : 8,0°C
FECHA Y HORA RECEPCIÓN DE MUESTRAS : (Cliente no entrega información)
FECHA Y HORA REALIZACION ANALISIS : 11/07/08 17:40 hrs.
MUESTRA RECOLECTADA POR : 12/07/08 09:00 hrs.
PARÁMETROS ANALIZADOS Y SUS MÉTODOS DE ENSAYO : Personal de Ingesa
: Coliformes Totales. NMP. NCH 1620/1 (I)
: Coliformes Totales. FM. NCH 1620/2 (II)
: Coliformes Fecales. EC. NCH 2313/22 (III)
: Coliformes Fecales. A-1. NCH 2313/23 (IV)
: Determinación por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th ed Para Coliformes Totales, Coliformes Fecales
: Recuento de Heterótrofos y otros (V)

RESULTADOS

PARAMETROS	EXPRESADO COMO	METODO DE ENSAYO	VALOR MEDIDO
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	(III)	185



Fabiola Valenzuela G.
Microbióloga Ind. Alimentos INACAP
Encargada Lab. Microbiología



Lic. Inge Moraga R.
Químico U.C.
Ejecutivo Técnico

Santiago, 08 de agosto de 2008.

Observaciones:

- 1) El informe de ensayo no debe ser reproducido parcialmente sin la aprobación escrita del laboratorio.
- 2) Los parámetros analizados corresponden a todos los solicitados por el cliente
- 3) En caso de que el muestreo haya sido practicado por el cliente, el laboratorio sólo se hace responsable por los análisis efectuados.

Laboratorio Acreditado, según NCh-ISO-17025, of. 2005 e instructivo SISS 1997 (LE 120 y LE 121).

ROL 4551803
pág 1/3

INFORME DE ENSAYO

NOMBRE CLIENTE : Sr. Jorge Castillo
ORIGEN DE LA MUESTRA : **ING. Y GESTION DE SISTEMAS AMBIENTALES LTDA.**
DIRECCION DE PTO. DE MUESTREO : Efluente Tratado sin clorar de Planta Procesadora de Salmones (Planta Procesadora) – Tratado con Hipoclorito de Sodio
TIPO DE MUESTRA : -
FECHA Y HORA RECEPCIÓN DE MUESTRAS : Puntual 11/07/08 17:40 hrs.
MUESTRA RECOLECTADA POR : Personal Ingresa
MÉTODOS DE ENSAYO : Manual SISS. Métodos de Análisis Fco-Qco. Agua Potable Abril 1997 (I)
Serie de normas Nch 2313. Aguas Residuales Métodos de Análisis (II)
Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20 ed 1998. (III)

DETERMINACIÓN DE DOSIS MÍNIMA HIPOCLORITO DE SODIO

Adición conc. Hipoclorito de Sodio (mg/l)	Cloro libre residual después de 25 min.
10	0,93
20	0,93
30	0,83
40	0,89
80	0,95
120	1,06
250	4,8
400	6,7
600	>8,8

Continúa