

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL
FACULTAD DE BIOQUÍMICA Y CIENCIAS BIOLÓGICAS



DEPARTAMENTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
SECCIÓN AGUAS

Tesis para la obtención del Grado Académico de Magister en Salud Ambiental

**Coagulación optimizada en el tratamiento
de potabilización de agua: Su efecto sobre
la remoción de enteroparásitos.**

Tesista:

Lic. en Biotecnología Mariel Guadalupe Zerbatto.

Directora de tesis:

Bioq. Beatriz Lerman de Abramovich

Co-Directora de tesis:

MSc. Elena Fernández de Carrera

Año: 2012

Tesista:

Licenciada Mariel Guadalupe Zerbatto

Directora de tesis:

Bioquímica Beatriz Lerman de Abramovich

Codirectora de tesis:

MCs. Elena Fernández de Carrera

Lugar de realización de la tesis:

Sección Aguas (Departamento de C. Biológicas) y Departamento de
Matemática

Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas

Universidad Nacional del Litoral

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Beatriz Lerman de Abramovich y a Elena Fernández de Carrera, quienes me dieron la oportunidad de realizar este trabajo bajo su guía, brindándome sus conocimientos, apoyo y colaboración.

Agradezco a la Universidad Nacional del Litoral que me ha permitido continuar y completar mi trabajo de tesis, a través de sus CAI+D y de becas para realizar estudios de postgrado para docentes de la institución (2006 – 2008) que me fuera otorgada. A la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas por su apoyo en el desarrollo de este programa.

Agradezco a mis compañeros de trabajo, quienes me han brindado su apoyo en estos años de trabajo.

Agradezco a Stella Vaira que me brindó su tiempo y guía en el procesamiento estadístico de los datos.

Agradezco a los Doctores Horacio Sosa[†] y Marta Defendi y a la Empresa de Aguas Provinciales de Santa Fe, por su invaluable colaboración.

Agradezco a mis padres por todo el empuje que me dieron a lo largo de mi carrera.

Agradezco a Marcelo y Emma, por ser los motores de mi vida.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

ÍNDICE DE CONTENIDOS.....	IV
ÍNDICE DE TABLAS.....	VIII
ÍNDICE DE FIGURAS.....	IX
1 INTRODUCCION.....	1
1.1 EL PROBLEMA DEL AGUA EN EL MUNDO.....	2
1.1.1 Agentes patógenos transmitidos por el agua.....	3
1.1.2 Enteroparasitosis de origen hídrico.....	4
1.1.3 Protozoos más comúnmente asociados a brotes de origen hídrico.....	7
1.1.3.1 <i>Giardia intestinalis</i>	7
1.1.3.2 <i>Cryptosporidium spp</i>	11
1.2 TRATAMIENTO DE POTABILIZACIÓN DE AGUA.....	16
1.2.1 Descripción del proceso.....	17
1.2.1.1 Desbaste.....	17
1.2.1.2 Coagulación.....	18
1.2.1.3 Floculación.....	23
1.2.1.4 Sedimentación.....	25
1.2.1.5 Filtración.....	26
1.2.1.6 Desinfección.....	26
1.3 SUBPRODUCTOS DE LA DESINFECCIÓN DEL AGUA POR EL EMPLEO DE COMPUESTOS DE CLORO.....	30
1.3.1 Trihalometanos.....	31
1.3.2 Ácidos Acético Halogenados.....	32
1.3.3 Subproductos minoritarios de la cloración.....	33
1.3.4 Efecto sobre la salud de los subproductos de la desinfección.....	35

1.3.5	Límites y estándares legales sobre la concentración máxima de estos subproductos en el agua.....	37
1.4	TECNOLOGÍA NO CONVENCIONAL DEL TRATAMIENTO DE AGUA: COAGULACIÓN OPTIMIZADA.....	39
2	OBJETIVOS.....	41
2.1	OBJETIVOS GENERALES.....	42
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	42
3	MATERIALES Y MÉTODOS.....	43
3.1	AGUA SUPERFICIAL NO TRATADA (CRUDA).....	44
3.2	COAGULANTES.....	44
3.2.1	Sulfato de Aluminio $[Al_2(SO_4)_3]$	44
3.2.2	Cloruro Férrico $[FeCl_3]$	44
3.2.3	Polihidroxiclорuro de Aluminio $[PACl]$	44
3.3	SUSPENSIÓN DE ENTEROPARASITOS.....	45
3.3.1	Obtención de ooquistes de <i>Cryptosporidium</i> y quistes de <i>Giardia</i>	45
3.3.2	Concentración de ooquistes de <i>Cryptosporidium</i> y quistes de <i>Giardia</i>	45
3.3.3	Cuantificación previa de la concentración de quistes de <i>Giardia</i>	45
3.3.4	Cuantificación previa de la concentración de ooquistes de <i>Cryptosporidium</i>	46
3.3.5	Consideraciones sobre la concentración de ooquistes de <i>Cryptosporidium</i> y quistes de <i>Giardia</i>	46
3.3.6	Conservación de la suspensión de ooquistes de <i>Cryptosporidium</i> y quistes de <i>Giardia</i>	47
3.4	PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS DE CALIDAD DE AGUA.....	47
3.4.1	Temperatura.....	47

3.4.2	pH.....	47
3.4.3	Turbiedad (Método nefelométrico).....	48
3.4.4	Alcalinidad (Método de titulación potenciométrica).....	49
3.4.5	Hierro (Método de fenantrolina).....	50
3.4.6	Aluminio (Método de eriocromo cianina R).....	51
3.4.7	Materia orgánica natural [NOM] (Método de absorción UV ₂₅₄)....	52
3.5	PROCESO DE COAGULACIÓN, FLOCULACIÓN Y SEDIMENTACIÓN, A ESCALA DE LABORATORIO.....	53
3.5.1	Prueba de jarras.....	54
3.5.2	Determinación de los volúmenes necesarios de ácido o base para lograr los valores de pH deseados.....	56
3.5.3	Ensayo de CC y CO con el agregado de parásitos.....	56
3.5.4	Recuento de (oo)quistes por Inmunofluorescencia Directa.....	57
3.5.4.1	Filtrado del sobrenadante.....	57
3.5.4.2	Coloración por inmunofluorescencia directa con anticuerpos monoclonales.....	58
3.5.4.3	Cálculo de la concentración de parásitos.....	60
3.6	METODOLOGÍA ESTADÍSTICA.....	60
4	RESULTADOS.....	62
4.1	CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE DE AGUA CRUDA.....	63
4.2	CARACTERÍSTICAS DEL AGUA TRATADA.....	67
4.2.1	Turbiedad Final.....	67
4.2.2	Hierro y aluminio.....	68
4.3	REMOCIÓN DE NOM.....	69
4.3.1	Sulfato de aluminio.....	70
4.3.2	Cloruro férrico.....	72

4.3.3	Polihidroxiclорuro de aluminio.....	74
4.3.4	Comparación entre los coagulantes utilizados para CC y CO.....	75
4.4	REMOCIÓN DE ENTEROPARÁSITOS.....	76
5	DISCUSIÓN y CONCLUSIONES.....	78
6	RESUMEN.....	86
7	SUMMARY.....	90
8	BIBLIOGRAFÍA.....	94
ANEXO A: Evaluación del riesgo de carcinogenicidad para los seres humanos, según la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC).....		
		109
ANEXO B: Ley N° 11220 - Marco regulatorio de servicios de agua potable y desagües cloacales. Provincia de Santa Fe		
		113
ANEXO C: Planta de potabilización de la ciudad de Santa Fe.....		
		118

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1	Agentes patógenos importantes transmitidos por el agua.	3
Tabla 1.2	Dosis infectiva de algunas bacterias y parásitos.	5
Tabla 1.3	Resistencia de microorganismos al cloro con 99 % de inactivación.	7
Tabla 1.4	Evaluación de riesgo de determinados desinfectantes y DBPs.	36
Tabla 3.1	Descripción de los ensayos de jarras.	57
Tabla 4.1	Resultados de los análisis fisicoquímicos del agua cruda utilizada.	63
Tabla 4.2	Turbiedad final durante la coagulación convencional a pH natural.	67
Tabla 4.3	Turbiedad final durante la coagulación optimizada.	68
Tabla 4.4	Remoción de NOM para los diferentes niveles de pH.	69
Tabla 4.5	Remoción de <i>Cryptosporidium</i> spp. bajo las condiciones de CC y CO.	77
Tabla 4.6	Remoción de <i>Giardia intestinalis</i> durante CC y CO.	77

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	Ciclo biológico de <i>Giardia intestinalis</i> .	9
Figura 1.2	Ciclo biológico de <i>Cryptosporidium</i> .	12
Figura 1.3	Solubilidad hidróxido de aluminio amorfo, $\text{Al(OH)}_{3(s)}$, y hidróxido férrico, $\text{Fe(OH)}_{3(s)}$.	20
Figura 1.4	Curva obtenida durante la cloración al punto de quiebre.	28
Figura 3.1	Equipo de jarras utilizado en los ensayos.	54
Figura 3.2	Fotografía de quistes de <i>G. intestinalis</i> , teñidos con Inmunofluorescencia directa.	59
Figura 3.3	Fotografía de ooquistes de <i>Cryptosporidium</i> spp., teñidos con Inmunofluorescencia directa.	59
Figura 4.1	Datos de las variaciones de Turbiedad y NOM (UV_{254}), registrados en las fechas correspondientes a los ensayos.	64
Figura 4.2	Datos de las variaciones del Nivel Hidrométrico y NOM (UV_{254}), registrados en las fechas correspondientes a los ensayos.	65
Figura 4.3	Plano de ajuste para la regresión lineal múltiple entre las variables Turbiedad, el Nivel Hidrométrico y NOM como variable respuesta.	66

Figura 4.4	Curva de respuesta para la función polinomial de segundo orden con la variable dependiente NOM, para sulfato de aluminio.	70
Figura 4.5	Diagrama de cajas para las remociones de NOM con sulfato de aluminio.	71
Figura 4.6	Curva de respuesta para la función polinomial de segundo orden con variable dependiente NOM, para cloruro férrico.	72
Figura 4.7	Remoción de NOM (%) a los diferentes niveles de pH, para el cloruro férrico. Diagrama de cajas.	73
Figura 4.8	Diagrama de puntos para la variable dependiente NOM a los diferentes pH estudiados, cuando se utilizó PACI.	74
Figura 4.9	Remoción de NOM (%) a los diferentes niveles de pH para PACI. Diagrama de cajas.	75
Figura 4.10	Medianas de remoción de NOM %.	76

ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS

(oo)quistes: quistes y ooquistes.

CAA: Código Alimentario Argentino.

CC: Coagulación Convencional.

CE: Comunidad Europea.

CO: Coagulación Optimizada.

COFES: Consejo Federal de Entidades de Servicios Sanitarios.

D/DBPs: desinfectantes y subproductos de la desinfección.

DBPs: subproductos de la desinfección.

DO: dosis óptima.

DOC: carbono orgánico disuelto.

FITC: isotiocianato de fluoresceína.

HAA: ácidos acéticos halogenados.

IARC: Agencia Internacional para la Investigaciones del Cáncer.

JECFA: Comité Mixto FAO/OMS de Expertos sobre Aditivos Alimentarios.

MIDTP: máxima ingesta diaria tolerable provisional.

MX: Mutágeno X.

NOM: materia orgánica natural.

NTP: National Toxicology Program.

OMS: Organización Mundial de la Salud.

PACl: Polihidroxiclорuro de aluminio.

rpm: revoluciones por minuto.

THMs: trihalometanos.

THMsT: Trihalometanos Totales.

TOC: carbono orgánico total.

UNT: unidades nefelométricas de turbiedad.

USA: United States of America.

USEPA: Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos.

UV: ultravioleta.

UV₂₅₄: absorbancia de la luz ultravioleta a una longitud de onda de 254 nm.

WHO: World Health Organization.

μ: micro (10⁻⁶).

n: nano (10⁻⁹).

INTRODUCCIÓN

1 INTRODUCCIÓN

1.1 EL PROBLEMA DEL AGUA EN EL MUNDO

Desde un punto de vista evolutivo, ecológico o fisiológico, el agua es fundamental para todas las formas de vida. De esto se desprende que la disponibilidad de ella para el consumo, la preparación de alimentos, la higiene personal y doméstica, la agricultura o la producción de energía, es esencial para garantizar la salud y bienestar de los seres humanos.

Sin embargo, el agua es asimismo un importante vehículo de transmisión de muchas enfermedades que han afectado al hombre durante siglos (Traverso, 1996). Los sectores sociales más castigados por ellas son los más afectados por la pobreza y la marginalidad de la sociedad (Atias, 1999).

Por no tener habitualmente efectos agudos, los contaminantes químicos representan un problema menos prioritario que los microbianos, cuyos efectos son, por lo general, agudos y generalizados. Se puede incluso afirmar que las normas químicas para el agua potable tiene una importancia secundaria cuando el agua está gravemente contaminada por microorganismos patógenos.

El consumo de agua contaminada con agentes biológicos patógenos produce diarreas agudas o crónicas que ocasionan desnutrición y exigen del organismo el consumo de energía que podría haber sido destinada al crecimiento, al trabajo o a la adquisición de conocimientos útiles para mejorar la calidad de vida (AIDIS; 1988).

Este tipo de patologías puede prevenirse a través de la aplicación de las denominadas barreras múltiples (Geldreich, 1997):

-  Recolección y tratamiento de las aguas residuales municipales.
-  Mejoramiento de la autodepuración natural de ríos y lagos mediante el ordenamiento y tratamiento de los efluentes de las fuentes puntuales y descargas de las fuentes no puntuales de la escorrentía pluvial.

- ✚ Aplicación de procesos de tratamientos apropiados para las aguas crudas empleadas para el abastecimiento de agua.
- ✚ Continua protección del agua potable en los sistemas de distribución.

Las enfermedades de origen hídrico, si bien competen sobre todo a los países o sectores subdesarrollados, siguen siendo de relevante importancia en los países industrializados debido a que la falla de una o varias de estas barreras han motivado brotes epidémicos provocados por microorganismos resistentes a los factores ambientales y a la desinfección, como algunos virus y parásitos (Atias, 1999, Karanis y col., 2007; Rochelle y col., 2012).

1.1.1 Agentes patógenos transmitidos por el agua.

Se han detectado numerosos organismos patógenos en las aguas que se tratan para abastecimiento. La lista de los agentes que se transmiten por esta vía, tanto en las regiones templadas como en las tropicales, seguirá aumentando a medida que se encuentren nuevas metodologías para detectar microorganismos que causan gastroenteritis u otras enfermedades humanas (Geldreich, 1997; Gofti-Laroche y col., 2003) (Tabla 1.1).

Tabla 1.1: Agentes patógenos importantes transmitidos por el agua ^a.

Bacterias	Virus	Protozoarios
<i>Burkholderia pseudomallei</i>	Adenovirus	<i>Acanthamoeba</i> spp.
<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>	Astrovirus	<i>Cryptosporidium hominis</i> / <i>parvum</i>
<i>Escherichia coli</i> patógena [#]	Enterovirus	<i>Cyclospora cayetanensis</i>
<i>Francisella tularensis</i>	Virus de la hepatitis A	<i>Entamoeba histolytica</i>
<i>Legionella</i> spp.	Virus de la hepatitis E	<i>Giardia intestinalis</i>
<i>Leptospira</i>	Norovirus	<i>Naegleria fowleri</i>
Micobacterias no tuberculosas	Sapovirus	
<i>Salmonella typhi</i>	Rotavirus	
Otras salmonelas		Helmintos
<i>Shigella</i> spp.		<i>Dracunculus medinensis</i>
<i>Vibrio cholerae</i>		<i>Schistosoma</i> spp.

[#] Incluye: enteropatógena, enterohemorrágica, enterotoxigénica, enteroadherente – agregativa.

^a Fuente: WHO, 2011.

1.1.2 Enteroparasitosis de origen hídrico.

Dentro de las enfermedades de origen hídrico, las debidas a enteroparásitos, constituyen una problemática particular, ya que no solamente afecta a los países subdesarrollados, sino que además representan un verdadero desafío para las plantas de tratamiento en los países industrializados. Durante los años 1940-1950 la mayoría de los brotes registrados eran producidos por bacterias, sobre todo a *Salmonella* y *Shigella*. Pero a partir de la segunda mitad del siglo pasado, la optimización de los procesos del tratamiento de potabilización, especialmente lo que se refiere a la desinfección, produjo una disminución notoria de las patologías de procedencia bacteriana.

Desde la décadas de 1980 se ha notado un neto predominio de brotes provocados por virus y parásitos, ambos más resistentes que las bacterias a los factores ambientales y a la desinfección (West, 1991; Karanis y col., 2007).

La transmisión de los protozoarios intestinales *Cryptosporidium* y *Giardia* a través del agua se considera uno de los problemas de salud pública más prominentes en el mundo entero (Solarte y col., 2006; Betancourt y Querales, 2008).

Su remoción constituye un problema para las plantas de tratamiento, debido a que si sobrepasan las barreras de coagulación y filtración, la desinfección es poco efectiva para eliminarlos (Abramovich, 1998).

Los factores que favorecen su transmisión por el agua potable son:

-  Bajas dosis infectantes.

A diferencia de las altas concentraciones de bacterias patógenas que son imprescindibles en la mayoría de los casos para iniciar una infección, en el caso de los enteroparásitos la dosis infectante es sumamente pequeña, de modo que no es necesario consumir grandes cantidades de agua para contraer la enfermedad (Abramovich y col., 1997; Abramovich, 2000) (Tabla 1.2).

Tabla 1.2: Dosis infectiva de algunas bacterias y parásitos^a.

Microorganismos patógenos	Dosis infectante
<i>Salmonella typhi</i>	10 ⁶ – 10 ⁹
<i>Vibrio cholerae</i>	10 ⁸ – 10 ¹¹
<i>Giardia intestinalis</i>	< 100
<i>Entamoeba histolytica</i>	10 - 100
<i>Cryptosporidium parvum</i>	1 - 30

^aModificado: Reyes, 1999; De Luca, 2006 y Betancourt y Querales, 2008.

Investigaciones basadas en modelos matemáticos, afirman que una fracción de la población puede contraer criptosporidiosis con dosis tan bajas como 1 ooquiste (Haas y Rose, 1995; Shaw y col., 2000; Pereira y col., 2002).

Animales portadores:

No solamente el hombre excreta a través de la materia fecal, quistes u ooquistes de parásitos. Hay además numerosos animales infectados que pueden liberar al medio ambiente estas formas infectantes, aumentando así la potencialidad de transmisión a través del agua, sobre todo por escorrentías pluviales (Geldreich, 1997; Fayer, 2004; Xiao y col., 2004; Solarte y col., 2006).

Se considera que los vacunos constituyen una fuente importante de infección por *Cryptosporidium* spp. tanto para los animales como para el humano. En investigaciones realizadas, se encontró que la proporción de animales infectados con edades comprendidas entre 1 y 60 días, fue de 24%. Estos bovinos provenían de distintos tambos del Departamento Las Colonias (perteneciente a la Cuenca Lechera Santafecina) (Modini y col., 2011).

Resistencia a los factores ambientales:

Los factores del suelo que influyen en la supervivencia de los enteroparásitos en su superficie son consistencia y humedad, composición (arena, humus, arcilla, granulometría), proximidad a viviendas humanas y a refugios de animales, con cúmulos de desechos ricos en materia orgánica,

presencia de vegetación, régimen de lluvias y vientos, luz y calor solar directo y temperatura del lugar (Saredi, 1997).

Se han hallado quistes de *Giardia intestinalis* que han permanecido viables luego de 2-3 meses en aguas de río, aumentando su sobrevivencia a bajas temperaturas (<10°C) (Robertson y col., 1992; Noemi y Atias, 1999).

Se ha demostrado que los ooquistes de *Cryptosporidium* spp. mantuvieron un 22,5 % de viabilidad después de 16 semanas a 37 °C (Zerbatto y col., 2011).

Además, resisten temperaturas de congelación habiéndose detectado estructuras viables luego de 150 horas a -22°C (Robertson y col., 1992; Betancourt y Rose, 2004; Betancourt y Querales, 2008).

Resistencia a la desinfección:

En los tratamientos convencionales de potabilización la última etapa es la desinfección. El cloro es el agente más comúnmente utilizado. Pero en las condiciones y concentraciones empleadas en estos procesos es prácticamente ineficaz para eliminar los protozoos (Gray, 1996).

Los valores de concentración (C) y tiempos de contacto (t) del desinfectante son los parámetros de mayor aceptación para comparar su eficiencia en el agua para consumo humano. Esta relación se expresa mediante el término $C \text{ (mg/L)} \times t \text{ (min)}$. Se puede destacar la diferencia existente entre los valores necesarios para eliminar *Escherichia coli*, indicador de contaminación fecal más rutinariamente analizado, y los enteroparásitos (Tabla 1.3).

Tabla 1.3: Resistencia de microorganismos al cloro con 99 % de inactivación.

Organismos	Temp (°C)	pH	Conc. cloro (mg/L)	Valor CT [#]
<i>Escherichia coli</i>	5	6,5	0,02-0,10	0,02
	23	7,0	0,1	0,0014
Poliovirus	20	6,0	0,3-0,7	0,5-0,7
<i>Giardia intestinalis</i>	5	7,0	2,0-8,0	25,5-44,8
	25	7,0	1,5	15
<i>Cryptosporidium parvum</i>	25	7,0	80	7.200

[#]CT = Concentración de cloro (mg/L) multiplicada por el tiempo de contacto (minutos)

Fuente: Craun, 1996

1.1.3 Protozoos más comúnmente asociados a brotes de origen hídrico.

1.1.3.1 *Giardia intestinalis*

Giardiasis es una protozoosis intestinal causada por el flagelado denominado *Giardia intestinalis* (sinónimo *G. lamblia*, *G. duodenalis*), que puede parasitar al ser humano en todas sus edades, pero con mayor frecuencia en la infancia (Cueto Rúa y Feldman, 2006).

Es un protozoo flagelado (anaerobio aerotolerante) de aspecto muy singular a la microscopía de luz: el trofozoito es piriforme cuando se observa de frente y lateralmente, semeja una coma, con una cara cóncava y otra convexa. Mide entre 10 y 20 μm de largo, por 5 a 15 μm de ancho y 2 a 4 μm de espesor. Posee simetría bilateral y su cuerpo aparece dividido en mitades por un engrosamiento citoplasmático compuesto por microtúbulos, el axostilo, que actúa como esqueleto axial (Noemi y Atias, 1999).

Los quistes son ovalados y miden de 8-12 y de 7-10 μm ; en observación en fresco aparecen como cuerpos muy refringentes, con una membrana quística de doble pared y, en su interior, se aprecian cuatro núcleos y una serie de filamentos y cuerpos parabasales (Cueto Rúa y Feldman, 2006).

El hábitat de este protozoo es el intestino delgado, particularmente su porción proximal; es decir, duodeno y segmento alto del yeyuno. La forma

vegetativa o trofozoito, se reproduce por fisión binaria, se lo suele encontrar en grandes cantidades en la superficie del epitelio intestinal, generalmente en el tercio basal de las vellosidades, envueltos en el moco que recubre la pared. Tanto los trofozoitos como los quistes salen al exterior con las deposiciones del huésped, pero mientras la forma vegetativa es lábil y pronto se destruye en el medio ambiente, los quistes son más resistentes y constituyen la forma infectante del parásito. Cuando los quistes son ingeridos por el hombre, sus envolturas se disuelven debido a la acción de los jugos digestivos, dejando en libertad los trofozoitos, los cuales se ubican en el duodeno y yeyuno, multiplicándose activamente (Figura 1.1) (Noemi y Atias, 1999; Cueto Rúa y Feldman, 2006).

Patología

El daño producido por *G. intestinalis* es variable, oscilando desde los pacientes que presentan alteraciones mínimas de la mucosa intestinal, a aquéllos que cursan con moderadas modificaciones de las vellosidades del intestino delgado. En este último caso, se produce un serio deterioro de la absorción con la subsecuente repercusión en el estado nutritivo (Noemi y Atias, 1999). Un valor de hasta 10^9 quistes por gramo de heces puede ser excretado, siendo la duración de dicha excreción acorde a la severidad de la infección (Smith y col., 1995; Betancourt y Querales, 2008). Algunas investigaciones indican que entre el 30 y el 70 % de las infecciones pueden ser asintomáticas (Birkhead y Vogt, 1989).

Epidemiología.

El hombre es su principal reservorio, aunque también eliminan quistes de este protozoo animales domésticos: perro, gato, oveja, cabra, cerdo, caballo y otros de la fauna; monos, castores, visones, chinchillas, mulitas, ratas almizcleras, nutrias, carpinchos y ocasionalmente las aves. La fuente de infección es la materia fecal con quistes de *G. intestinalis*, que contaminan el suelo y el agua (Cueto Rúa y Feldman, 2006).

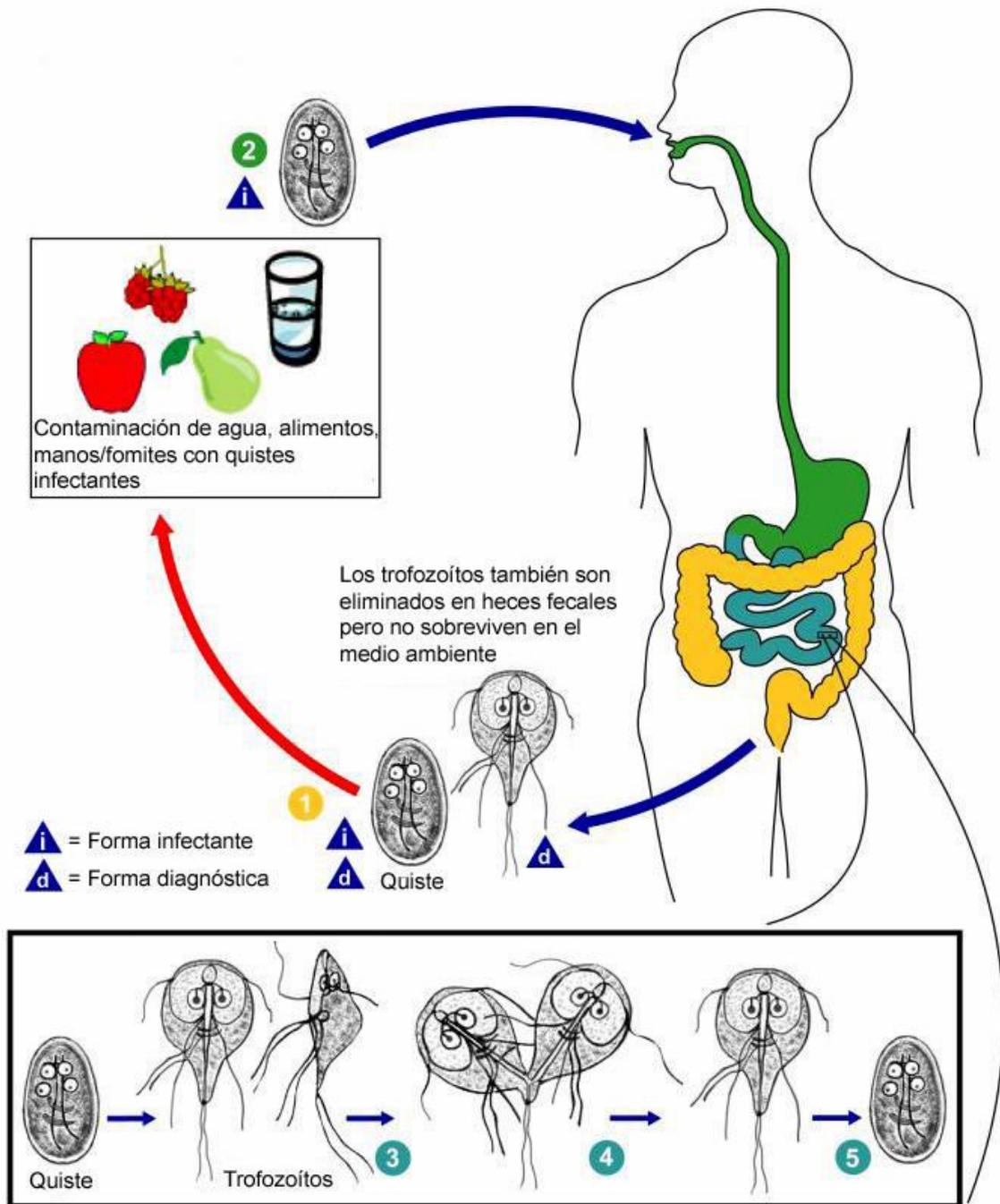


Figura 1.1: Ciclo biológico de *Giardia intestinalis*: Los quistes y trofozoítos se pueden encontrar en las heces (etapas de diagnóstico) (1). La infección se produce por la ingestión de quistes en el agua contaminada, los alimentos o por la ruta fecal-oral (2). En el intestino delgado, mediante la exquistación se liberan trofozoítos (cada quiste produce dos trofozoítos) (3). Los trofozoítos se multiplican por fisión binaria longitudinal, que queda en el lumen del intestino delgado proximal, donde pueden ser libres o unidos a la mucosa por un disco de succión ventral (4). El enquistamiento se produce cuando el parásito transita hacia el colon. El quiste es la forma infectante (5). Fuente: www.dpd.cdc.gov/dpdx/HTML/Giardiasis.htm

La transmisión zoonótica de quistes a través de animales está en continua controversia, aunque aparentemente una gran variedad de mamíferos menores (gato, castor, perro, etc.) han sido infectados con quistes de *G. intestinalis* de origen humano (Noemi y Atias, 1999). En un brote documentado de origen hídrico originado por heces de castores, se halló que los quistes de estos animales poseían igual cariotipo y zimodemo que los parásitos aislados de las personas infectadas (Isaac-Renton y col., 1993).

La giardiasis se propaga tanto en forma endémica (contagio interpersonal, falta de saneamiento ambiental y desconocimiento de normas higiénicas) como en forma epidémica, transmitida por el agua contaminada (Marshall y col., 1997; Cueto Rúa y Feldman, 2006).

La diseminación hídrica de la giardiasis se produce cuando se contaminan con líquidos cloacales los acuíferos y/o los sistemas de provisión de agua, por accidentes, conexiones defectuosas, roturas, falta de mantenimiento de la red, fallas de infraestructura, etc. (Cueto Rúa y Feldman, 2006).

Se han hallado quistes de *Giardia intestinalis* en el agua de bebida de origen subterráneo. El estudio epidemiológico demostró que los niños que consumen de esta fuente tienen más de 4 veces de posibilidades de padecer giardiasis que aquellos que beben agua superficial con tratamiento completo de potabilización (Abramovich y col., 1997).

En nuestro país las parasitosis constituyen una afección endémica con elevados índices de prevalencia, por esta causa se pueden presentar casos esporádicos de infección, en diversos momentos, a lo largo de la red de distribución, sin que nunca se los reconozca como brote (Abramovich y col., 1997).



Brotos de origen hídrico registrados

De 1954 a 2002 *G. intestinalis* ha sido responsable del 40,6 % (n = 132)

de los brotes reportados en publicaciones de todo el mundo (Karanis y col., 2007). Dentro de éstos destacamos, por la cantidad de personas afectadas, el ocurrido en 1974 en Rome, New York (USA) donde una epidemia afectó a 5.300 personas (Lippy, 1978; Karamis y col., 2007).

En 2007, un brote de giardiasis se produjo en la comunidad de New Hampshire (USA). El consumo de agua potable subterránea se asoció significativamente con la enfermedad, infectando a 31 personas (Daly y col., 2010).

1.1.3.2 *Cryptosporidium* spp.

El género *Cryptosporidium*, constituido por diversas especies, puede causar infección gastrointestinal en una amplia variedad de mamíferos, incluido el hombre. Está asociado a morbilidad y mortalidad significativas tanto en países desarrollados como subdesarrollados. El ooquiste, su estadio infectivo, se elimina en grandes cantidades con las heces del hospedador. Su resistencia a condiciones adversas y a los tratamientos de potabilización del agua, permite su diseminación y persistencia en el ambiente (Del Cocco y col., 2009).

El ciclo biológico de este protozoo es similar al de otros coccidios, con etapas asexuadas (meroginia o esquizogonia) y sexuadas (gametogonia) para culminar con la formación del ooquiste, elemento infectante de esta parasitosis (Guardis, 2006). Éste tiene forma esférica, mide 4 a 6 μm de diámetro, contiene 4 esporozoitos en su interior y es altamente refractario. Al ingresar por vía oral al tracto digestivo, por la acción del ácido clorhídrico y enzimas digestivas, los esporozoitos se liberan, y colonizan las células epiteliales (Figura 1.2) (Weitz y Tassara, 1999).

Durante la infección sintomática excretan aproximadamente 100 ooquistes por gramo de materia fecal (Geldrich, 1997). Su alta resistencia le permite sobrevivir por largos períodos en el ambiente, antes de su transmisión a huéspedes susceptibles. En cuanto a la acción de los desinfectantes, es uno de los enteroparásitos más resistentes a los mismos, ya que son necesarias

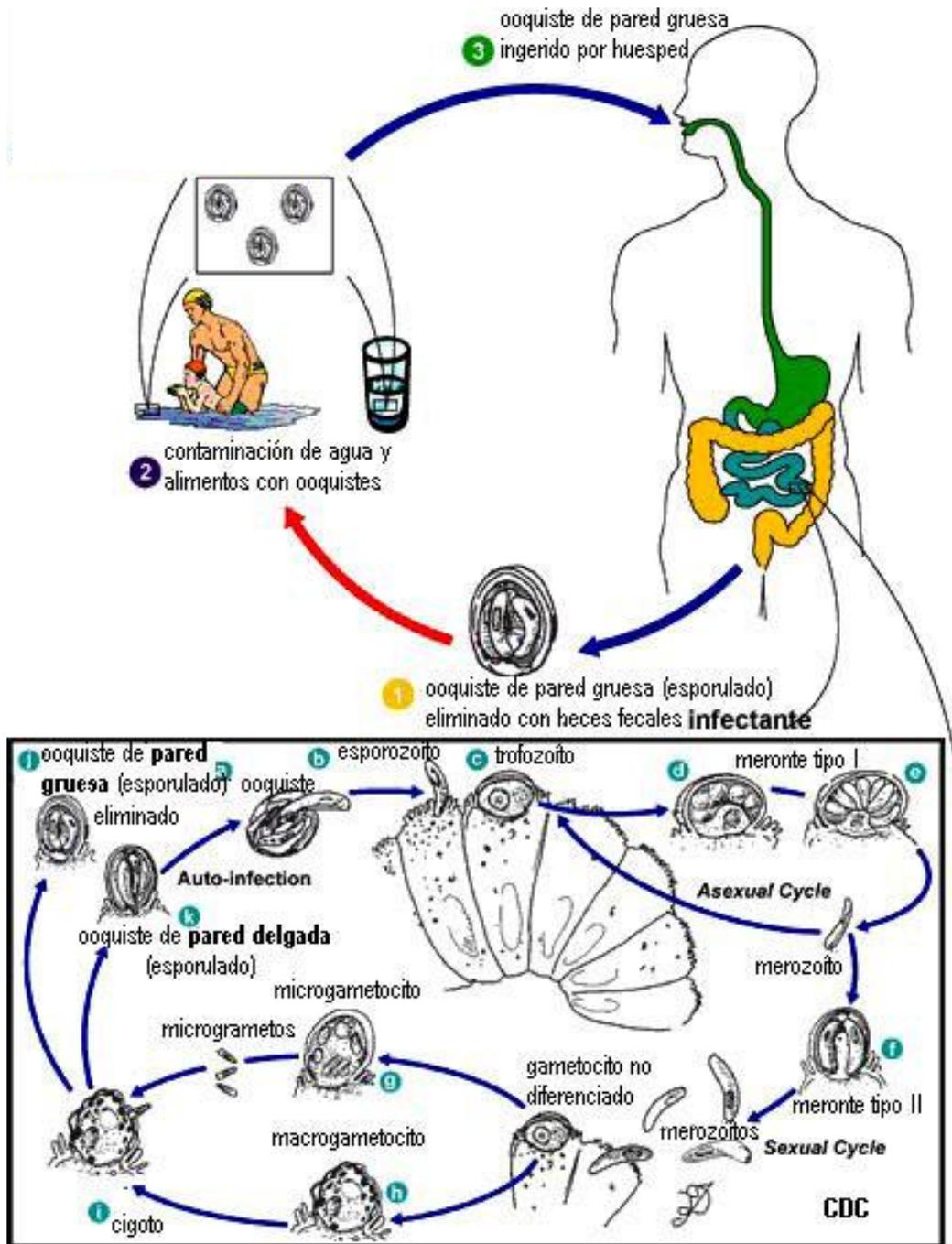


Figura 1.2: Ciclo biológico de *Cryptosporidium*: Después de la ingestión se produce la desenquistación (a). Los esporozoitos son liberados y parasitan las células epiteliales del tracto gastrointestinal (b) y se diferencian en trofozoítos (c). En estas células, los parásitos realizan la reproducción asexual (esquizogonia o merogonia) según el esquema: trofozoítos » meronte tipo I » merozoito » meronte tipo II » merozoito » gamonte indiferenciado (d,e,f) y a continuación la reproducción sexual (gametogonia) produciendo microgametes masculinos (g) y macrogametes (h). El macrogamete es fertilizado por los microgametes, dando lugar a un cigoto (i) y formándose un ooquistes (j,k) que se desarrolla por esporulación en el huésped infectado. Se producen dos tipos diferentes de ooquistes, unos de paredes gruesas (j), que es usualmente excretado por el huésped, y otros de paredes finas, cuyo objeto primario es la autoinfección (k). Fuente: www.dpd.cdc.gov/dpdx/HTML/Cryptosporidiosis.htm

concentraciones mucho más elevadas de cloro que las utilizadas para la potabilización del agua, a fin de lograr su inactivación (Craun, 1994; Abramovich, 2000).

Patología

Cryptosporidium se ha encontrado, en el hombre, a lo largo de todo el tracto digestivo desde la faringe hasta el recto, siendo el yeyuno el sitio de mayor predilección. Además, se ha descrito en vesícula biliar, vía pancreática y aparato respiratorio (Barer y Wright, 1990; Guardis, 2006).

El mecanismo íntimo de la producción de diarrea no está aclarado, pero estudios experimentales sugieren que la mala absorción llevaría a un sobrecrecimiento bacteriano que agravaría esta condición (Weitz y Tassara, 1999). Por ser un parásito intracelular obligado, produce una alteración muy marcada de los tejidos afectados.

Particularmente grave es la afección en los pacientes con SIDA. En estos enfermos los síntomas conforman cuadros muy severos, con compromiso del estado general e importante baja de peso, que pueden ser causa de muerte.

En los pacientes inmunocompetentes la enfermedad se manifiesta como un proceso diarreico de 1-2 semanas de duración, benigno y autolimitado (Abramovich y col., 1999).

Epidemiología

Las especies del género *Cryptosporidium* son de distribución cosmopolita. El principal mecanismo de infección es la ingestión de ooquistes esporulados por contacto directo o indirecto con el hospedador. Este género presenta características epidemiológicas particulares: la dosis infectiva es baja (1 a 10), los ooquistes no requieren maduración exógena una vez eliminados, presentan notable resistencia frente a condiciones adversas y se dispersan en

el ambiente con la consecuente contaminación del agua destinada al consumo humano (Del Coco y col., 2009).

Por existir una gran variedad de huéspedes, desde humanos a animales domésticos y silvestres, el reservorio de la misma es muy amplio. Se han identificado ooquistes de *Cryptosporidium* spp. en peces, reptiles, aves y mamíferos. Los animales más afectados son los bovinos (Fayer, 2004; Guardis, 2006).

Las especies de *Cryptosporidium* relacionadas con formas endémicas y epidémicas de la infección en humanos son *C. hominis* y *C. parvum*. Estas especies son responsables del 90% de los casos de criptosporidiosis (Del Coco y col., 2009).

Se pueden citar tres posibles formas de transmisión: contacto persona a persona, contacto animal – persona y por alimentos o agua contaminados con materia fecal.

Si bien el riesgo a partir de alimentos contaminados no debe ser descartado es, sin duda, la contaminación del agua con heces de personas o animales infectados, la vía más importante de transmisión ambiental (Abramovich y col., 1999).

Brotos de origen hídrico registrados

La contaminación del agua de bebida y recreacional con ooquistes de *Cryptosporidium* representa la principal fuente de infección para el hombre.

A nivel mundial, el 50,8 % (n = 165) de los brotes transmitidos por el agua, han sido atribuidos a *Cryptosporidium* spp., en el período comprendido entre los años 1954 y 2002. Los países más afectados fueron los Estados Unidos y el Reino Unido (Karanis y col., 2007).

Particularmente importante fue el brote en la ciudad de Milwaukee, Wisconsin, que comenzó en abril de 1993 y fue causado por *Cryptosporidium*

spp. Aproximadamente 403.000 personas padecieron síntomas de trastornos gastrointestinales después de la contaminación de su sistema de provisión de agua; fueron hospitalizadas unas 1.000 personas y se notificaron 100 defunciones de individuos inmunocomprometidos. Los cambios de la calidad del agua cruda y el tratamiento químico produjeron irregularidades súbitas de la turbiedad del agua, aunque dentro de los límites determinados por los reglamentos federales. Como la cloración no es eficaz para su inactivación, el agente patógeno pasó a la red de distribución y, por ende, a la canilla del consumidor (Geldreich, 1997; States y col., 1997; Abramovich y col., 1999; Gofti-Laroche y col., 2003; Smith y col., 2006; Modini y col., 2010).

La presencia del parásito en aguas subterráneas de abastecimiento poblacional y en aguas de superficie fue constatada en la provincia de Santa Fe (Abramovich y col., 1996; Abramovich y col., 2001).

Debido a que los quistes de *Giardia intestinalis* y los ooquistes de *Cryptosporidium* spp. han sido los responsables de numerosos brotes de origen hídrico, son los que han generado, por lo tanto, más preocupación para lograr su remoción (Smith y col., 1995; Clancy y col., 2000; Karanis y col., 2007; Betancourt y Querales, 2008; Del Coco y col., 2009).

Estudios previos han demostrado que ambos enteroparásitos se hallan presentes comúnmente en las aguas superficiales, destacándose su amplia distribución espacial y temporal en muestras ambientales (Abramovich y col., 2001). El origen de la presencia de ooquistes de *Cryptosporidium* spp. puede ser debido sobre todo a escurrimientos con aguas de contaminación agrícola-ganadera, mientras que la principal fuente de quistes de *G. intestinalis* proviene de efluentes cloacales (LeChevallier y col., 1992).

La ubicuidad demostrada de estos microorganismos, advierte sobre la necesidad de focalizar e intensificar los estudios a fin de impedir que lleguen al agua de bebida (Rose y col., 1991; Chauret y col., 1995; Skerrett y Holland, 2000; Del Coco y col., 2009).

1.2 TRATAMIENTO DE POTABILIZACIÓN DE AGUA

Vivimos en un planeta cuyas tres cuartas partes de superficie están cubiertas por agua. La mayoría del agua de la Tierra es de mar, demasiado salada para el consumo humano. Alrededor del 75 % del agua dulce está inmovilizada en los casquetes polares y en los glaciares, por lo tanto no está disponibles para la población del mundo (Spellman y Drinan, 2004).

Gran cantidad del agua accesible se enfrenta a las necesidades cada vez mayores de la creciente población mundial, que incrementa la demanda de este recurso natural, mientras la contaminación entorpece su abastecimiento.

Los centros de población de las naciones en desarrollo que carecen de tratamiento de agua y depuración de efluentes, sufren a menudo brotes de enfermedades de transmisión hídrica. En estos lugares, el vertido sin tratar contamina los cursos de agua utilizados para beber, lavar y cocinar. En otros casos, la industrialización desmedida lleva a la contaminación del agua porque no se eliminan adecuadamente los residuos químicos y nucleares.

Por tanto, los proveedores de agua potable deben garantizar que el abastecimiento sea fiable para el consumo humano (Spellman y Drinan, 2004). Además, las plantas de potabilización de agua deben ser capaces de producir un producto final de alta calidad independientemente de cuál sea la demanda (Gray, 1996).

La razón principal para el proyecto e instalación de un sistema público de agua es la protección de la salud humana. Básicamente, un sistema que trabaje correctamente es la línea de defensa entre la enfermedad y la población (Spellman y Drinan, 2004).

Un sistema bien gestionado es, básicamente, el que:

-  Elimina o inactiva los microorganismos patógenos, ya sean bacterias, virus, protozoos o helmintos.
-  Reduce o elimina las sustancias químicas que actúan en detrimento de la salud.

- ✚ Proporciona agua de buena calidad organoléptica.

Cuando el agua no tiene olor, sabor o apariencia aceptable, los consumidores buscan otro aprovisionamiento de agua. Es una paradoja que estas fuentes que aparecen con un sabor u olor agradable, superior a los del "agua de distribución", pueden contener microorganismos y compuestos químicos nocivos (Spellman y Drinan, 2004).

Las fuentes superficiales deben ser sometidas a un proceso denominado "convencional completo" para que adquieran las características y calidad adecuadas para su consumo.

1.2.1 Descripción del proceso

1.2.1.1 Desbaste

El desbaste o cribado se define como el proceso por el cual los sólidos en suspensión de tamaño grande, se eliminan del agua antes de entrar a la planta.

El agua de río contiene frecuentemente sólidos en suspensión y en flotación, con tamaños variables, desde trapos pequeños hasta troncos de árboles. La eliminación de estos sólidos es vital, no sólo porque no pueden estar presentes en el agua potable, sino porque la basura del río puede dañar los equipos, incrementar las necesidades de productos químicos, impedir el flujo hidráulico en canales o tuberías o dificultar los procesos de tratamiento. Los parámetros más utilizados en la selección de una determinada tecnología para el sistema de desbaste, son el tamaño de las aberturas y el caudal. Otros criterios son los costos relacionados con la operación y el equipo, la hidráulica de la planta, los requerimientos de manejo de los desechos, la preparación de los técnicos, y la disponibilidad de éstos (Spellman y Drinan, 2004).

1.2.1.2 Coagulación

El agua puede contener una variedad de impurezas, solubles e insolubles; entre estas últimas destacan las partículas coloidales, las sustancias húmicas y los microorganismos en general. Tales impurezas coloidales presentan una carga superficial negativa, que impide que las partículas se aproximen unas a otras y que las lleva a permanecer en un medio que favorece su estabilidad. Para que estas impurezas puedan ser removidas, es preciso alterar algunas características del agua, a través de los procesos de coagulación, floculación, sedimentación y filtración.

La coagulación se lleva a cabo generalmente con la adición de coagulantes. Este proceso es resultado de dos fenómenos:

- ✚ El primero, esencialmente químico, consiste en las reacciones del coagulante con el agua y la formación de especies hidrolizadas con carga positiva. Este proceso depende de la concentración del coagulante y el pH final de la mezcla.
- ✚ El segundo, fundamentalmente físico, consiste en el transporte de especies hidrolizadas para que hagan contacto con las impurezas del agua.

Este proceso es muy rápido, toma desde décimas de segundo hasta cerca de 100 segundos, de acuerdo con las demás características del agua: pH, temperatura, cantidad de partículas, etcétera. Se lleva a cabo en una unidad de tratamiento denominada mezcla rápida. De allí en adelante, se necesitará una agitación relativamente lenta, la cual se realiza dentro del floculador. En esta unidad las partículas chocarán entre sí, se aglomerarán y formarán otras mayores denominadas flóculos; estas pueden ser removidas con mayor eficiencia por los procesos de sedimentación o filtración (Barrenechea Martel, 2004a).

Los coagulantes inorgánicos más comunes son el sulfato de aluminio, hidróxido de aluminio, cloruro férrico, sulfato ferroso, sulfato férrico, cloruro de

aluminio y polihidroxiclорuro de aluminio (PACl). Dentro de los orgánicos (polielectrolitos) se pueden distinguir dos grupos, los de origen natural (derivados del almidón, de la celulosa y alginatos) y los sintéticos (poliacrilamida) (Hernández Muñoz, 1998; Spellman y Drinan, 2004).

Los coagulantes deben tener las siguientes características para cumplir su cometido:

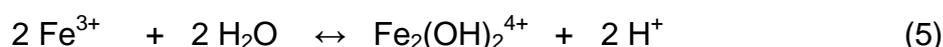
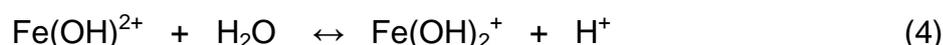
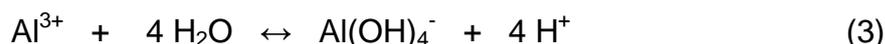
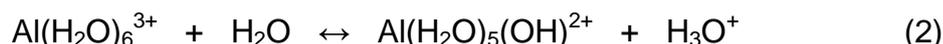
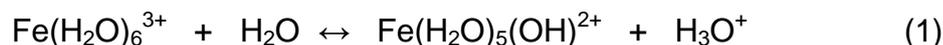
- ✚ Carga opuesta al coloide con el objeto de que, al ser agregados a la solución, las fuerzas electrostáticas puedan ser neutralizadas, y así anular el potencial zeta.
- ✚ A veces el reactivo coagulante no consigue reducir el potencial Z hasta los valores próximos a cero, por lo cual es preciso introducir otros compuestos denominados coadyuvantes, como los polielectrolitos.
- ✚ Deben tener la valencia más alta posible, para que la rotura de la estabilidad coloidal sea lo más rápida posible.
- ✚ Deben ser muy pesados, para que los flóculos formados puedan separarse lo más rápidamente posible, por precipitación.
- ✚ No deben ser productos muy costosos en el mercado.

Coagulantes de Hierro y Aluminio

Para entender las propiedades de coagulación del Al(III) y del Fe(III), es necesario tener en cuenta las principales especies químicas de estos metales que se forman en medio acuoso. En principio, todos los cationes metálicos se encuentran hidratados y las especies simples tales como Fe^{3+} , Al^{3+} , Ca^{2+} e H^+ no existen en un medio acuoso natural. Estos iones más bien se presentan en la forma de complejos hidratados tales como: $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$ e $\text{H}(\text{H}_2\text{O})^+$ o quizás $\text{H}(\text{H}_2\text{O})_4^+$. Los iones o moléculas, como por ejemplo las moléculas de agua, que están ligados a estos átomos centrales se denominan ligandos.

Cuando se adicionan sales de Al(III) y de Fe(III) en cantidades

adecuadas como para no exceder el límite de solubilidad del hidróxido metálico correspondiente, se produce la formación de complejos hidroximetálicos, los cuales pueden ser de tipo monomérico, dimérico y quizás también actúan como ligandos. En las ecuaciones 1 a 5 se indican algunas de las reacciones típicas (Duran, 1997):



Considerando ahora la solubilidad del hidróxido de aluminio amorfo, $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$, y el hidróxido férrico, $\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$, en agua y las concentraciones máximas de especies químicas de Al(III) y el Fe(III) que pueden existir en el equilibrio con el precipitado de hidróxido metálico apropiado a 25 °C, se presenta como una función del pH (Figura 1.3 a y b) (Duran, 1997; Gabelich y col., 2002; Barrenechea Martel, 2004a; Gabelich y col., 2006).

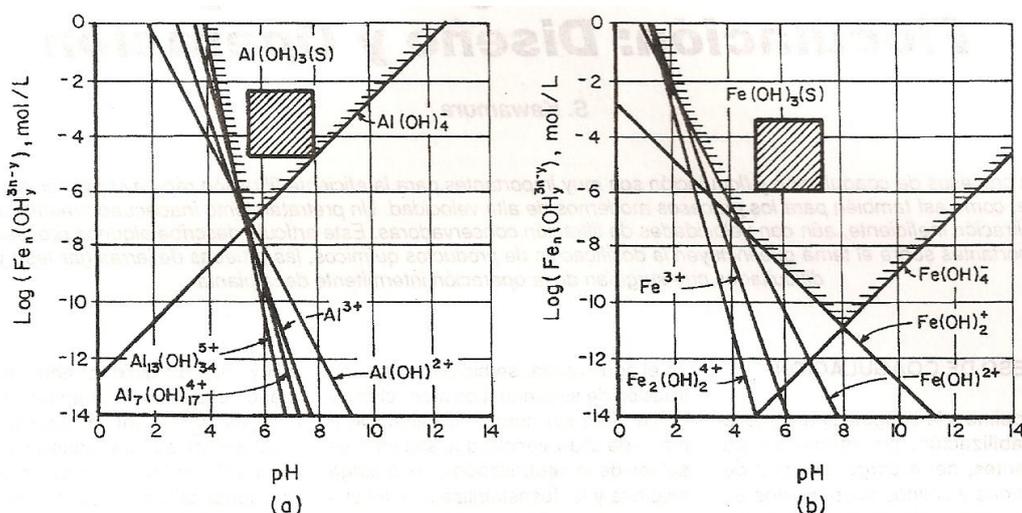


Figura 1.3: Solubilidad de hidróxido de aluminio amorfo, $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$, y de hidróxido férrico, $\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$: Las figuras a y b muestran las concentraciones máximas de las especies solubles de Al(III) y Fe(III) existentes en equilibrio con los hidróxidos metálicos respectivos a 25 °C. Las zonas sombreadas corresponden a valores aproximados de dosis de coagulantes y pH observados en la práctica del tratamiento de agua. Fuente: Kawamura, 1996a.

Es necesario acotar que los iones acuoso-metálicos de hierro y aluminio no solo reaccionan con el agua sino también con la alcalinidad. Esta favorece que la reacción se produzca (Barrenechea Martel, 2004a).

Los coagulantes más usuales en las plantas de tratamiento de agua son:

✚ Sulfato de aluminio $[Al_2(SO_4)_3]$.

Puede estar en forma sólida o líquida. La sólida se presenta en placas compactas, gránulos de diverso tamaño y polvo. Su fórmula teórica es $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$. Su concentración se define, en general, por su contenido en alúmina, expresada en Al_2O_3 , es decir, 17% aproximadamente. La densidad aparente del sulfato de aluminio en polvo es del orden de 1.000 kg/m^3 .

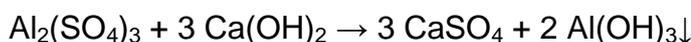
El sulfato de aluminio es una sal derivada de una base débil (hidróxido de aluminio) y de un ácido fuerte (ácido sulfúrico), por lo que sus soluciones acuosas son muy ácidas; su pH varía entre 2 y 3,8, según la relación molar sulfato/alúmina (Barrenechea Martel, 2004a). Su rango de pH óptimo para la coagulación está comprendido entre 5 y 7,5.

Las principales reacciones del sulfato de aluminio con la alcalinidad (Hernández Muñoz, 1998; Barrenechea Martel, 2004a) se detallan a continuación:

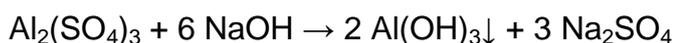
1) Sulfato de aluminio (líquido o sólido) + alcalinidad:



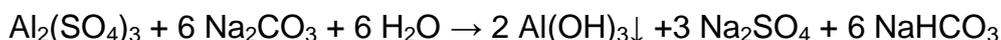
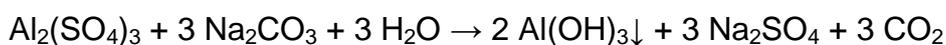
2) Sulfato de aluminio + cal:



3) Sulfato de aluminio + soda cáustica:



4) Sulfato de aluminio + carbonato sódico:



Polihidroxicloruro de aluminio [PACl].

Los coagulantes de aluminio polimérico forman especies químicas que han sido descritas como de alta carga y de moderada masa molar, disponibles rápidamente para la coagulación.

Se ha reportado una serie de ventajas con respecto al $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ya que existe una menor dependencia de su efectividad con respecto a las variaciones de temperatura y pH (Exall y vanLoon, 2000; Abramovich y col., 2002).

El PACl es un producto que se comercializa en forma líquida. Su nombre “policloruro” hace referencia a su composición química, ya que en realidad no se trata de un compuesto de fórmula definida, sino más bien de una mezcla de polímeros o agregados de polímeros de hidróxidos de cloruro de aluminio, sulfato de aluminio y combinaciones de éstos.

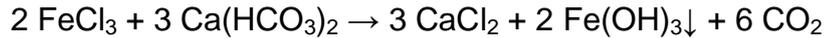
Comercialmente se presenta como un líquido claro, ácido y sumamente corrosivo para la mayoría de los metales expuestos (Solsona, 2012).

Cloruro férrico [FeCl_3].

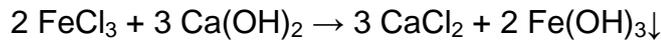
Se presenta en forma sólida o líquida; esta última es la más utilizada en el tratamiento del agua. La forma sólida es cristalina, de color pardo, delicuescente, de fórmula teórica $\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$. Se funde fácilmente en su agua de cristalización a 34°C , por lo que es necesario protegerla del calor. La forma líquida comercial tiene un promedio de 40% de FeCl_3 . En presencia de hierro, las soluciones acuosas de cloruro férrico se reducen rápidamente a cloruro ferroso FeCl_2 . Esta reacción explica su gran poder corrosivo frente al acero, y la necesidad de seleccionar adecuadamente el material de los recipientes de almacenamiento, de preparación y de distribución (Barrenechea Martel, 2004a). El rango de pH óptimo está comprendido entre 4 y 6, y mayor a 8 (Hernández Muñoz, 1998).

Se detallan las reacciones del cloruro férrico en el agua:

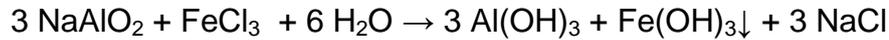
- 1) Con la alcalinidad



2) Con la cal



3) Con el aluminato sódico



1.2.1.3 Floculación

Es el proceso por el cual las partículas desestabilizadas y los pequeños sólidos en suspensión son capturados por el hidróxido metálico, formando un flóculo, para facilitar su remoción del agua por medio de los procesos de sedimentación y de filtración (Kawamura, 1996a).

Cuando las partículas pequeñas en un líquido colisionan, se agregan naturalmente para formar otras de mayor tamaño. Conforme éstas sedimentan, alcanzan a las pequeñas que lo hacen a una velocidad más lenta y que se unen al hacer contacto entre sí (Gray, 1996).

La probabilidad del choque se puede incrementar significativamente efectuando una mezcla moderada y prolongada, que transforma a las partículas coaguladas submicroscópicas, en otras suspendidas, discretas y visibles de tamaño suficiente como para sedimentar por la acción de la gravedad (Duran, 1997).

En el proceso de tratamiento de agua superficial, la floculación sigue a la adición química (coagulación), que es requerida para desestabilizar las partículas coloidales presentes. Durante esta mezcla se forman flóculos mayores que son fácilmente eliminados en la clarificación (Spellman y Drinan, 2004). Se produce de forma natural por el movimiento browniano (floculación pericinética); sin embargo, para partículas mayores de 1 μm esto es muy lento y se necesitan sistemas de agitación mecánica (mezcladores de paletas o de turbinas) para aumentar el ritmo de las colisiones (floculación ortocinética) (Kawamura, 1996a).

Muchos factores influyen en la coagulación-floculación del agua, pudiéndose citar:

- ✚ Tipo de coagulante.
- ✚ Cantidad de coagulante que requiere para llevar el agua al óptimo de coagulación: Aunque existe cierta relación entre la turbiedad del agua cruda y la dosis de coagulante apropiada, la cantidad apropiada sólo puede ser determinada mediante ensayos de laboratorio (jar test). Aún así ésta puede variar con otros factores, como el tiempo de mezcla y la temperatura del agua. La dosis óptima es la que reduce en mayor cantidad la turbiedad y el color.
- ✚ Características del agua: Las materias suspendidas muy finas son más difíciles de coagular que las de mayor tamaño, por lo que necesitan más cantidad de coagulante. La capacidad de intercambio de cationes de las partículas que provocan la turbiedad, tiene una relación importante con el éxito de la coagulación.
- ✚ Concentración de iones hidrógenos en el agua (pH): Existe para cada coagulante una zona de pH, donde se produce una buena floculación en plazo corto y con una dosis determinada. La coagulación debe efectuarse dentro de esta región óptima siempre que sea posible. Cuando se deja de operar dentro de ella, para cualquier agua, ocasiona un desperdicio de productos químicos y un descenso del rendimiento de la planta.
- ✚ Tiempo de mezcla: Existe un tiempo óptimo para lograr una adecuada homogeneidad.
- ✚ Efecto de la temperatura del agua: La influencia principal en la coagulación es su efecto sobre el tiempo requerido para una buena formación del flóculo. Cuanto más fría esté el agua más largo será el tiempo requerido para producirlo, con una cantidad determinada de coagulante.

- ✚ El nivel correcto de gradiente de velocidad y tiempo de mezcla.
- ✚ Una alcalinidad apropiada para el agua cruda de 25 a 30 mg CaCO₃/L, para evitar una caída brusca del pH por la dosis de sales férricas o de aluminio, y una adecuada provisión de bicarbonatos para formar los hidróxidos metálicos.
- ✚ La utilización de ayudantes de floculación (polielectrolitos) que promueven la formación de flóculos más densos y pesados.
- ✚ Presencia de núcleos. Las partículas sólidas en suspensión actúan como núcleos para la formación inicial de flóculos. En un hecho bien conocido que el agua que contiene poca turbiedad coloidal es, frecuentemente, de floculación más difícil.

1.2.1.4 Sedimentación

En este proceso, los flóculos formados por la acción del coagulante y la floculación se eliminan por sedimentación. Aquí se separa un líquido clarificado de una suspensión más concentrada (lodo) por la acción de la gravedad. Este proceso puede dividirse en sedimentación simple o normal y clarificación. La primera remueve las partículas mayores y más pesadas del sedimento. La clarificación, en cambio, separa del agua las partículas floculadas más pequeñas y livianas (Kawamura, 1996b).

La remoción de partículas en suspensión en el agua puede conseguirse por sedimentación o filtración. De allí que ambos procesos se consideren como complementarios. La sedimentación remueve las partículas más densas, mientras que la filtración remueve aquellas partículas que tienen una densidad muy cercana a la del agua o que han sido resuspendidas y, por lo tanto, no pudieron ser removidas en el proceso anterior (Maldonado Yactayo, 2004).

Durante el tratamiento, el agua fluye hacia arriba desde la base de un tanque denominado clarificador. Los flóculos, que son más pesados, sedimentan hacia el fondo, de modo que el operador debe equilibrar esa

velocidad para asegurar que todas las partículas se mantienen en el tanque como un manto grueso de lodos. Conforme suben a través de ese manto, sucede otra floculación, la cual incrementa su densidad. Una capa limpia del líquido, en la superficie, rebasa por una simple canaleta y se dirige hacia la siguiente etapa del proceso.

En el fondo de estos clarificadores se acumula el material sedimentado, que está constituido por una mezcla concentrada de todas las impurezas encontradas en el agua (incluyendo bacterias, virus, quistes de protozoos y huevos de helmintos) (Gray, 1996; Spellman y Drinan, 2004).

1.2.1.5 Filtración

Después de la coagulación química y de la sedimentación por gravedad, aún quedan sólidos e impurezas a eliminar del agua. Los flóculos que permanecen en el agua (alrededor del 5 % de los sólidos en suspensión) pueden causar problemas (incluida la turbiedad evidente) en los procesos de desinfección, y albergar microorganismos (Spellman y Drinan, 2004).

La filtración consiste en la remoción de partículas suspendidas y coloidales presentes en una suspensión acuosa que escurre a través de un medio poroso. En general, es la operación final de clarificación que se realiza en una planta de tratamiento de agua y, por consiguiente, es la responsable principal de la producción de agua de calidad acordes con los estándares de potabilidad (Cánepa de Vargas, 2004a).

Los procesos unitarios de filtración más utilizados en las plantas de tratamiento tienen filtros de arenas, lentos o rápidos, sistemas compactos y por tierras de diatomeas (Kawamura, 1996b).

1.2.1.6 Desinfección

La desinfección es una operación de importancia incuestionable para el suministro de agua potable. La destrucción de microorganismos patógenos es

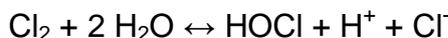
una operación fundamental que muy frecuentemente se realiza mediante productos químicos reactivos como el cloro.

La desinfección constituye una barrera eficaz para numerosos patógenos (especialmente las bacterias) durante el tratamiento del agua de consumo y debe utilizarse tanto en aguas de origen superficial como en aguas subterráneas. La desinfección residual se utiliza como protección parcial contra la contaminación con concentraciones bajas de microorganismos y su proliferación en el sistema de distribución.

La desinfección química de un sistema de abastecimiento de agua de consumo que presenta contaminación fecal reducirá el riesgo general de enfermedades, pero no garantizará necesariamente la seguridad del suministro. Por ejemplo, la desinfección con cloro del agua de consumo tiene una eficacia limitada frente a los protozoos patógenos (en particular *Cryptosporidium*) y frente a algunos virus. La eficacia de la desinfección puede también ser insatisfactoria frente a patógenos presentes en flóculos o partículas que los protegen de la acción del desinfectante. Una turbidez elevada puede proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección, estimular la proliferación de bacterias y generar una demanda significativa de cloro. Una estrategia general de gestión eficaz añade a la desinfección, para evitar o eliminar la contaminación microbiana, barreras múltiples, como la protección del agua de origen y operaciones de tratamiento adecuadas, así como la protección del agua durante su almacenamiento y distribución (WHO, 2011).

La cloración puede realizarse mediante gas cloro licuado, solución de hipoclorito sódico o gránulos de hipoclorito cálcico, y mediante generadores de cloro *in situ*. El gas cloro licuado se suministra comprimido en recipientes a presión. Un clorador extrae el gas del cilindro y lo añade al agua de forma dosificada, simultáneamente controlando y midiendo el caudal de gas. La solución de hipoclorito sódico se dosifica mediante una bomba dosificadora eléctrica de desplazamiento positivo o mediante un sistema de suministro por gravedad. El hipoclorito cálcico debe disolverse en una porción de agua y luego mezclarse con el caudal principal. El cloro, ya sea en forma de gas cloro de un

cilindro, de hipoclorito sódico o de hipoclorito cálcico, se disuelve en el agua y forma ión hipoclorito (OCl^-) y ácido hipocloroso (HOCl) según la siguiente reacción:



A pH mayores de 4, las especies predominantes son el HOCl (ácido hipocloroso) y OCl^- (ion hipoclorito) formando el denominado cloro activo libre. Más aún, el porcentaje de Cl_2 como HOCl depende fuertemente del pH, ya que es un ácido débil (Barrenechea Martel y Cánepa de Vargas, 2004).

Pueden utilizarse diversas técnicas de cloración, como son la cloración a la dosis crítica (breakpoint) (Figura 1.4), la cloración marginal y la supercloración-descloración. La cloración a la dosis crítica es un método en el que se aplica una dosis de cloro suficiente para reaccionar rápidamente con todas las sustancias oxidables presente en el agua y dejar una concentración adecuada de cloro libre residual para proteger el agua de la recontaminación entre el punto de cloración y el punto de consumo.

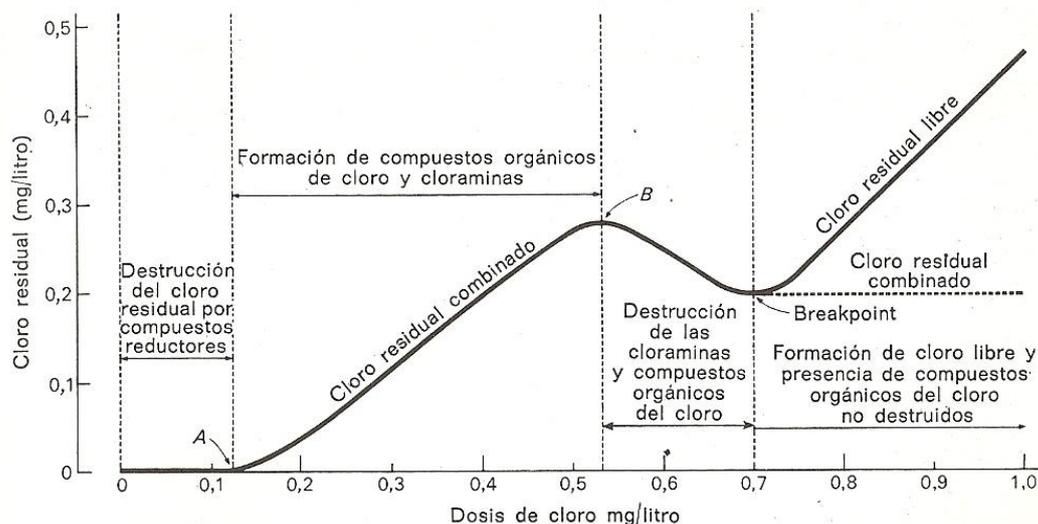


Figura 1.4: Curva obtenida durante la cloración al punto de quiebre: Cuando se añade cloro, las sustancias fácilmente oxidables tales como Fe^{2+} , Mn^{2+} , H_2S , y la materia orgánica reaccionan con el cloro reduciendo la mayor parte de él a ion cloruro (punto A). Tras satisfacer esta demanda inmediata, el cloro continuará reaccionando con el amoníaco para formar cloraminas entre los puntos A y B. Con la adición continuada del cloro, casi todas las cloraminas se oxidarán en el break-point. Al continuar con la adición, más allá de ese punto, dará como resultado un aumento directamente proporcional del cloro libre disponible (hipoclorito sin reaccionar). Fuente: Metcalf y Eddy, 1995.

La supercloración-descloración consiste en añadir una dosis grande de cloro para lograr una reacción química y desinfección rápidas, seguida de una reducción del exceso de cloro libre residual. Es importante eliminarlo para evitar problemas organolépticos. Se utiliza principalmente cuando la carga bacteriana es variable o cuando el tiempo de retención en un depósito es insuficiente. La cloración marginal se utiliza en los sistemas de abastecimiento de agua de calidad alta y consiste simplemente en añadir una dosis de cloro que genere la concentración deseada de cloro libre residual. En este tipo de aguas, la demanda de cloro es muy baja, y es posible que ni siquiera llegue a alcanzarse el punto crítico.

La finalidad principal de la cloración es la desinfección microbiana. No obstante, el cloro actúa también como oxidante y ayuda a eliminar algunas sustancias químicas; por ejemplo, descompone los plaguicidas fácilmente oxidables, como el aldicarb; oxida especies disueltas, como el manganeso (II), y formar productos insolubles que pueden eliminarse mediante una filtración posterior; o a formas más fáciles de eliminar (por ejemplo, el arsenito a arseniato) (WHO, 2011).

Otros métodos de desinfección consisten en el uso de cloraminas; dióxido de cloro; radiación UV y ozono.

Todos los desinfectantes producen subproductos de la desinfección (DBPs) inorgánicos u orgánicos, o ambos, que pueden ser perjudiciales para la salud humana.

Los principales DBPs formados durante la cloración son los trihalometanos, los ácidos cloroacéticos, las cloroacetonas y los haloacetónitrilos, resultado de la cloración de precursores orgánicos naturales como las sustancias húmicas. La monocloramina produce menores concentraciones de trihalometanos que el cloro, pero produce otros DBPs, como el cloruro de cianógeno (WHO, 2011).

El ozono oxida el bromuro generando ácidos hipohalogenados, que

reaccionan con precursores y forman trihalometanos bromados. Pueden formarse muchos otros DBPs, como aldehídos y ácidos carboxílicos. Es particularmente peligroso el bromato, formado por oxidación de bromuro.

Los principales subproductos derivados del uso de dióxido de cloro son el ión clorito, que es un producto inevitable de la descomposición, y el ión clorato (WHO, 2011).

No obstante, la formación de subproductos puede controlarse optimizando el sistema de tratamiento (Zerbatto y col., 2007).

1.3 SUBPRODUCTOS DE LA DESINFECCIÓN DEL AGUA POR EL EMPLEO DE COMPUESTOS DE CLORO.

La disponibilidad de agua “apta para el consumo” es una de las prioridades de toda sociedad humana. No sólo es importante la cantidad para cubrir las necesidades básicas, además el agua debe tener la calidad que garantice su inocuidad para la salud.

La desinfección supuso un gran avance en Salud Pública a principios del siglo XX al eliminarse los microorganismos patógenos del agua causantes de las enfermedades infecciosas de transmisión hídrica. El cloro es el desinfectante más extendido, caracterizándose por su alta reactividad. Los principales compuestos de cloro utilizados son el cloro gaseoso, los hipocloritos (sódico y cálcico), el dióxido de cloro y las cloraminas.

Los precursores provenientes de la materia orgánica natural (NOM) reaccionan con el desinfectante, dando lugar a la aparición de una serie de sustancias indeseables, que en el caso de la desinfección por cloro se trata en general de compuestos orgánicos clorados, muchos de los cuales tienen comprobada su capacidad tóxica y/o mutagénica para el hombre (Rodríguez Vidal, 2003; Moncayo-Lasso y col., 2008; Brinkman y Hozalski, 2011).

Estos compuestos no deseados, sólo se forman si los precursores orgánicos y el Cloro Residual Libre están presentes conjuntamente durante el tiempo suficiente. Una vez formados, es difícil eliminarlos del agua, por ello es de suma importancia prevenir su formación (Rodríguez Vidal, 2003).

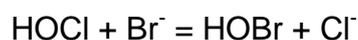
Los subproductos mayoritarios de la cloración son los trihalometanos (THMs) y los ácidos acéticos halogenados (HAA).

1.3.1 Trihalometanos.

A mediados de los años 1970 varios investigadores detectaron la presencia de cloroformo y de otros trihalometanos en el agua potable. Se sugirió en principio que pudiera tratarse de contaminación industrial, más tarde se comprobó que el origen de estos compuestos se encuentra en la materia orgánica del agua que reaccionaba con el cloro empleado en el proceso de desinfección.

Los THMs son los subproductos de la cloración que se forman en mayor concentración. Como en la mayoría de los casos se producen conjuntamente, se consideran como un grupo denominado Trihalometanos Totales (THMsT). Este grupo está formado por el cloroformo (CHCl_3), bromodichlorometano (CHBrCl_2), dibromoclorometano (CHBr_2Cl) y bromoformo (CHBr_3) (Sarmiento y col., 2003; Rizzo y col., 2005).

Cuando el bromuro está presente en el agua potable, el cloro lo oxida en ácido hipobromoso:



HOBr reacciona con compuestos orgánicos naturales para formar halometanos bromados (Galal-Gorchev, 1996).

Los valores de THMs en el agua clorada pueden variar de manera considerable en función del origen del agua. Asimismo, por la misma causa, los cuatro THMs se forman también en diferente proporción.

Las aguas subterráneas, al tener una menor cantidad de precursores orgánicos y requerir una dosis inferior de cloro, darán lugar a concentraciones más reducidas de subproductos que las aguas superficiales. Así, los valores pueden oscilar desde menos de 10 µg/L en aguas cloradas de origen subterráneo a incluso más de 200 µg/L en aguas cloradas de origen superficial.

La naturaleza y concentración de los THMs formados parece depender de varios factores (Rizzo y col., 2005):

- ✚ La concentración de cloro: la concentración de cloroformo aumenta de forma directa con el residual del cloro.
- ✚ La naturaleza y la concentración de la materia orgánica: cuando en el agua existe gran cantidad de derivados del humus, mayor será la probabilidad de formación de THMs.
- ✚ La temperatura: manteniendo el pH y la dosis de cloro, al aumentar la temperatura mayor es la posibilidad de formación de cloroformo.
- ✚ pH: la formación de THMs es mayor al aumentar el valor del pH del agua, por la acción catalítica del haloformo.
- ✚ Tiempo de contacto del cloro: es necesario un tiempo mínimo de contacto de los precursores con el cloro.

Como consecuencia de estos factores, cabe esperar variaciones geográficas y estacionales de los niveles de trihalometanos en las aguas.

1.3.2 Ácidos Acético Halogenados.

Los ácidos acéticos halogenados (HAA) forman un conjunto de nueve compuestos con diferente contenido de cloro y de bromo:

- | | |
|-------------------------|------------------------------|
| ✚ ácido cloroacético | ✚ ácido tribromoacético, |
| ✚ ácido dicloroacético | ✚ ácido bromocloroacético, |
| ✚ ácido tricloroacético | ✚ ácido dibromocloroacético |
| ✚ ácido bromoacético | ✚ ácido bromodicloroacético. |
| ✚ ácido dibromoacético | |

La concentración total de HAA en el agua clorada suele ser mucho menor que la de THMs. Los HAA más abundantes son los que contienen dos átomos de cloro y/o bromo.

Los ácidos bromoacéticos se forman durante la desinfección de agua que contiene iones bromuro y materia orgánica. Los iones bromuro están presentes de forma natural en aguas superficiales y subterráneas y su concentración fluctúa siguiendo pautas estacionales. La concentración de iones bromuro puede aumentar con la penetración de agua salada como consecuencia de una sequía o debido a la contaminación. Hay generalmente presencia de bromoacetatos en los sistemas de distribución de aguas superficiales y subterráneas en concentraciones medias inferiores a 5 µg/L (WHO, 2011).

Entre los factores que influyen en su formación el efecto que más ha sido estudiado, es el efecto del pH, observándose que al disminuir el pH la concentración de ácidos acéticos trihalogenados tiende a aumentar y la de ácidos acéticos dihalogenados permanece constante (Galal-Gorchev, 1996; Rizzo y col., 2005).

1.3.3 Subproductos minoritarios de la cloración

Son subproductos de la cloración formados en concentraciones de pocos microgramos por litro (Reckhow, y col., 2010).

Las características de los siguientes compuestos se exponen a continuación (WHO, 2011):

✚ Acetonitrilos halogenados (dicloroacetonitrilo, dibromoacetonitrilo, bromocloroacetonitrilo, tricloroacetonitrilo)

Los acetonitrilos halogenados o haloacetonitrilos se generan durante la cloración o cloraminación del agua a partir de sustancias naturales, como algas, ácido fúlvico y material proteico provenientes de efluentes. Al parecer, los niveles de bromuro ambiental influyen, en alguna medida, en la especiación

de los haloacetnitrilos. El dicloroacetnitrilo es, con diferencia, el haloacetnitrilo más predominante detectado en agua de consumo.

MX (mutágeno X)

Con este nombre se conoce la 3-cloro-4diclorometil-5-hidroxi-2(5H)-furanona. Se forma por reacción del cloro con materia orgánica compleja presente en el agua de consumo. Después de los THM es uno de los subproductos de la cloración más investigado. Fue detectado por primera vez en 1984 en emanaciones de fábricas de pulpa de papel blanqueada con cloro en Finlandia. Dos años después fue detectado en aguas de consumo. Se ha detectado en soluciones cloradas de ácidos húmicos y en el agua de consumo en Finlandia, Reino Unido y USA y se encontró en 37 fuentes de agua en concentraciones de 2 a 67 ng/L. En cinco muestras de agua de consumo de distintas ciudades japonesas tenían concentraciones de MX de <3 a 9 ng/L. Generalmente se encuentra en concentraciones muy bajas en aguas de consumo, pero tiene elevada actividad mutagénica.

Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)

El hidrato de cloral se puede formar como subproducto de la cloración de agua que contenga sustancias orgánicas precursoras, tales como ácidos húmicos o fúlvicos. Se ha encontrado en el agua de consumo en concentraciones de hasta 100 µg/L, pero su concentración suele ser menor que 10 µg/L. Las concentraciones suelen ser mayores en aguas superficiales que en aguas subterráneas y, al parecer, aumentan durante la distribución. Se utiliza como sustancia intermedia en la producción de insecticidas y herbicidas. También se ha utilizado ampliamente en el ser humano como hipnótico o sedante en dosis orales de hasta 750-1000 mg/día. Si bien su ingesta por usos clínicos es considerablemente mayor que su ingesta en el agua potable, la exposición clínica es de una duración menor.

Clorofenoles

Son subproductos de la reacción del cloro con compuestos fenólicos. Los tres clorofenoles más probables que pueden resultar de la cloración son: 2-

clorofenol, 2,4-diclorofenol y 2,4,6-triclorofenol. Son los causantes del “sabor y olor fenólico”. A medida que aumenta el contenido en cloro, los sabores y olores también aumentan hasta un punto máximo, luego disminuyen hasta desaparecer totalmente cuando se agrega suficiente cloro y el tiempo de contacto es el adecuado para que las reacciones se completen. La intensidad de los olores varía con el tipo de compuesto. Estas reacciones, al igual que otras reacciones químicas, dependen de la concentración, tiempo, temperatura y pH.

✚ Otros: halocetonas, cloropicrina, cloruro y bromuro de cianógeno.

1.3.4 Efecto sobre la salud de los subproductos de la desinfección

Aunque los riesgos para la salud humana de los subproductos de la desinfección son pequeños si los comparamos con los riesgos asociados a las enfermedades de transmisión hídrica, no se deben obviar.

La exposición a estos contaminantes a través del agua clorada durante largos periodos de tiempo, da lugar a efectos adversos para la salud (Rizzo y col., 2005; Selcuk y col., 2007; Reckhow, y col., 2010). Se debe de tener en cuenta que la exposición a dichos agentes no ocurre sólo por la ingestión de agua, sino también por la inhalación y la absorción dérmica.

En general se pueden considerar una asociación positiva entre la exposición a los DBPs y los siguientes efectos adversos:

- ✚ Daño en las funciones reproductoras (disminución de la fertilidad, riesgo de aborto espontáneo, etc.) (Reckhow, y col., 2010).
- ✚ Daños en el desarrollo fetal dentro del útero (defectos del tubo neural, bajo peso al nacer, crecimiento intrauterino retardado, etc.) (Wright y Rivera-Núñez, 2011).
- ✚ Desarrollo de cáncer de esófago, de colon, recto y sobre todo de vejiga urinaria (Rizzo y col., 2005; Selcuk y col., 2007; Reckhow, y col., 2010).

La mayoría de los trabajos epidemiológicos evalúan la exposición de la población de estudio utilizando variables indirectas que se asocian con la concentración de subproductos de la cloración, como por ejemplo, el origen del agua (superficial frente a subterránea), el tipo de desinfectante empleado (cloro frente a cloramina), el tiempo de residencia o de consumo de agua clorada del grifo consumida a diario.

Al clasificar los compuestos químicos cancerígenos, la Agencia Internacional para la Investigaciones del Cáncer (IARC) considera los datos disponibles en su conjunto a fin de llegar a una evaluación global de la carcinogenicidad de un agente, una mezcla o circunstancias de exposición para los seres humanos (Anexo A). Esta agencia le asignó a algunos desinfectantes y DBPs, en lo que se refiere a su carcinogenicidad potencial, una determinada categoría (Tabla 1.4).

Tabla 1.4: Evaluación de riesgo de determinados desinfectantes y DBPs.

Compuesto	Valor Guía (mg/L)	Grupo del IARC
Cloro libre	5	3 [#]
Cloroformo	0,3	2B ^{##}
Bromodiclorometano	0,06	2B
Dibromoclorometano	0,1	3
Bromoformo	0,1	3
Ácido monocloroacético	0,02	-
Ácidos dicloroacético	0,05	2B
Ácido tricloroacético	0,2	3
Dicloroacetoniitrilo	0,02	-
Dibromoacetoniitrilo	0,07	-
Mutágeno X	-	2B
Hidrato de cloral	-	3
Clorito	0,7	-
Bromato	0,01	2B
Monocloramina	3	3

[#]3: el agente no puede clasificarse sobre su carcinogenicidad para los seres humanos.

^{##}2B: el agente es posiblemente carcinógeno para los seres humanos.

Modificado: WHO, 2011.

1.3.5 Límites y estándares legales sobre la concentración máxima de estos subproductos en el agua

Los avances tecnológicos tanto en los tratamientos como en los métodos analíticos, el conocimiento de los efectos sobre la salud humana de los diferentes compuestos presentes en el agua, las sustancias utilizadas para su tratamiento y los subproductos originados por éstas, han llevado a que las legislaciones sean cada vez más exigentes acerca de los valores máximos permitidos de las concentraciones de ciertas sustancias en el agua potable.

Organización Mundial de la Salud

La cuarta edición de las Guías de calidad para agua de bebida de la OMS (2011), recomienda tanto para las concentraciones individuales como para la relación de concentraciones para el conjunto de los compuestos (la suma de las razones de cada valor dividida por el límite correspondiente no debe superar la unidad), los siguientes valores (WHO, 2011):

$$\frac{\text{Conc. Br}_3\text{CH}}{\text{Valor Guía Br}_3\text{CH}} + \frac{\text{Conc. Br}_2\text{ClCH}}{\text{Valor Guía Br}_2\text{ClCH}} + \frac{\text{Conc BrCl}_2\text{CH}}{\text{Valor Guía BrCl}_2\text{CH}} + \frac{\text{Conc Cl}_3\text{CH}}{\text{Valor Guía Cl}_3\text{CH}} \leq 1$$

Valor guía de cada uno de los siguientes THMs:

	Bromoformo (Br ₃ CH):	100 µg/L
	Dibromoclorometano (Br ₂ ClCH):	100 µg/L
	Bromodiclorometano (BrCl ₂ CH):	60 µg/L
	Cloroformo (Cl ₃ CH):	300 µg/L

Comunidad Económica Europea

La Directiva 98/83/CE del 03/11/98, que rige en la actualidad, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. Entre los parámetros químicos se establece para los THMs totales un límite de 100 µg/L (CE, 1998).

 **Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos**

En 1979, la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA) establece un máximo permisible de 0,10 mg/L para los THMs totales en el agua de bebida. Después la USEPA promulgó las Reglas para los desinfectantes y subproductos de la desinfección (D/DBP), en las cuales se reduce los niveles máximos del contaminante, para los cuatro THMs (cloroformo, diclorobromometano, clorodibromometano y bromoformo) y cinco HAAs (ácido monocloroacético, ácido dicloroacético, ácido tricloroacético, ácido monobromoacético y ácido dibromoacético) a 0,080 y 0,060 mg/L respectivamente (Crozes y col., 1995; USEPA, 1999a; Volk y col, 2000; Iriarte-Velasco y col., 2007; Reckhow, et al., 2010).

 **Código Alimentario Nacional**

La ley 18248, publicada en el Boletín Oficial el 28/07/69, declara vigente en todo el territorio de la República, el Código Alimentario Argentino (CAA). El capítulo XII Bebidas hídricas, agua y agua gasificada – Agua potable incorpora, a través del art. 982 (Res. Conj. SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007), el detalle de las características físicas, químicas y bacteriológicas que debe cumplir tanto el agua potable de suministro público como el de uso domiciliario, entendiéndose para éste último el ubicado en los reservorios o depósitos domiciliarios. Entre los contaminantes orgánicos figuran los THMs totales, con un límite de 100 µg/L (CAA, 2012).

 **Consejo Federal de Entidades de Servicios Sanitarios**

El Consejo Federal de Entidades de Servicios Sanitarios (COFES) produjo en mayo del 2002 el documento Norma de Calidad del Agua de Suministro Público, preparado por una comisión de trabajo integrada por especialistas en calidad del agua del Ministerio de Salud y diferentes instituciones públicas y privadas. El COFES se basa en los valores guía de la

OMS que corresponden a las sustancias químicas de importancia para la salud (Anvaria y col., 2004).

Provincia de Santa Fe

La Ley N° 11.220 del 24/11/94 aprueba el Marco Regulatorio para la prestación de los servicios públicos de agua potable, desagües cloacales y saneamiento en la provincia. En la tabla D (Anexo B) se encuentra el límite obligatorio para los trihalometanos, el que resulta igual al valor que consta en el Código Alimentario Argentino de 100 µg/L (Ley 11220, 2003).

1.4 TECNOLOGÍA NO CONVENCIONAL DEL TRATAMIENTO DE AGUA: COAGULACIÓN OPTIMIZADA.

En algunos casos, la coagulación convencional (CC) no es suficiente para remover NOM en la cantidad que es necesaria para detener la formación de los DBPs. La USEPA ha reconocido a la coagulación optimizada (CO) como la mejor tecnología disponible para controlar los precursores de los DBPs (Cheng y col., 1995; USEPA, 1999b; Volk y col., 2000; Lovins y col., 2003; Abbaszadegan y col., 2007; Iriarte-Velasco y col., 2007).

El término “coagulación optimizada” hace referencia a los procesos que mejoran la remoción de los precursores de los DBPs a través de modificaciones del tratamiento convencional (White y col., 1997; USEPA, 1999b; States y col., 2002; Abbaszadegan y col., 2007).

El proceso de coagulación, tal como se opera en muchas plantas de tratamiento de agua, se ha optimizado principalmente para la eliminación de la turbiedad. NOM también es removida mediante la coagulación, pero la eficacia de la eliminación es variable, dependiendo de las características físicas y químicas del agua y las condiciones de funcionamiento. Las condiciones óptimas para la eliminación de la turbidez no siempre son las mismas que para la eliminación de NOM (Gregor y col., 1997)

CO amplía el objetivo de la coagulación, que es la remoción de la turbiedad, para incluir la reducción de NOM. Para esta nueva meta se requiere modificar las condiciones de coagulación, existiendo tres alternativas principalmente (Krasner y Amy, 1995; Uyak y Toroz, 2007): tipo de coagulante, dosis de coagulante y pH de coagulación.

El efecto de una dosis más alta de coagulante se comprende fácilmente, proporcionando más metal para la formación de los complejos, aunque hay que tener en cuenta que se pueden formar flóculos frágiles de baja capacidad de sedimentación (Bell-Ajy y col., 2000; Zerbato y col., 2007). Además, la implementación de este sistema aumenta los costos de la coagulación (Crozes y col., 1995; Bell-Ajy y col., 2000).

La optimización más recomendada por la bibliografía es a través de la variación de pH. El control del pH de coagulación es uno de los más importantes factores que rigen la eliminación de NOM (Crozes y col., 1995; Gregor y col., 1997). Aún cuando la estrategia más generalizada para la remoción de materia orgánica es la coagulación a bajos niveles de pH, debe ser considerado y estudiado la combinación práctica del tipo de coagulante, dosis y el pH. (Bell – Ajy y col., 2000).

CO es un método valioso para controlar la formación de los DBPs, el cual no requiere significativas inversiones de capital, un proceso que puede ser útil en países en desarrollo donde es casi imposible poder disponer de altas tecnologías (Crozes y col., 1995, Freese y col., 2001).

La definición práctica de CO es proveer las condiciones de tratamiento que sostenga una efectiva remoción de la turbiedad mientras que se incrementa la eliminación de NOM (Crozes y col., 1995; Lovins y col., 2003; Uyak y Toroz, 2007).

Sin embargo, cualquier modificación que se realice en el tratamiento convencional de potabilización no debe interferir en el logro de agua de bebida que minimice los riesgos de transmisión de enfermedades.

OBJETIVOS

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS GENERALES:

- Realizar aportes a fin de optimizar tecnologías de potabilización de agua, tendientes a minimizar riesgos para la salud pública.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Evaluar a través de ensayos de laboratorio los efectos de modificaciones de pH del agua en la etapa de coagulación del proceso de potabilización, a fin de optimizar la remoción de materia orgánica natural.
- Analizar el potencial impacto que la coagulación optimizada tiene en la remoción de quistes de *Giardia intestinalis* y ooquistes de *Cryptosporidium* spp.
- Comprobar si estas acciones varían según los coagulantes más comúnmente utilizados (sulfato de aluminio, cloruro férrico, polihidroxiclорuro de aluminio).

MATERIALES Y MÉTODOS

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 AGUA SUPERFICIAL NO TRATADA (CRUDA)

Extraída de la fuente de provisión de agua de la ciudad de Santa Fe (Argentina). El abastecimiento de la mayoría de la población de la capital se realiza, previo tratamiento, de agua proveniente de dos fuentes superficiales, río Colastiné y riacho Santa Fe (Anexo C) (Huerta y col., 1999).

Los datos del nivel hidrométrico fueron brindados por el Centro de Informaciones Meteorológicas de la Universidad Nacional del Litoral.

3.2 COAGULANTES

3.2.1 Sulfato de Aluminio^I [Al₂(SO₄)₃]

Se preparó a partir de una solución de alúmina comercial (7,58 % de Al₂O₃), diluyendo 7,75 mL hasta 1000 mL en un matraz volumétrico con agua de canilla (1 mL = 10 mg como Al₂O₃).

3.2.2 Cloruro Férrico^{II} [FeCl₃]

Para la solución de trabajo se realizó una dilución 1,5/200 de la solución comercial (42%) (1 mL = 4,5 mg como FeCl₃).

3.2.3 Polihidroxicloruro de Aluminio^{III} [PACI]

Se diluyó 1 mL de la solución comercial (18 % de Al₂O₃) hasta 100 mL en agua de canilla (1 mL = 12 mg como Al₂O₃).

^I Meranol SA, Buenos Aires, Argentina.

^{II} 3MFUT141, Ingeniería Futuro SA, Buenos Aires, Argentina.

^{III} Y-384, NALCO, Buenos Aires, Argentina.

3.3 SUSPENSIÓN DE ENTEROPARASITOS

3.3.1 Obtención de ooquistes de *Cryptosporidium* y quistes de *Giardia*

Tanto los quistes de *Giardia intestinalis* como los ooquistes de *Cryptosporidium* spp se obtuvieron de muestras frescas de materia fecal de humanos infectados, cedida por los laboratorios del Hospital Iturraspe y del Hospital de Niños, ambos de la Ciudad de Santa Fe. Por razones de bioseguridad, los (oo)quistes fueron previamente inactivados con 5 % de formol (Nieminsky y Ongerth, 1995; Huck y col., 2002).

3.3.2 Concentración de ooquistes de *Cryptosporidium* y quistes de *Giardia*

Para obtener una suspensión de los parásitos, se procedió del siguiente modo: la materia fecal se filtró a través de gasa doble, se centrifugó durante 5 minutos a 3.000 rpm y el sedimento se concentró utilizando el Método de Sheather (García, 2007). El mismo consiste en la utilización de una solución saturada de sacarosa de manera que, por diferencia de densidad, los enteroparásitos floten en la superficie. Se agregó 1 volumen del sedimento obtenido, a 3 volúmenes de la solución de Sheather, y se comenzó a centrifugar a bajas revoluciones, aumentando en forma paulatina la velocidad durante 3 minutos para no destruir la interfase, hasta alcanzar 2.000 rpm. Transcurridos 10 minutos, se desaceleró suavemente por 3 minutos. Se extrajo con pipeta Pasteur la capa superior que contenía los quistes u ooquistes, procediéndose luego a un lavado con agua destilada, centrifugando a 3.000 rpm, 10 minutos. Una vez descartado el sobrenadante; el sedimento se conservó en heladera (Ongerth y Hutton, 2001).

3.3.3 Cuantificación previa de la concentración de quistes de *Giardia*

Para estimar la concentración obtenida de quistes, se realizó un recuento utilizando una cámara de Neubauer.

3.3.4 Cuantificación previa de la concentración de ooquistes de *Cryptosporidium*

Para calcular la concentración de la suspensión de ooquistes de *Cryptosporidium* spp. se colocaron 20 μ L de la misma dentro de un círculo de 1cm de diámetro demarcado en un portaobjeto y se dejó secar en estufa a 37°C. Procediendo luego a su fijación por flameado.

Se colocaron los portaobjetos fijados sobre el caballete o soporte de tinción. Para la coloración se utilizó la tinción de Kinyoun que consiste en:

- ✚ cubrir cada uno de los portaobjetos con una solución de fucsina básica fenicada al 0,4 % \rightarrow 15 minutos.
- ✚ lavar con abundante agua destilada.
- ✚ decolorar con alcohol-ácido \rightarrow 1 minuto.
- ✚ lavar con abundante agua destilada.
- ✚ decolorar con alcohol-ácido \rightarrow 1 minuto.
- ✚ lavar con abundante agua destilada.
- ✚ cubrir cada uno de los portaobjetos con una solución de Azul de metileno al 0,3 %, \rightarrow 1 minuto.
- ✚ lavar con abundante agua destilada y dejar secar.

Para el recuento de los ooquistes de *Cryptosporidium* spp. se utilizó el Método de Breed. Teniendo en cuenta el volumen procesado, se calculó su concentración expresada en ooquistes/mL.

3.3.5 Consideraciones sobre la concentración de ooquistes de *Cryptosporidium* y quistes de *Giardia*

En todos los casos se obtuvieron concentraciones de 10^4 - 10^6 (oo)quistes/mL. Esta concentración se consideró adecuada para permitir evaluar la reducción de quistes y ooquistes luego de aplicado el tratamiento de

coagulación, floculación y sedimentación, basándose en las probables eficiencias de remoción de 2-3 log, y a fin de hallar, en consecuencia, un número significativo de microorganismos que asegure su detección por la técnica utilizada. (Abramovich y col., 2004).

3.3.6 Conservación de la suspensión de ooquistes de *Cryptosporidium* y quistes de *Giardia*

Las suspensiones de los parásitos se conservaron en heladera hasta el momento de su utilización, en tubos rotulados con la fecha y la concentración de los organismos (Dugan y col., 2001; Ongerth y Hutton, 2001).

3.4 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS DE CALIDAD DE AGUA

La medición de los parámetro fisicoquímicos se realizaron según las técnicas del Standard Methods for the Examination of Water & Wasterwater (APHA; AWWA; WEF, 2005).

3.4.1 Temperatura

La lectura de la Temperatura se utilizó en las operaciones generales de laboratorio para evaluar su potencial influencia en el proceso.

La medición se realizó con un termómetro Celsius de mercurio, con una con una precisión de 0,1 °C.

3.4.2 pH

La medida del pH es una de las pruebas más importantes y frecuentes utilizadas en el análisis químico del agua. Prácticamente todas las fases del tratamiento del agua para suministro y residual, como la neutralización ácido-base, homogeneizado, precipitación, coagulación, tratamiento biológico, desinfección y control de la corrosión, dependen del pH.

Principio: La determinación del pH por el método potenciométrico, es la medida de la actividad de los iones hidrógeno utilizando un electrodo patrón de hidrógeno y otro de referencia. La fuerza electromotriz (fem) producida en el sistema de electrodo de vidrio varía linealmente con el pH y esta relación lineal se describe comparando la fem medida con el pH de diferentes soluciones tampones.

Procedimiento: Antes de cada medición se procedió al calibrado del pHmetro^{IV}, utilizando soluciones de calibración comerciales^V de pH 4, 7 y 10. Se realizó la calibración entre pH 4 y 7 ó 7 y 10, según el pH estimado a medir. Los resultados se expresaron en unidades de pH.

3.4.3 Turbiedad (Método nefelométrico)

La turbidez del agua es producida por materias en suspensión, como arcilla, cieno o materia orgánica e inorgánicas finamente divididas, plancton y otros microorganismos. Es una expresión de la propiedad óptica que origina que la luz se disperse y absorba en vez de transmitirse en línea recta a través de la muestra.

Durante el tratamiento convencional de potabilización de agua, las etapas de coagulación, floculación y sedimentación, son optimizadas a través de la medición de la turbiedad lograda después de estas etapas. Este proceso se considera más eficiente cuando se logra una menor turbiedad final (Kawamura, 1996a, Abramovich y col., 2004; Zerbato y col., 2007).

Principio: Se basa en la comparación de la intensidad de la luz dispersada por la muestra a 90° y la dispersada por una solución patrón de referencia de estireno-di-vinilbenceno^{VI} en idénticas condiciones. Cuanto mayor es la intensidad de la luz dispersada, más intensa es la turbidez.

^{IV} Modelo HI 8424, Hanna Instrument, Portugal.

^V Soluciones pH 4, 7 y 10. Cicarelli, Argentina.

^{VI} Gelex Secondary Turbidity Standards 2100A, HACH, Colorado, USA.

Procedimiento: Antes de realizar cada medición, se calibró el equipo^{VII} en la escala adecuada. Se agitó la muestra cuidadosamente, se esperó hasta que desaparecieran las burbujas de aire, y se colocó la muestra en el tubo del nefelómetro, leyendo directamente la turbidez en la escala correspondiente del aparato. El resultado se expresó en unidades nefelométricas de turbiedad (UNT).

3.4.4 Alcalinidad (Método de titulación potenciométrica)

La alcalinidad de un agua es su capacidad para neutralizar ácidos y constituye la suma de todas las bases titulables. Es importante en diferentes usos y tratamientos de aguas naturales y residuales. En muchas aguas superficiales depende de su contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, por lo que se suele tomar como una indicación de la concentración de estos componentes. Los valores determinados pueden incluir también contribución de boratos, fosfatos, silicatos y otras bases, cuando se hallen presentes.

Durante el proceso de floculación, se requiere un valor adecuado de alcalinidad en el agua cruda (mayor que 20 mg CaCO₃/L) (Kawamura, 1996a; Barrenechea Martel, 2004b).

Principio: Los iones hidróxilo presentes en una muestra como resultado de la disociación o hidrólisis de los solutos reaccionan con las adiciones de ácido estándar, en nuestro caso ácido sulfúrico 0.02 N.

Procedimiento: Se tomó 50 mL de muestra de agua cruda. Se tituló ese volumen con una solución de ácido 0,02 N hasta llegar a pH 4,3, siempre agregando lentamente y con agitación suave y constante.

Para el cálculo del resultado se empleó la siguiente fórmula:

$$\text{Alcalinidad (mg CaCO}_3\text{/L)} = \frac{\text{mL de ácido} \times \text{N} \times \text{f} \times 50000}{\text{mL de muestra}}$$

^{VII}Turbidímetro nefelómetro Modelo AV-311, Argentina.

Donde: N = normalidad de ácido sulfúrico

f = factor del ácido sulfúrico.

3.4.5 Hierro (Método de fenantrolina)

Está presente en aguas dulces naturales en concentraciones de 0,5 a 50 mg Fe/L. También puede haber hierro en el agua de consumo debido a la utilización de coagulantes de este metal o a la corrosión de tuberías de acero o hierro fundido durante la distribución del agua.

El hierro mancha la ropa lavada y los accesorios de fontanería en concentraciones mayores que 0,3 mg Fe/L; concentraciones inferiores a 0,3 mg Fe/L generalmente no confieren sabor apreciable al agua.

OMS determina que el hierro no es peligroso para la salud a las concentraciones observadas normalmente en el agua de consumo; además, el sabor y aspecto del agua se ven afectados a concentraciones menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud (WHO, 2011).

El hierro total debe cumplir un valor máximo de 0,3 mg Fe/L para que el agua sea potable según el Código Alimentario Argentino (CAA; 2012) y Ley 11220 (Anexo B) que rige en la provincia de Santa Fe.

En este trabajo se determinó su concentración, antes y después de CC y CO, cuando se utilizó cloruro férrico como coagulante.

Principio: Se disuelve el hierro, reduciéndose al estado ferroso por ebullición con ácido e hidroxilamina y se trata con 1,10-fenantrolina a pH 3,2 a 3,3. El complejo rojo-naranja que se forma es un quelato de tres moléculas de fenantrolina por cada átomo de hierro ferroso. La solución coloreada obedece a la ley de Beer, su intensidad es independiente del pH entre 3 y 9. Un pH entre 2,9 y 3,5 asegura un rápido desarrollo del color en presencia de un exceso de fenantrolina. Los patrones del color son estables durante al menos 6 meses.

Procedimiento: Se mezcló cuidadosamente la muestra y se tomaron 50

mL en un erlenmeyer de 125 mL. Se agregaron 2 mL de ClH concentrado y 1 mL de hidroxilamina. Se añadieron unas cuantas bolitas de vidrio y se calentó a ebullición. Para asegurar la disolución de todo el hierro, se continuó con la ebullición hasta que el volumen se redujo a 10 mL. Se enfrió a temperatura ambiente y se pasó a un matraz de 50 mL. Luego se agregó 10 mL de solución amortiguadora de acetato de amonio y 4 mL de solución de fenantrolina. Se completó a volumen de 50 mL. Se leyó a 510 nm después de 15 minutos.

Para la expresión del resultado se trasladaron las lecturas observadas en el espectrofotómetro^{VIII} a valores de hierro (mg Fe/L) empleando una curva de calibración.

3.4.6 Aluminio (Método de eriocromo cianina R)

El aluminio soluble, coloidal e insoluble puede encontrarse también en aguas tratadas o en aguas residuales provenientes de la coagulación con materiales que contiene ese metal.

Es frecuente la utilización de sales de aluminio en el tratamiento del agua como coagulantes para reducir el color, la turbidez, y el contenido de materia orgánica y de microorganismos. Este uso puede incrementar la concentración de aluminio en el agua tratada; una concentración residual alta puede conferir al agua color y turbidez no deseables. La concentración de aluminio que da lugar a estos problemas es, en gran medida, función de varios parámetros de calidad del agua y factores relativos al funcionamiento de la planta de tratamiento del agua.

Según el Código Alimentario Argentino (CAA; 2012) y Ley 11220 (Anexo B) que rige en la provincia de Santa Fe, el aluminio no debe sobrepasar un valor máximo de 0,2 mg Al/L para que el agua sea potable.

La Organización Mundial de la Salud no determinó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el Al. Aunque determina que en

^{VIII}Spectronic 21, Bausch & Lomb, NY, USA.

condiciones operativas adecuadas, la concentración de aluminio puede reducirse hasta 0,1 mg Al/L o menos en instalaciones de tratamiento del agua de gran tamaño y en plantas pequeñas, es factible alcanzar una concentración de 0,2 mg Al/L o menos de aluminio en el agua tratada. (WHO, 2011).

Debido a que en este trabajo se adicionaron sales de aluminio durante los ensayos, se procedió a evaluar concentración de este elemento.

Principio: Una solución diluida de aluminio tamponadas a pH 6 reacciona con Eriocromo Cianina R formando un complejo de color rojo a rosado que presenta un máximo de absorción a 535 nm.

Procedimiento: Se colocaron 25 mL de la muestra en un matraz de 50 mL, se agregó unas gotas de indicador naranja de metilo y tituló con SO_4H_2 0,02 N hasta color rosado. A una muestra similar se le agregó la misma cantidad de SO_4H_2 0,02 N que las usadas en las titulaciones anteriores. Se adicionó a la misma:

- ✚ 1 mL de ácido ascórbico
- ✚ 10 mL de reactivo tampón
- ✚ 5 mL de la solución trabajo del colorante

Se llevó a 50 mL. Se leyó la absorbancia en un espectrofotómetro, después de 5 a 10 minutos, a 535 nm y se determinó la concentración del aluminio (mg Al/L) empleando una curva de calibración previamente preparada.

3.4.7 Materia orgánica natural [NOM] (Método de absorción UV_{254}).

Los componentes orgánicos encontrados en aguas superficiales y aguas residuales, tales como lignina, taninos, sustancias húmicas, y varios compuestos aromáticos absorben fuertemente la radiación UV. Es una medida útil para detectar componentes orgánicos en aguas frescas, saladas y residuales (APHA; AWWA; WEF, 2005).

Numerosos trabajos han usado la absorción UV para evaluar la

remoción de la materia orgánica por coagulación, absorción de carbono y otros procesos del tratamiento de agua (Cheng y col., 1995; Bell-Ajy y col., 2000; Volk y col., 2000; Freese y col., 2001; Matilainen y col., 2002; Lovins y col., 2003; Rizzo y col., 2005; Volk y col., 2005; Hu y col., 2006; Yan y col., 2006; Iriarte-Velasco y col., 2007; Uyak y Toroz, 2007; Matsumoto y Días Cesco, 2008).

Principio: Los componentes orgánicos en una muestra absorben UV, en proporción a su concentración. Las muestras fueron filtradas para controlar variaciones en la absorción UV causadas por las partículas.

Procedimiento: Antes de procesar la muestra, se lavó el filtro de membrana Whatman 934-AH^{IX} y el equipo de montaje, haciendo pasar unos 50 mL de agua destilada a través del mismo.

De la muestra se filtraron unos 100 mL. Luego se midió la absorbancia a 253,7 nm en un espectrofotómetro^X. Se informó la absorbancia UV medida en unidades de cm⁻¹.

Cálculo de la remoción de NOM: Mediante la ecuación (1), donde N₀ = lectura de materia orgánica UV₂₅₄ en el sobrenadante de la jarra 5 y N = lectura de NOM (UV₂₅₄) en el sobrenadante, después de la sedimentación, de las jarras 1 a la 4 (Tabla 3.1 – ítem 3.5.3).

$$\text{Remoción (\%)} = (1 - N/N_0) \times 100 \quad (1)$$

3.5 PROCESO DE COAGULACIÓN, FLOCULACIÓN Y SEDIMENTACIÓN, A ESCALA DE LABORATORIO

Para analizar la remoción de NOM y dos enteroparásitos (*Cryptosporidium* spp y *Giardia intestinalis*) fueron seleccionados 3 diferentes coagulantes (sulfato de aluminio, PACl y cloruro férrico) y cuatro niveles de pH. Para la coagulación optimizada se ensayaron pH 5; 6,5; 8 y para la coagulación

^{IX} Whatman grade 934-AH, Whatman, Inglaterra.

^X UV 7504, Paralwall, China.

convencional no se realizó ninguna modificación del pH.

Los ensayos de remoción de materia orgánica y enteroparásitos por coagulación, floculación y sedimentación, se efectuaron a través del empleo de la Prueba de Jarras (Jar test). Las experiencias se realizaron manteniendo constante la dosis de los coagulantes en cada corrida (Volk y col., 2000).

3.5.1 Prueba de jarras

La capacidad del agua para coagular es influenciada por numerosos factores (turbiedad, color, alcalinidad o pH del agua cruda), por esto resulta muy difícil calcular la dosis necesaria de producto químico. La prueba de jarras (Figura 3.1) constituye un modo práctico de hallar la dosis adecuada de coagulante y otros factores condicionantes que afectan el proceso de coagulación (White y col., 1997; WHO, 2011).

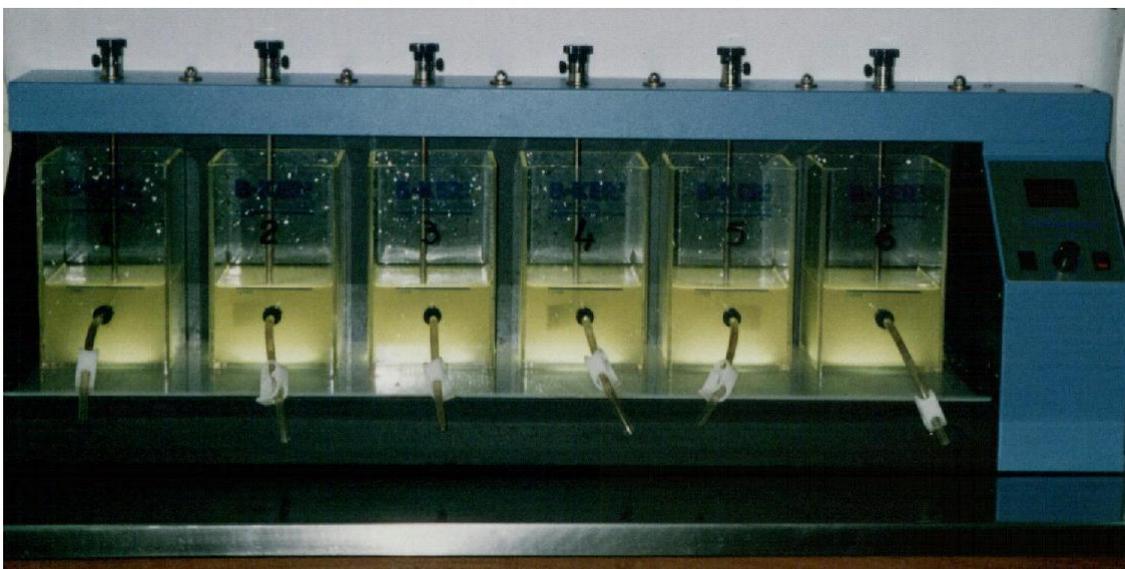


Figura 3.1: Equipo de jarras utilizado en los ensayos. Fotografía personal – Laboratorio Sección Aguas- FBCB - UNL.

Por medio de este ensayo se simulan las etapas de coagulación, floculación y sedimentación, a escala de laboratorio, a fin de trasladar luego su

resultado a las operaciones de planta de potabilización. Esto tiene como finalidad, establecer las condiciones para lograr una remoción óptima de la turbiedad. Es a través de la medición de este parámetro como se establece la eficiencia de dicha etapa (Drikas y col., 2001; Lovins y col., 2003; Cánepa de Vargas, 2004b).

Estos ensayos deben realizarse con la frecuencia suficiente para adaptarse a los cambios de calidad del agua cruda y, por consiguiente, de la demanda de coagulante (Krasner y Amy, 1995; White y col., 1997; Volk y col., 2000; Exall y vanLoon, 2000; Briley y Knappe, 2002; Exall y vanLoon, 2003; Lovins y col., 2003; Abbaszadegan y col., 2007)

Este ensayo ha sido empleado para el estudio de la remoción de materia orgánica, mediante la implementación de la CO (Krasner y Amy, 1995; White y col., 1997; Bell-Ajy y col., 2000; Volk y col., 2000; Rizzo y col., 2005; Yan y col., 2006; Uyak y Toroz, 2007), la eliminación de cianobacterias (Drikas y col., 2001), algas (Briley y Knappe, 2002; Hu y col., 2006) y virus (Abbaszadegan y col., 2007) presentes en el agua cruda. Para el caso del Carbono Orgánico Total (TOC), se demostró que la remoción medida en la prueba de jarras estaba significativamente correlacionada con los procesos a escala real ($r=0,86$, $p<0,01$) (Bell-Ajy y col., 2000).

También USEPA recomienda el uso de este ensayo para establecer las condiciones de remoción de TOC, a fin de cumplir con los requerimientos para la implementación de CO (USEPA, 1999b).

Se utilizó un equipo^{XI} compuesto por seis jarras prismáticas de acrílico. Cada una con un agitador regulable con sus ejes provistos de paletas, con la capacidad para operar a velocidad de 30 a 300 rpm, con medición digital.

El proceso de coagulación, floculación y sedimentación a escala de laboratorio se llevó a cabo a temperatura ambiente.

^{XI} Modelo PB-700, Phipps and Bird, Richmond, Va., USA.

En concordancia con la planta de tratamiento de la ciudad de Santa Fe se siguió con los protocolos de velocidades y tiempos que mejor ajustan con la estructura y funcionamiento de sus instalaciones:

-  mezcla rápida → 140 rpm durante 3 minutos
-  floculación → 40 rpm por 15 minutos
-  sedimentación → reposo por 15 minutos

Para determinar la dosis óptima (DO) del coagulante: Se añadieron dosis crecientes de coagulante en estudio a 1 L de muestra de agua cruda contenidas en las jarras, de manera de obtener concentraciones finales de 40 a 90 mg/L en el caso del sulfato de aluminio, de 20 a 40 mg/L para el Cl_3Fe y 25 a 85 mg/L cuando se trabajó con PACI. Inmediatamente después, se realizó la coagulación, floculación y sedimentación siguiendo el protocolo antes mencionado.

Se midió la turbiedad final del agua decantada de cada jarra. Se consideró DO de coagulante a la menor concentración necesaria del compuesto químico, para obtener la turbiedad más baja (Krasner y Amy, 1995; WHO, 2011).

3.5.2 Determinación de los volúmenes necesarios de ácido o base para lograr los valores de pH deseados

A 500 mL agua cruda, se le agregó el 50 % del volumen del coagulante que se determinó como DO. Mediante el uso del phmetro, se hallaron los volúmenes de ácido sulfúrico 0,02 N o de hidróxido de sodio 0,1 N, necesarios para obtener los distintos pH deseados (5; 6,5 y 8) (Zerbatto y col., 2007).

3.5.3 Ensayo de CC y CO con el agregado de parásitos

Una vez hallada la DO se procedió a realizar los ensayos con modificación del pH y agregado de parásitos. En la Tabla 3.1 se detalla el contenido de cada una de las jarras.

Se procedió de acuerdo con el protocolo de tiempos y velocidades mencionado anteriormente.

Antes de iniciar la sedimentación se tomó una alícuota de la muestra de la jarra 5, para determinar los parámetros iniciales de calidad de agua y el recuento de quistes de *Giardia intestinales* y ooquistes de *Cryptosporidium* spp. De la misma manera se procedió con el agua decantada de las jarras 1 a la 4, una vez finalizada la sedimentación.

Tabla 3.1: Descripción de los ensayos de jarras.

Jarra	1	2	3	4	5
Tipo de coagulación	CC	CO	CO	CO	
pH	natural [#]	5,0	6,5	8,0	natural [#]
Agua cruda	1 L	1 L	1 L	1 L	1 L
Suspensión de parásitos	2 mL	2 mL	2 mL	2 mL	2 mL
Coagulante estudiado	DO	DO	DO	DO	

CC: coagulación convencional, CO: coagulación optimizada, DO: dosis óptima.
[#]pH sin modificar del agua superficial.

La jarra 1 representa la coagulación convencional, en las jarras 2, 3 y 4 se agregó la cantidad determinada de ácido o base para simular la coagulación optimizada. En la jarra 5 no se adicionó ni coagulante ni se modificó el pH: se usó como referencia para el recuento de los enteroparásitos y la materia orgánica inicial.

3.5.4 Recuento de (oo)quistes por Inmunofluorescencia Directa

3.5.4.1 Filtrado del sobrenadante

Una vez efectuado el ensayo, una alícuota del sobrenadante de las jarras se filtró a través de un filtro de membrana de nitrato de celulosa de 1,2 μm de porosidad y 13 mm de diámetro^{XII}, aplicando vacío mediante una bomba. El volumen de dicha alícuota varió entre 5 mL para el agua cruda con parásitos, y 50 a 100 mL para el agua tratada; a fin de garantizar en todos los casos, la

detección de un número significativo de quistes y ooquistes. Para asegurar que todos los organismos fueran depositados sobre el filtro, las paredes laterales del embudo se lavaron con el líquido de elución (Zerbatto y col., 2008).

El líquido de elución es una solución salina tamponada de fosfato, pH 7,4, con 0,1 % de Tween 80 (sorbitol monolaurato de polioxietileno) y 0,1 % de SDS (dodecil sulfato de sodio).

3.5.4.2 Coloración por inmunofluorescencia directa con anticuerpos monoclonales

La detección de quistes de *Giardia intestinalis* y ooquistes de *Cryptosporidium* spp. se llevó a cabo por inmunofluorescencia directa utilizando anticuerpos monoclonales^{XII}. Estos anticuerpos (IgG para *Giardia* e IgM para *Cryptosporidium*) actúan sobre los antígenos de superficie de los mismos (Figuras 3.2 y 3.3).

Para esto se procedió de la siguiente manera:

- ✚ Sobre el material filtrado se colocó una gota del reactivo de detección (anticuerpos monoclonales anti *Cryptosporidium* y anti *Giardia* marcados con isotiocianato de fluoresceína - FITC - en una solución tamponada conteniendo una proteína estabilizadora y azida sódica al 0,1 %) y una gota de solución de contraste que contiene Negro de Eriochromo.
- ✚ Se mezclaron los reactivos inclinando el filtro y moviéndolo de forma circular.
- ✚ Se incubó el filtro en una cámara húmeda por 30 minutos, a temperatura ambiente, protegido de la luz.
- ✚ Se lavó con 5 mL de una solución tamponada diluida para remover el exceso de reactivo de detección y el de contraste.

^{XII} Sartorius AG, Goottinges, Alemania.

^{XIII} Merifluor, Meridian Diagnostics Inc., Cincinnati, Ohio, USA.

- ✚ El filtro se colocó sobre un portaobjeto y se agregó una gota de líquido de montaje (glicerol tamponado que contiene formalina y azida sódica al 0,05 %) antes del cubreobjeto.
- ✚ Los quistes y ooquistes se identificaron por su fluorescencia (color verde de las paredes), forma y tamaño. Se incluyeron controles positivos y negativos para el control de calidad. Este examen se realizó mediante la utilización de un microscopio de epifluorescencia^{XIV} provisto de lámpara de mercurio, con un aumento de 400 x.

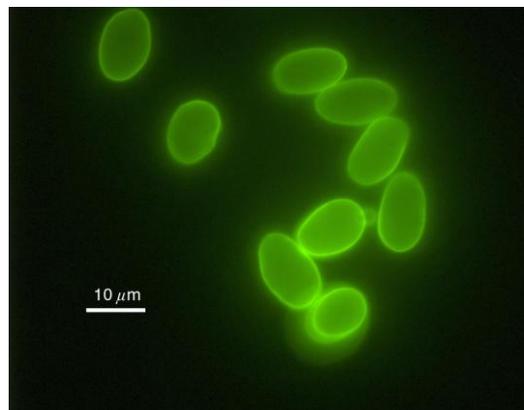


Figura 3.2: Fotografía de quistes de *G. intestinalis*, teñidos con Inmunofluorescencia directa. Fuente: www.epa.gov/nerlcwww/gda_sep2.html

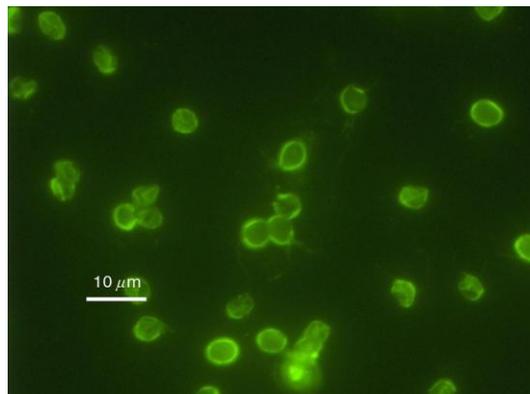


Figura 3.3: Fotografía de ooquistes de *Cryptosporidium* spp., teñidos con Inmunofluorescencia directa. Fuente: www.epa.gov/nerlcwww/cpt_sep2.html

^{XIV} BH-2, Olympus, USA.

3.5.4.3 Cálculo de la concentración de parásitos.

Una vez efectuado el recuento por el Método de Breed y teniendo en cuenta el volumen procesado, se calculó la concentración (quistes u oquistes/litro de agua).

Se calculó el porcentaje de remoción para cada parásito en particular, mediante la ecuación (1), donde N_0 = concentración de los (oo)quistes en el sobrenadante de la jarra 5 y N = concentración de los (oo)quistes en el sobrenadante, después de la sedimentación, de las jarras 1 a la 4.

$$\text{Remoción (\%)} = (1 - N/N_0) \times 100 \quad (1)$$

3.6 METODOLOGÍA ESTADÍSTICA

Las variables que están relacionadas con el análisis fisicoquímico del agua cruda fueron descritas a través de medidas resúmenes como mínimo, máximo, media aritmética con su correspondiente desviación estándar.

El nivel hidrométrico, la turbiedad y NOM fueron representadas en diagramas de líneas, que muestran la tendencia creciente o decreciente en el período de tiempo estudiado. La relación entre estas tres variables se realizó a través de la Regresión Lineal Múltiple paradas conjuntamente con el plano de ajuste y el diagrama de dispersión.

Al momento de comparar las diferentes coagulantes utilizados para la remoción de NOM a los distintos niveles de pH, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis, ya que no fue posible una paramétrica por falta de cumplimiento de algún supuesto, como Normalidad, u homogeneidad de varianza. El tamaño de muestra influyó también en el análisis. Además, al momento de tener que encontrar diferencias entre las remociones de materia orgánica y remoción de enteroparásitos cuando se utilizaron los diferentes coagulantes, esta prueba (Kruskal Wallis) fue también empleada.

Además del interés particular de esta investigación de determinar diferencias entre los distintos coagulantes combinado con los niveles de pH, se

quería analizar si es posible ajustar un modelo a través de curvas de respuesta para modelar la remoción en función de dicha variable cuantitativa. Este modelo relaciona la respuesta con el factor, de esta manera se pudo obtener el punto óptimo, es decir a qué valor del factor pH se obtiene la máxima remoción de Materia Orgánica para los diferentes coagulantes. La ecuación propuesta fue: $y = \beta_0 + \beta_1x + \beta_2x^2 + \varepsilon$, fue elegida por presentar el mejor ajuste global, frente a los otros modelos lineal y cúbico.

Para comparar la remoción (%) de los parásitos (quistes de *Giardia intestinalis* y ooquistes de *Cryptosporidium* spp.) para cada coagulante utilizado en esta investigación, se utilizó una prueba no paramétrica, U de Mann Whitney, cuyos supuestos son que las variables sean continuas e independientes (Conover, 1999, Myers, 2000; Peña, 2002; Weber y Skillings, 2000).

RESULTADOS

4 RESULTADOS

4.1 CARACTERÍSTICAS DE LA FUENTE DE AGUA CRUDA

Los ensayos fueron realizados en el período comprendido entre marzo del 2006 a diciembre de 2007.

De los análisis fisicoquímicos de calidad del agua cruda se obtuvieron los resultados descritos a continuación (Tabla 4.1). El pH natural se encontró cercano a la neutralidad. Para la alcalinidad se hallaron valores necesarios para una correcta coagulación (Kawamura, 1996a; Barrenechea Martel, 2004b).

Tabla 4.1: Resultados de los análisis fisicoquímicos del agua cruda utilizada.

Parámetros [#]	Estadísticos descriptivos		
	Minino	Máximo	\bar{x} (s)
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	22	46	31,37 (6,83)
Turbiedad (UNT)	30	96	44,4 (16,6)
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0,145	0,432	0,259 (0,076)
pH	7,18	7,72	7,45 (0,15)

[#]Calculado sobre un total de 21 muestras.

\bar{x} : Media, s: Desviación estándar.

El aluminio del agua cruda en todos los casos se encontró por debajo de 0,1 mg Al/L. Los valores de hierro oscilaron entre un mínimo de 0,69 a un máximo de 0,83 mg Fe/L, con una media y dispersión de $0,76 \pm 0,07$.

La materia orgánica, medida como absorbancia UV₂₅₄, alcanzó valores máximos de 0,432 cm⁻¹ indicando su potencial como formador de los DBPs. La misma proviene principalmente del arrastre del suelo, y de reacciones biológicas, químicas y fotoquímicas que sufren los subproductos orgánicos derivados de la descomposición de plantas y animales en el medio acuoso (Rodríguez Vidal, 2003).

La turbiedad osciló en un amplio rango (30 – 96), debido a la presencia de partículas en suspensión provenientes del arrastre del suelo y a los distintos niveles hidrométricos que se presentaron a lo largo del período de ensayos.

En la mayoría de los casos, ambos parámetros (Turbiedad y NOM) aumentaron y disminuyeron en forma conjunta (Figura 4.1). Esto puede ser debido a que la turbiedad era causada mayoritariamente por materia orgánica tales como sustancias húmicas y compuestos aromáticos que absorben fuertemente la radiación UV (APHA; AWWA; WEF, 2005). Lo anteriormente expresado no se cumple en los ensayos realizados en el lapso de tiempo que transcurre entre Febrero y Junio de 2007.

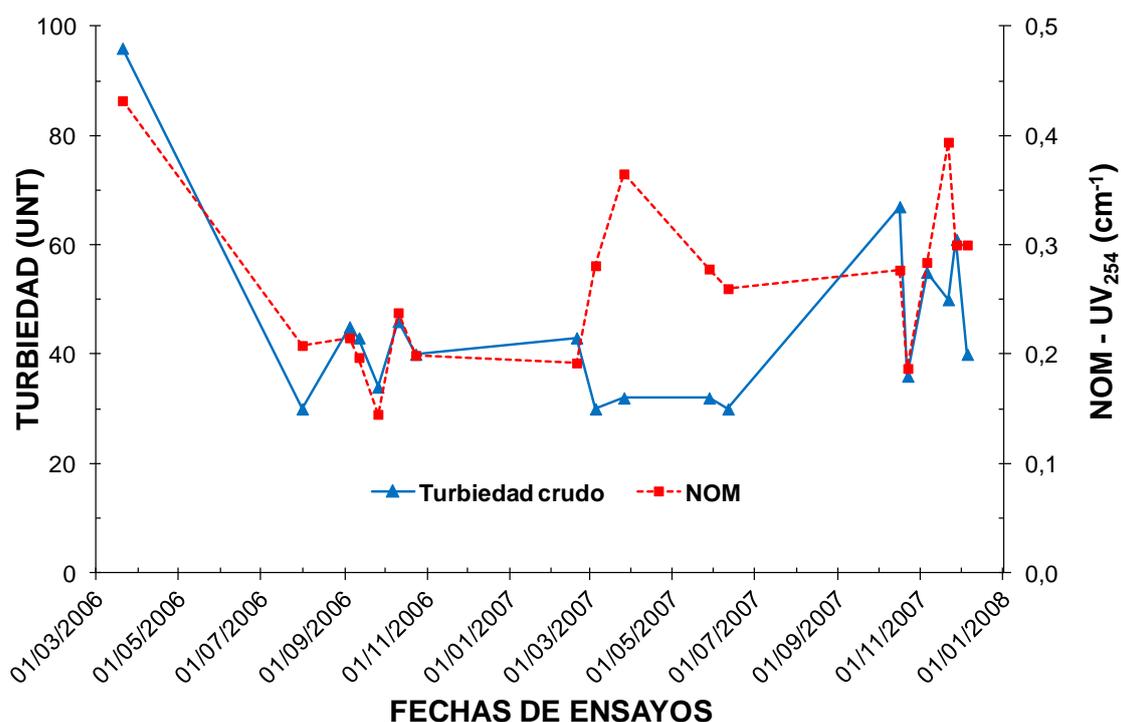


Figura 4.1: Datos de las variaciones de Turbiedad y NOM (UV₂₅₄), registrados en las fechas correspondientes a los ensayos. NOM: Materia Orgánica Natural.

En las fechas de los ensayos, durante los meses de marzo del 2006 a diciembre de 2007, el nivel hidrométrico osciló entre valores mínimos de 2,08 m

y máximos de 5,70 m. En el período comprendido entre los meses de Febrero y Abril de 2007 se produjo una creciente del río Paraná, los valores superaron los 4 m en el hidrómetro del puerto local, alcanzando máximos de 5,90 m. Se puede observar (Figura 4.2) que las concentraciones de NOM mayores corresponden a los niveles más elevados del río.

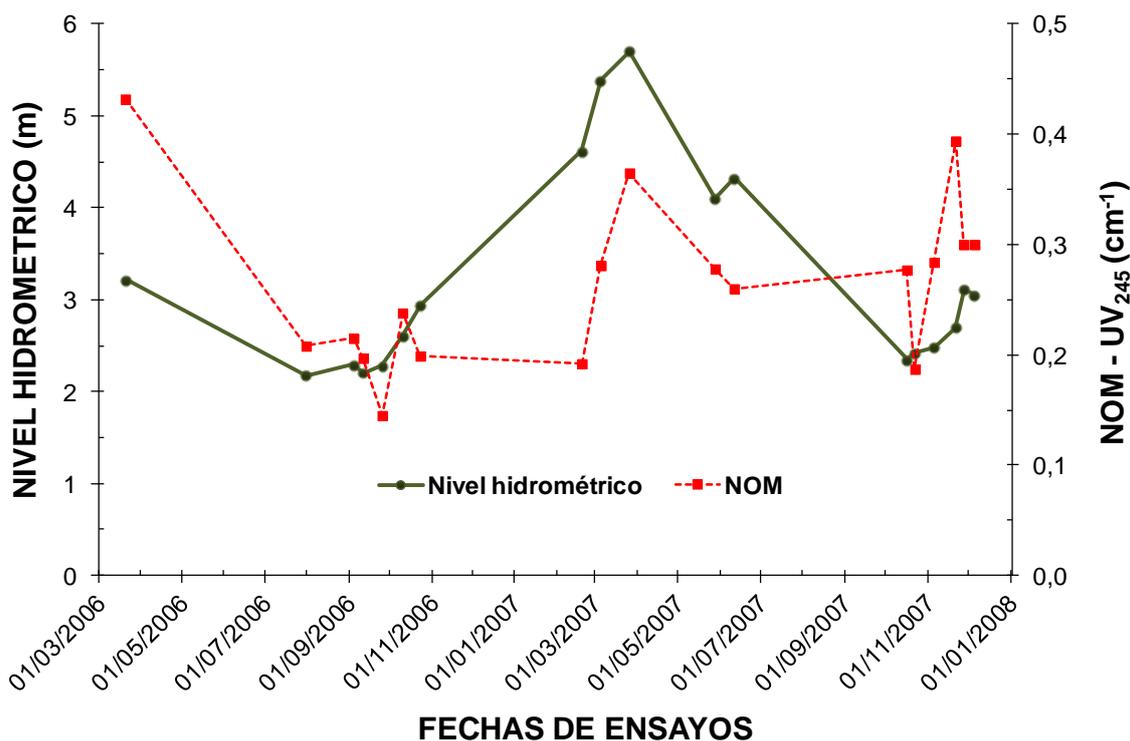


Figura 4.2: Datos de las variaciones del Nivel Hidrométrico y NOM (UV_{254}), registrados en las fechas correspondientes a los ensayos. NOM: Materia Orgánica Natural.

Hay que destacar que las variables independientes (turbiedad y nivel hidrométrico) por separado no pueden predecir la materia orgánica del agua cruda, aún cuando su comportamiento sea similar.

En vista de lo anterior, se propuso el ajuste simultáneo de las dos variables independientes, mediante un modelo de regresión lineal múltiple. Se observó así que NOM del agua cruda (variable dependiente), estaría influenciada por la acción conjunta de la turbiedad y el nivel hidrométrico del río

Paraná, el coeficiente de correlación múltiple resultó $R = 0,758$ con un R^2 de $0,574$ (Figura 4.3), este modelo mejora a aquellos que se obtienen si cada variable es analizada a través de regresiones lineales simples.

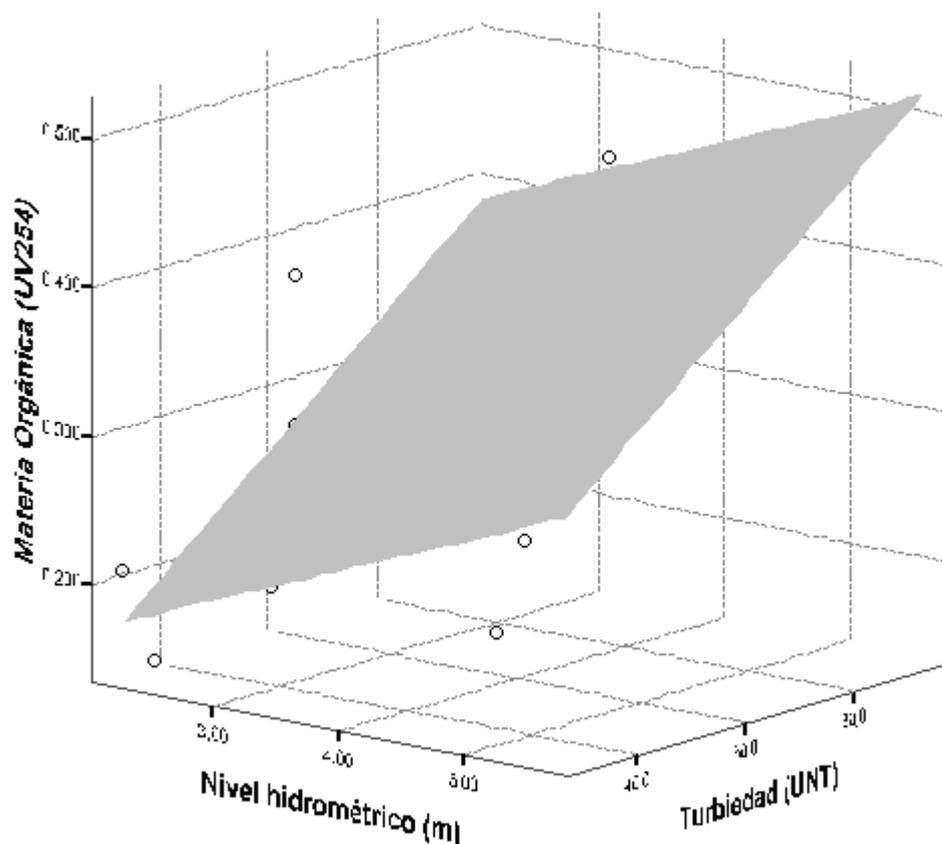


Figura 4.3: Plano de ajuste para la regresión lineal múltiple entre las variables Turbiedad, el Nivel Hidrométrico y NOM como variable respuesta ($n=21$).

El modelo ajustado está representado por la siguiente ecuación lineal:
 \hat{y} (NOM) = $- 0,002 + 0,003$ turbiedad + $0,036$ nivel hidrométrico, los valores p asociados a los coeficientes resultaron significativos, esto indicaría que las dos variables se deben incluir en el modelo ($p = 0,002$ para turbiedad y $p = 0,011$ para nivel hidrométrico). El signo positivo de dichos coeficientes estaría

explicando que NOM aumentase a medida que lo hacen los variables independientes.

Las observaciones indicadas para las tres variables ($n = 21$), conjuntamente con el plano de ajuste que nos permitirá, en el rango de 30 a 96 UNT para turbiedad y 2,08 m a 5,70 m del nivel hidrométrico, predecir el 57 % de la materia orgánica natural del agua cruda. Con el modelo anterior, para los valores máximos, de las variables independientes, podemos predecir que el mayor nivel de NOM (UV_{254}) sería cercano a $0,491 \text{ cm}^{-1}$.

4.2 CARACTERISTICAS DEL AGUA TRATADA

4.2.1 Turbiedad Final.

Las turbiedades finales logradas con los tres coagulantes empleados en los ensayos durante CC, muestran valores que son aceptables para las etapas de coagulación, floculación y sedimentación (Ríos, 1998). Se destaca que con cloruro férrico se lograron las turbiedades más bajas, con la menor amplitud intercuartil (Tabla 4.2).

Tabla 4.2: Turbiedad final durante la coagulación convencional a pH natural[#].

Coagulantes	Turbiedad final (UNT)
	Mediana (amplitud intercuartil)
$Al_2(SO_4)_3$ (n=5)	3,50 (1,00)
Cl_3Fe (n=6)	1,40 (0,68)
PACl (n=10)	2,25 (0,72)

[#]pH sin modificar del agua superficial.

Cuando analizamos lo que ocurre al modificar el pH del agua cruda (CO), encontramos que los menores niveles de turbiedad se hallaron a pH 6,5 para sulfato de aluminio; a pH 5,0 para cloruro férrico y en el caso del PACl, las turbiedades aceptables se obtuvieron independientemente de los valores de pH (Tabla 4.3). La prueba de Kruskal Wallis realizada para cada coagulante arrojó

diferencias significativas por la acción del sulfato de aluminio y el cloruro férrico, esto es debido a los resultados a pH 8. No ocurrió lo mismo para el coagulante PACl, con el cual las turbiedades finales son semejantes.

Tabla 4.3: Turbiedad final durante la coagulación optimizada.

Coagulantes (n) [#]	Turbiedad final (UNT)			Valor p*
	pH			
	5 Mediana (amplitud intercuartil)	6,5 Mediana (amplitud intercuartil)	8 Mediana (amplitud intercuartil)	
Al ₂ (SO ₄) ₃ (n=5)	4,20 (1,00)	3,50 (1,10)	9,50 (21,85)	0,006
Cl ₃ Fe (n=6)	1,50 (0,15)	2,20 (4,65)	8,50 (7,23)	0,007
PACl (n=10)	2,80 (3,07)	2,35 (0,68)	2,25 (3,50)	0,245

[#] Los n señalados son el número de repeticiones de cada coagulante en los distintos niveles de pH.

* Valor p exacto de Kruskal Wallis.

4.2.2 Hierro y aluminio.

Los valores de aluminio residual soluble luego de CC, para ambos coagulantes sulfato de aluminio y PACl, se hallaron dentro de los valores recomendados (< 0,2 mg Al/L) para el agua de consumo por el Código Alimentario Argentino (CAA; 2010) y la Ley 11220 (Anexo B) que rige en la provincia de Santa Fe. En el caso de CO para pH 5 y 6,5 tampoco se superó este límite, pero a pH 8, en algunos ensayos, se encontraron concentraciones de 0,5 mg Al/L. Esto se debe a que el aluminio es menos soluble a pH comprendidos entre 5,7 y 6,2 (Figura 1.3) (Gabelich y col., 2002; Kvech y Edwards, 2002; Gabelich y col., 2006).

Durante CC la concentración de hierro se mantuvo por debajo de los valores reglamentados por el CAA y la Ley 11220 (0,30 mg Fe/L).

Cuando se aplica la coagulación optimizada en el 30 % de las muestras se superó el valor permitido por la legislación vigente, alcanzándose en tales casos niveles superiores a 0,3 hasta 1,3 mg Fe/L. Esto fue consecuencia de su elevada concentración en el agua cruda, en la dosis óptima utilizada y/o el pH.

4.3 REMOCIÓN DE NOM

La eficiencia en la remoción de materia orgánica fue evaluada en términos de su absorbancia UV_{254} .

La remoción de NOM presentó comportamientos diferentes tanto al momento de comparar los coagulantes cuando se analizó CC, así como entre los coagulantes para los distintos niveles de pH en el caso de CO, es decir, la remoción dependía del tipo de coagulante y el pH utilizado (Tabla 4.4).

A pH natural, NOM fue removida en mayor medida por el sulfato de aluminio seguido por cloruro férrico y PACI por último (Tabla 4.4).

A pH 5, para la eliminación materia orgánica natural, la mediana favorece al cloruro férrico seguido por sulfato de aluminio y PACI. En cambio, a pH 6,5 se observó que los coagulantes de sales de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$ > PACI) redujeron más que el cloruro férrico (Tabla 4.4).

Tabla 4.4: Remoción de NOM para los diferentes niveles de pH.

Coagulantes (n) [#]	Remoción de Materia orgánica natural (%)				Valor p [*]
	CC	CO			
	pH natural ⁺ Mediana (amplitud intercuartil)	pH 5 Mediana (amplitud intercuartil)	pH 6,5 Mediana (amplitud intercuartil)	pH 8 Mediana (amplitud intercuartil)	
$Al_2(SO_4)_3$ (n=5)	83,03 (6,00)	87,94 (9,80)	83,03 (5,85)	58,75 (24,59)	0,005
Cl_3Fe (n=6)	78,32 (9,24)	89,06 (7,38)	69,01 (15,44)	44,06 (38,49)	0,001
PACI (n=10)	76,49 (14,71)	81,64 (11,10)	81,18 (12,34)	66,34 (29,26)	0,012

[#] Los n señalados son el número de repeticiones de cada coagulante en los distintos niveles de pH

⁺pH sin modificar del agua superficial, CC: Coagulación Convencional, CO: Coagulación Optimizada

* Valor p exacto de Kruskal Wallis

Frente a los 4 niveles de pH ensayados, existió una diferencia estadísticamente significativa cuando se usaron los tres coagulantes. Según la prueba de Kruskal Wallis, en particular para el caso de sulfato de aluminio y cloruro férrico la diferencia fue altamente significativa (Tabla 4.4).

4.3.1 Sulfato de aluminio.

Se realizó un modelo de ajuste de los datos para la obtención de la curva de respuesta. Esto se hizo mediante una función polinomial de segundo orden y los coeficientes de la ecuación característica se determinaron mediante análisis de regresión. Para el caso de sulfato de aluminio, la ecuación cuadrática ajustada resultó:

$$\hat{y} \text{ (NOM)} = -94,334 + 65,046.x - 5,715.x^2 \quad R^2=0,572$$

El modelo global ajustado resultó significativo ($F = 11,356$, $p = 0,001$). Basados en la ecuación anterior, el punto óptimo de remoción de NOM de 90,75%, se obtuvo para un pH de 5,7 (Figura 4.4). Hay que aclarar que para un modelo lineal el ajuste no era significativo con un valor p mayor a 0,05.

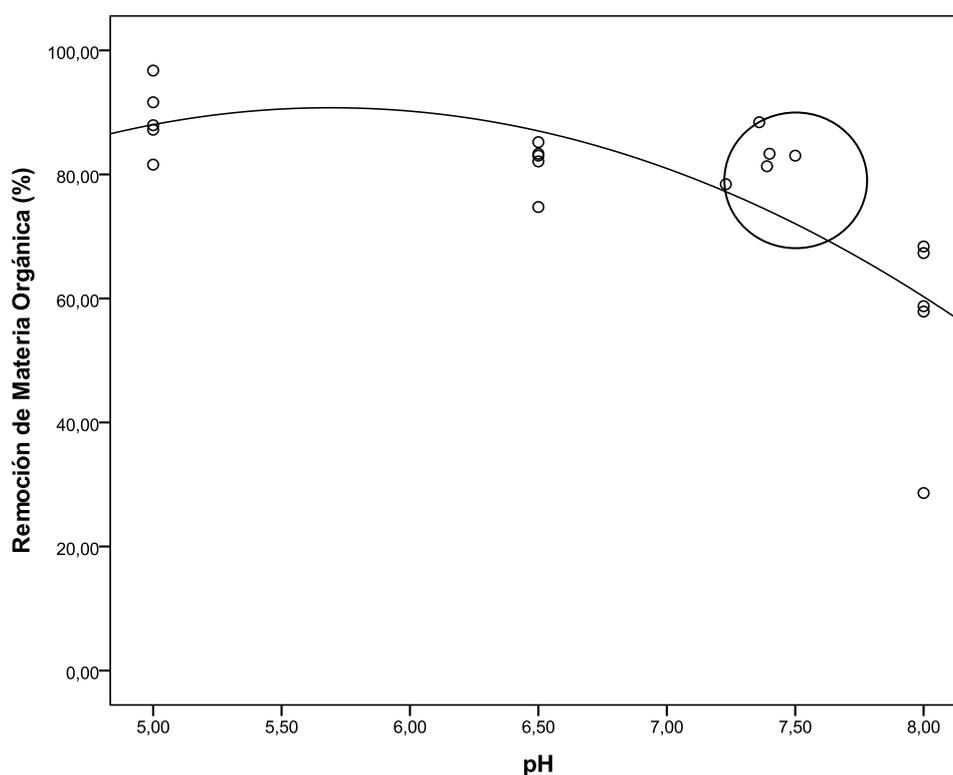


Figura 4.4: Curva de respuesta para la función polinomial de segundo orden con la variable dependiente NOM, para sulfato de aluminio. Los valores remarcados en la Figura correspondieron a las remociones de NOM % durante CC, donde el pH no fue modificado. (° valor observado)

Para cumplir con los objetivos planteados en la investigación como la selección del valor de pH que maximiza la remoción de NOM (%), conjuntamente con los resultados de la comparación realizados con Kruskal Wallis ($p = 0,005$) (Tabla 4.4), se escogió el rango entre 5 y el pH natural del agua cruda. A la eliminación de pH 8 por esta razón, se le suma al hecho que, a ese valor, las turbiedades finales fueron superiores a los niveles deseables para este proceso (Ríos, 1998).

Al comparar la remoción de NOM en los tres niveles de pH se obtuvo diferencias estadísticas no significativas ($p = 0,144$) esto se evidencia en la superposición de las cajas. No obstante, es importante señalar que para pH 5 fue superior al 80 % en todos los ensayos, resaltando que en el 25 % de las muestras se presentaron reducciones mayores al 90 %, observándose en la caja central (Figura 4.5).

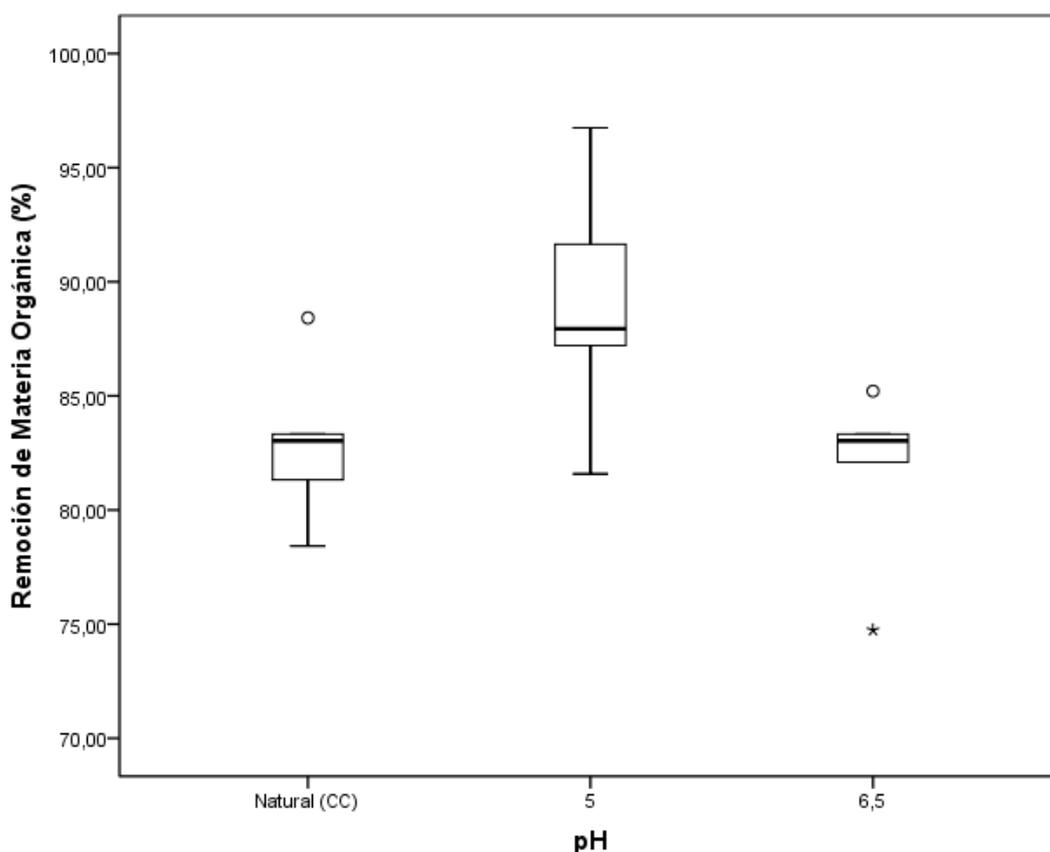


Figura 4.5: Diagrama de cajas para las remociones de NOM con sulfato de aluminio. (° representa un valor alejado, * representa un valor muy alejado).

4.3.2 Cloruro férrico

La obtención de una curva de respuesta se realizó también mediante una función polinomial de segundo orden y los coeficientes de la ecuación característica se determinaron mediante análisis de regresión. En cuanto a este coagulante el punto óptimo estuvo dado por las coordenadas pH = 4,8 y NOM = 85,66 %; (Figura 4.6) según la ecuación:

$$\hat{y} (\text{NOM}) = 7,498 + 32,266.x - 3,330.x^2 \quad R^2=0,416$$

En este caso, un modelo lineal tampoco ajustó significativamente (p mayor a 0,05).

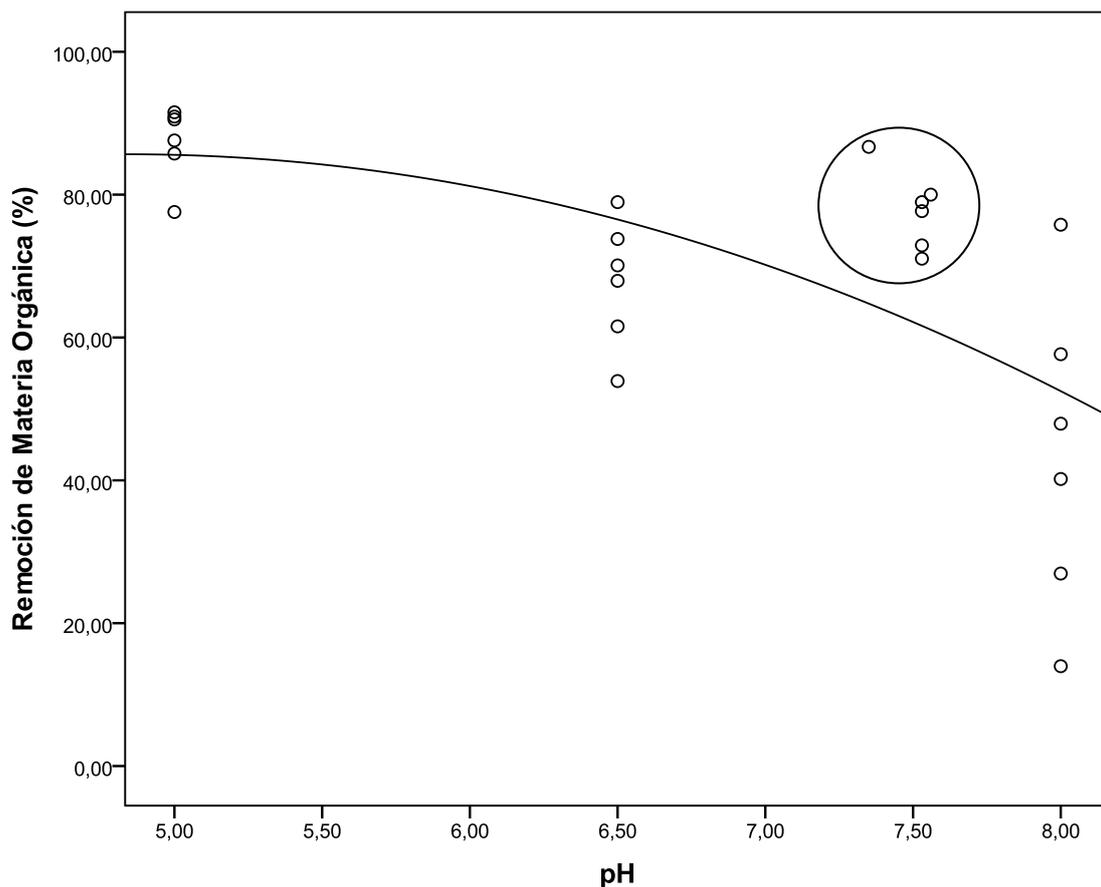


Figura 4.6: Curva de respuesta para la función polinomial de segundo orden con variable dependiente NOM, para cloruro férrico. Los valores remarcados en la Figura correspondieron a las remociones de NOM % durante CC, donde el pH no fue modificado. (° valor observado)

Se realizó, para cloruro férrico, un análisis similar sobre la elección del rango de pH escogido para sulfato de aluminio, llegando a las mismas conclusiones.

Para la remoción de NOM (%) se encontró que existe una diferencia estadísticamente significativa ($p = 0,006$) para los tres niveles de pH analizados (natural; 5,0; y 6,5). Se observó además que a pH 5,0 la remoción de materia orgánica (%) es mayor, en el 80 % de los casos analizados se logró una remoción superior al 85 %, superando el logrado por CC y pH 6,5 (Figura 4.7).

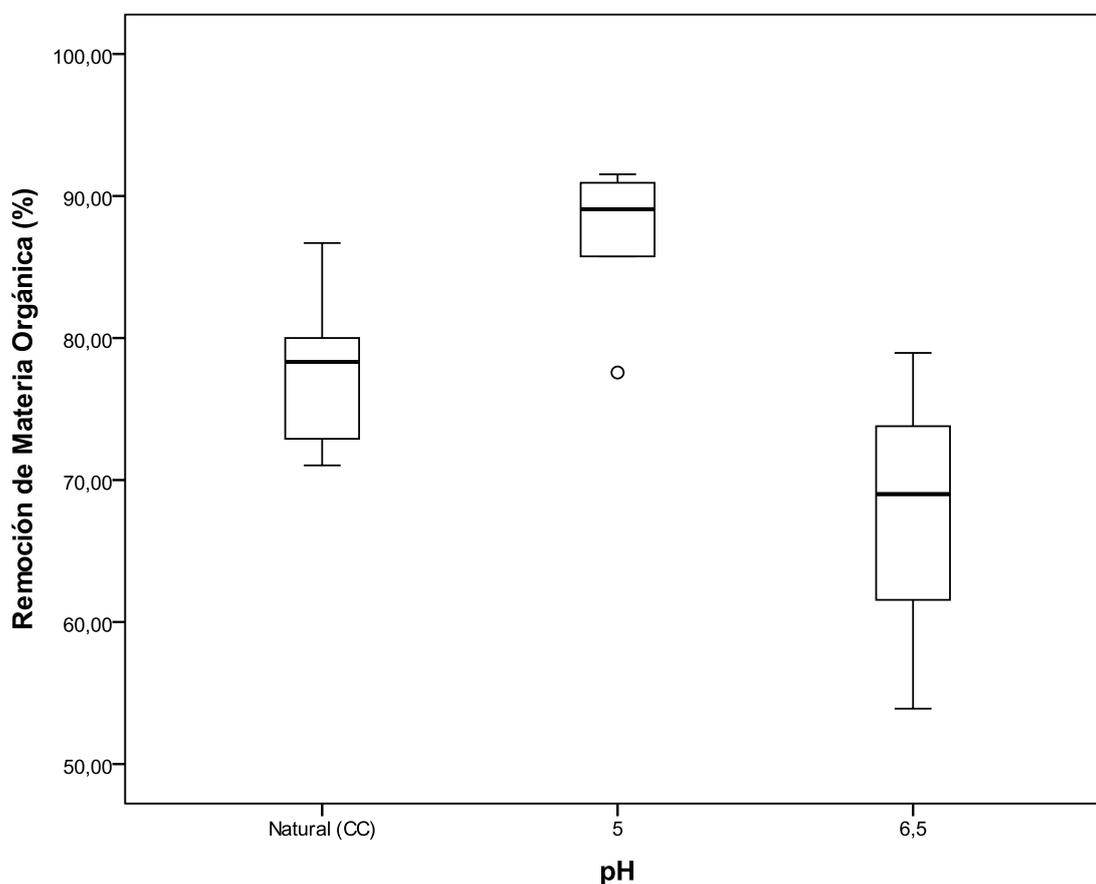


Figura 4.7: Remoción de NOM (%) a los diferentes niveles de pH, para el cloruro férrico. Diagrama de cajas. (° representa un valor alejado)

4.3.3 Polihidroxicloruro de aluminio

Cuando se utilizó el PACl como coagulante, no se encontró un ajuste polinomial significativo para la remoción de NOM (Figura 4.8). Esta condición de independencia del pH se observó también en la turbiedad final lograda con este coagulante.

De igual manera que para los coagulantes anteriores, se decidió trabajar para los estudios comparativos con los pH 5 hasta el natural del agua cruda.

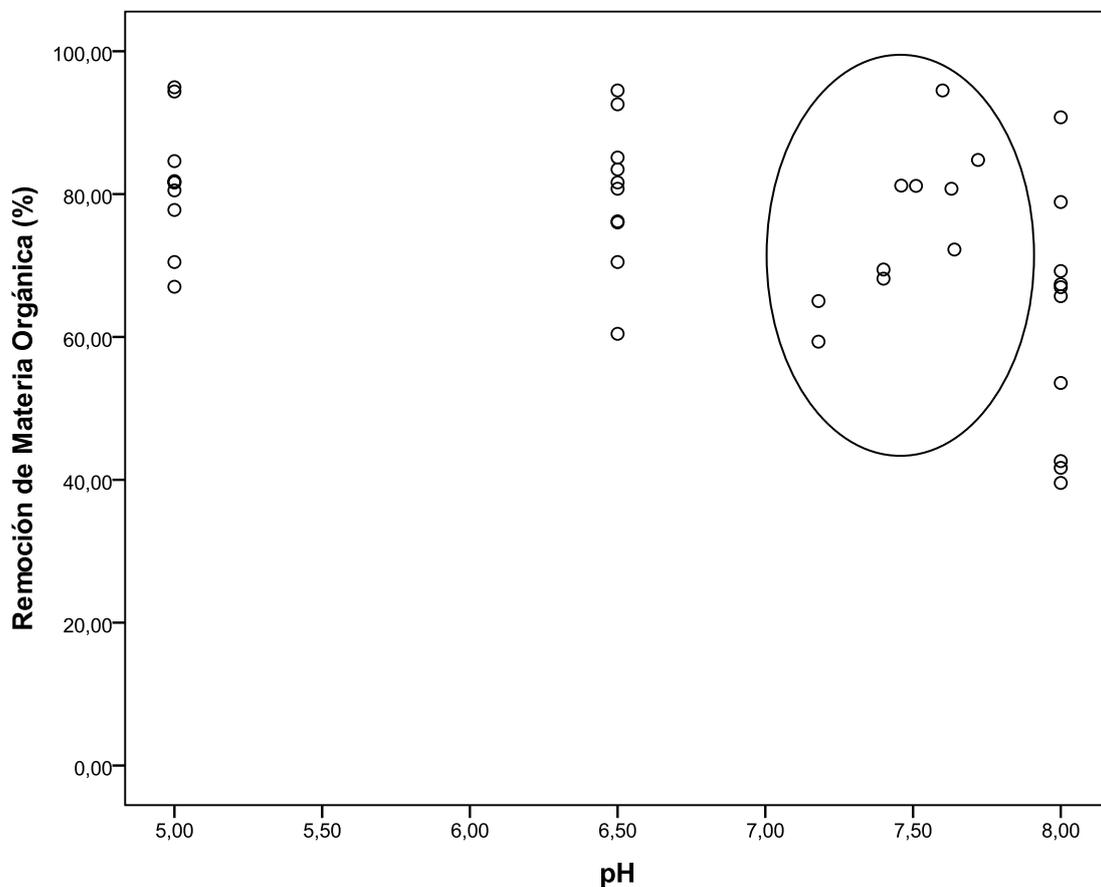


Figura 4.8: Diagrama de puntos para la variable dependiente NOM a los diferentes pH estudiados, cuando se utilizó PACl. Los valores remarcados en la Figura correspondieron a las remociones de NOM % durante CC, donde el pH no fue modificado. (° valor observado)

Durante CC, se obtuvo un valor de mediana de la remoción de 76,49 %, valor inferior a los logrados con pH ácidos (5,0 y 6,5) (Figura 4.9). De todos modos, las mediciones de las remociones de NOM (%) son similares entre sí para los 3 niveles de pH (natural; 5 y 6,5) ($p = 0,379$), todas ellas con valores cercanos al 80 %, lográndose reducciones máximas del 95 %. Se observó que a pH más ácidos la remoción de materia orgánica (%) es mayor.

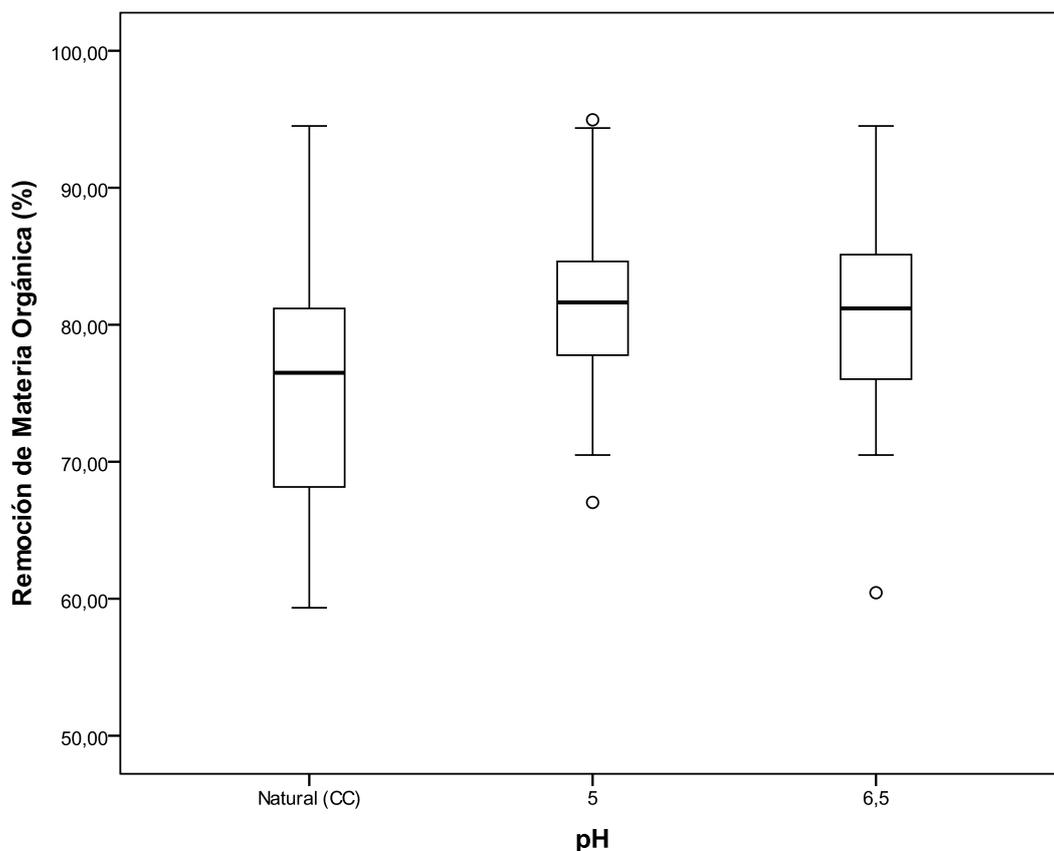


Figura 4.9: Remoción de NOM (%) a los diferentes niveles de pH para PACl. Diagrama de cajas. (° representa un valor alejado)

4.3.4 Comparación entre los coagulantes utilizados para CC y CO

En cuanto a la comparación a diferentes pH, se destaca que a pH 5,0 se obtuvo la menor concentración final de materia orgánica para los distintos coagulantes (Figura 4.10). Al analizar el comportamiento de $Al_2(SO_4)_3$, Cl_3Fe y

PACl al pH antes indicado, se observó que, para la remoción porcentual de NOM, no hay diferencias estadísticas entre los 3 coagulantes ($p = 0,192$, asociado a Kruskal Wallis). Al comparar los de mejor desempeño (sulfato de aluminio y cloruro férrico) se encontró similar resultado ($p = 0,662$, asociado a la U de Mann Whitney).

El desempeño de los diferentes tipos de coagulantes para la eliminación de NOM se puede calcular tomando como referencia al tratamiento convencional. Las remociones de materia orgánica promedio a pH 5 fueron superiores a la coagulación convencional en un 5,9 % para sulfato de aluminio, 13,7 % cuando se utilizó cloruro férrico y 6,7 % para PACl.

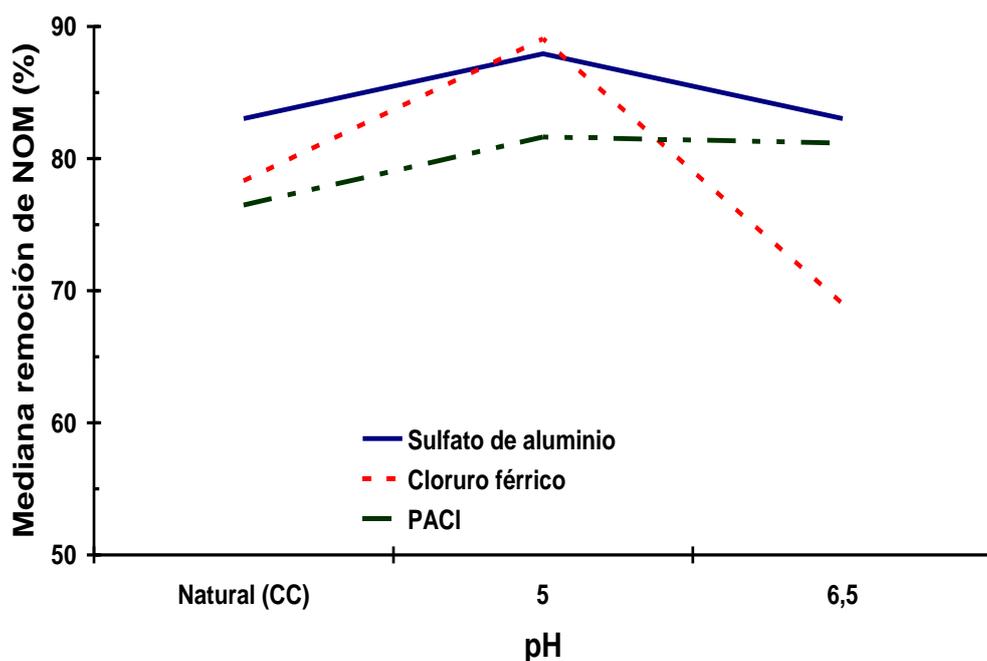


Figura 4.10: Medianas de remoción de NOM %

4.4 REMOCIÓN DE ENTEROPARÁSITOS

Analizando la eliminación de quistes de *Giardia intestinalis* y ooquistes de *Cryptosporidium* spp. con cada uno de los coagulantes en estudio, durante

CC y CO, se observó que no existen diferencias estadísticamente significativas para los distintos niveles de pH (Tabla 4.5 y 4.6).

Tabla 4.5: Remoción de *Cryptosporidium* spp. bajo las condiciones de CC y CO.

Coagulantes (n) [#]	Remoción de ooquistes <i>Cryptosporidium</i> spp. (%)				Valor p*
	Mediana (amplitud intercuartil)				
	CC pH natural ⁺	CO			
		pH 5	pH 6,5	pH 8	
Al ₂ (SO ₄) ₃ (n=5)	94,85 (5,79)	94,75 (5,73)	94,38 (8,32)	98,42 (23,74)	0,668
Cl ₃ Fe (n=6)	99,32 (0,78)	99,50 (1,37)	99,78 (1,01)	99,83 (0,73)	0,689
PACl (n=10)	97,87 (1,86)	99,24 (1,17)	98,29 (1,16)	97,81 (1,72)	0,164

Los n señalados son el número de repeticiones de cada coagulante en los distintos niveles de pH +pH sin modificar del agua superficial, CC: Coagulación Convencional, CO: Coagulación Optimizada

* Valor p exacto de Kruskal Wallis

Tabla 4.6: Remoción de quistes de *Giardia intestinalis* durante CC y CO.

Coagulantes (n) [#]	Remoción de quistes <i>Giardia intestinalis</i> (%)				Valor p*
	Mediana (amplitud intercuartil)				
	CC pH natural ⁺	CO			
		pH 5	pH 6,5	pH 8	
Al ₂ (SO ₄) ₃ (n=5)	97,67 (2,78)	92,94 (6,37)	96,39 (3,96)	97,76 (28,18)	0,502
Cl ₃ Fe (n=6)	98,87 (1,29)	98,06 (2,99)	99,65 (0,82)	99,52 (0,71)	0,493
PACl (n=10)	97,99 (3,27)	98,80 (2,90)	97,99 (4,81)	99,03 (2,31)	0,552

Los n señalados son el número de repeticiones de cada coagulante en los distintos niveles de pH +pH sin modificar del agua superficial, CC: Coagulación Convencional, CO: Coagulación Optimizada

* Valor p exacto de Kruskal Wallis

No se hallaron diferencias estadísticas significativas cuando se compararon las remociones de quistes de *Giardia intestinalis* y ooquistes de *Cryptosporidium* spp. para los tres coagulantes, siendo en todos los casos $p \geq 0,05$ ($p = 0,529$, asociado a la U de Mann Whitney).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

5- DISCUSION Y CONCLUSIONES

Los recursos hídricos, prístinos, tanto superficiales como subterráneos, se están volviendo cada vez más escasos como consecuencia del aumento mundial de la población y de la activa intervención del ser humano en el ambiente. Las reservas disponibles y la capacidad natural de autodepuración han sido afectadas negativamente en su calidad por este proceso. Una vez que se ha determinado que una fuente de agua puede satisfacer la máxima demanda diaria de abastecimiento de la comunidad, la siguiente consideración importante es su calidad y el grado de tratamiento que requiere. Tanto el nivel de contaminantes químicos y de los agentes microbiológicos en el agua cruda como los reglamentos dictados por el gobierno, determinan los requerimientos del tratamiento. La entrada de agentes patógenos en el recurso hídrico elegido para el futuro abastecimiento de agua puede convertirse en una grave preocupación, cuando la protección dada por las barreras de tratamiento es insuficiente (Geldreich, 1997).

La inactivación de agentes patógenos microbianos a través del uso de desinfectantes es esencial para la protección de la salud pública. Estos son, básicamente, sustancias reactivas y generan subproductos (Galal-Gorchev, 1996). El tipo específico y la cantidad de DBPs, cuya toxicidad ha sido comprobada, generados por la cloración, depende de la calidad del agua sin tratar, de la concentración de NOM, de las prácticas de desinfección, de la temperatura y el pH del agua cruda (Zerbatto y col., 2008). Se ha demostrado una relación lineal entre contenido de materia orgánica del agua y la cantidad de DBPs formados luego de la aplicación del desinfectante (White y col, 1997).

Mediante el presente estudio se evaluó, a través de ensayos de laboratorio, las modificaciones de la coagulación convencional (CC) que se pueden implementar a fin de disminuir los niveles de NOM del agua; y si este procedimiento afecta la remoción de los quistes de *Giardia intestinalis* y los ooquistes de *Cryptosporidium* spp.

Se seleccionaron tres diferentes coagulantes (sulfato de aluminio,

polihidroxiclорuro de aluminio y cloruro férrico) y cuatro niveles de pH. La coagulación optimizada (CO) se desarrolló a pHs 5,0; 6,5 y 8,0. Para la coagulación convencional no se modificó el pH del agua cruda. El pH 8 fue de interés debido a que representa a un valor básico para el cual la desinfección es aún eficaz (WHO, 2011). El pH 5 fue seleccionado para estudiarse porque se reportó en la literatura que la remoción óptima de los precursores de los DBPs ocurriría entre pH 5 y 6 (Cheng y col., 1995). Un pH 6,5 fue escogido porque en estas condiciones se podría encontrar un balance razonable entre los pH 5 y 8.

Los valores de NOM antes y después de CC y CO fueron evaluados mediante el parámetro absorbancia UV a 254 nm. Esta medición se relaciona directamente con el contenido hidrofóbico/aromático de NOM, siendo indicativo del carácter húmico de la misma (Volk y col., 2000; Yavich y Masten, 2003; Karanfil y col., 2005; Iriarte-Velasco y col., 2007). Varios autores afirman que esta determinación es un parámetro adecuado para la evaluación de materia orgánica. Esto contribuye, dada la practicidad de su metodología, a su frecuente empleo en investigaciones, en lugar de TOC y DOC (Bell-Ajy y col., 2000; Volk y col., 2000; Matilainen y col., 2002; Iriarte-Velasco y col., 2007; Matsumoto y Cesco, 2008).

El porcentaje de remoción de NOM (UV_{254}), en el presente estudio, aumentó cuando el pH de coagulación disminuyó desde los niveles 8 a 5. Esto se verificó para los tres coagulantes utilizados. Los resultados obtenidos avalaron el uso de CO como un medio de optimización de la remoción de precursores de DBPs.

Al analizar los ensayos a diferentes niveles de pH se pudo determinar el intervalo óptimo para la remoción de NOM (%), a través de modelos estadísticos. Mediante estos, para el agua cruda ensayada, se encontró que utilizando $Al_2(SO_4)_3$ a pH 5,7, se removió el 90,8 % de NOM (UV_{254}). El intervalo de turbiedad fue de 30 a 96 UNT. Qin y col. (2005) hallaron que el mayor porcentaje de reducción de NOM fue a pH 5,2 con este mismo coagulante, para una turbiedad inicial comprendida entre 5 y 17 UNT.

Cuando se analizaron estadísticamente los resultados empleando cloruro férrico, se halló que a pH 4,8 se remueve un 85,7 % de NOM.

Al utilizar PACl, si bien el ensayo analítico denotó una disminución de NOM, no pudo hallarse un modelo matemático adecuado para este estudio.

Para la fuente de agua utilizada en nuestros ensayos, durante CC, los coagulantes empleados removieron la materia orgánica natural con la misma eficiencia.

Durante CO, el sulfato de aluminio a pH 8 removió solo el 58,7 % de NOM, esta remoción aumentó a un valor de 87,9 % cuando se trabajó a pH 5. Similar resultado se obtuvo con el empleo PACl: a pH 8 se eliminó un 66,1 % y 81,6 % a pH 5. La influencia del pH más pronunciada, durante la coagulación optimizada, se observó para el cloruro férrico, con un aumento de la remoción de NOM, en promedio, de 44,1% a 89,1 % cuando disminuía de pH 8 a 5.

Esto coincide con lo expuesto por otros autores (Crozer y col., 1995; States y col., 2002; Iriarte-Velasco y col., 2007) quienes hallaron que la remoción de materia orgánica natural se optimiza a pH ácidos, siguiendo con los lineamientos de la coagulación optimizada.

Crozer y col. (1995), analizando 6 ríos, reportaron que, a fin de disminuir la concentración de NOM, el cloruro férrico era más eficiente que el sulfato de aluminio, cuando a las fuentes de agua cruda se les modificó el pH natural con ácido sulfúrico para lograr valores inferiores a 6.

States y col. (2002), desarrollaron la investigación bajo otras condiciones: a escala piloto, emplearon TOC como parámetro de medición de NOM y analizaron también la influencia de la temperatura. Como conclusión estos autores hallaron que la remoción de TOC era significativamente mejorada mediante la coagulación a pH más bajos. En cuanto a la acción de los coagulantes estos investigadores obtuvieron un desempeño superior con cloruro férrico, seguido por sulfato de aluminio y por último PACl. El FeCl_3 fue más eficiente a temperaturas inferiores a 10°C.

Iriarte-Velasco y col. (2007), utilizando el método de jarras, hallaron que PACI fue más eficiente en la disminución de NOM (UV_{254}) en un intervalo de pH entre 6 y 7, en comparación con sulfato de aluminio, cuyo pH óptimo fue 6.

A modo de síntesis de lo anteriormente citado se sugiere que, en coincidencia a otros autores (Volk y col., 2000; States y col., 2002; Uyak y Toroz, 2007), el desempeño de un coagulante en particular para la remoción de NOM varía con las características de las fuentes de agua.

Para cloruro férrico a pH 5, se halló que la reducción de NOM fue superior en un 13,7 %, respecto a la coagulación convencional. Este valor fue mayor que los hallados para ambos coagulantes de aluminio (5,9 % para sulfato de aluminio de y 6,7 % para PACI).

El control del pH de coagulación es uno de los factores más importantes que gobiernan la remoción de NOM (Crozer y col., 1995; Gregor y col., 1997; Bell-Ajy y col., 2000; Qin y col., 2006; Uyak y Toroz, 2007).

Como ya se mencionó en el Capítulo Introducción, dentro de los DBPs formados durante la cloración se encuentran los HAA, en menor proporción (aproximadamente la mitad en concentración) que los THM. Entre los factores que influyen en su formación el efecto que más ha sido estudiado fue el pH, observándose que al disminuir éste la concentración de ácidos acéticos trihalogenados tiende a aumentar y la de ácidos acéticos dihalogenados permanece constante. Debido a que están en menor concentración y que, según IARC (WHO; 2011), no son clasificables con respecto a su capacidad cancerígena en el ser humano, no se ha tomado en cuenta su posible aumento debido a la optimización de la coagulación (CO) por disminución del pH. Por el contrario, en el caso de los THMs existe evidencia suficiente que permite clasificarlos según su carcinogenicidad.

Los (oo)quistes pueden ser considerados como partículas que se hallan en el agua cruda y por lo tanto se puede esperar que sean removidos por el tratamiento de coagulación, floculación, sedimentación y filtración.

Estos procesos son sumamente importantes en el tratamiento de

potabilización, dado la resistencia de estos microorganismos a la desinfección.

Esencialmente los (oo)quistes se comportan como partículas inertes discretas en el agua. Las concentraciones en las que se hallan en aguas superficiales (0,01–100/L), hacen probable que su comportamiento en el tratamiento sea dominado por otras partículas. Además su tamaño coloidal (3 - 15 μm), gravedad específica (1,05) y baja concentración, indican que el acondicionamiento químico y la floculación pueden resultar un importante mecanismo para su remoción. Las mediciones de la movilidad electroforética, han demostrado que el comportamiento de ambos enteroparásitos es similar a otras partículas en las aguas superficiales: sus potenciales zeta en pH neutro son -25 a -35 mV; la carga es neutralizada por la adición de iones H^+ , aproximándose a la carga superficial cero alrededor del pH 3, y el agregado de iones positivos en exceso invierte la carga (Smith y col., 1995; Shaw y col., 2000; Bustamante y col., 2001; Villafañe Deyack y col., 2010).

En un trabajo anterior, durante la coagulación convencional, utilizando sales metálicas de Fe^{3+} y Al^{3+} , se demostró que los (oo)quistes, coagulan y floculan con el conjunto de partículas naturales (Abramovich y col., 2002). También se halló que el agregado de polielectrolito, al mejorar la calidad del flóculo, optimiza la remoción de enteroparásitos (Abramovich y col., 2004). Kastl y col. (2004) señala que, aún cuando en las plantas de tratamiento se utilizan polielectrolitos que potencian la acción de las sales de aluminio y hierro en la etapa de coagulación, no tienen ninguna acción en la eliminación de materia orgánica por la coagulación optimizada. Por esto las experiencias de este trabajo se realizaron con los coagulantes únicamente.

Dada la importancia de su remoción por razones de salud pública, y las dificultades que se presentan en las plantas de potabilización para lograr ese fin, no debemos dejar de analizar que, si al introducir modificaciones como la coagulación optimizada, se altera su eliminación.

Los resultados experimentales realizados con la prueba de jarras, demostraron que a pH ácidos, consistentes con los lineamientos de CO, no

impactaron negativamente en la remoción de los quistes de *Giardia intestinalis* y ooquistes de *Cryptosporidium* spp.

States y col. (2002), trabajando bajo otras condiciones de ensayos, para la eliminación de ooquistes de *Cryptosporidium*, obtuvieron similares resultados. No se hallaron trabajos que incluyan *Giardia intestinalis* en esta línea de investigación.

Los datos también sugieren que para el agua superficial estudiada, los tres coagulantes fueron similarmente efectivos para asegurar la remoción de estos enteropárasitos.

Sin embargo, se debe destacar que para el agua superficial utilizada en estos ensayos, no sería conveniente el uso de cloruro férrico como coagulante en el proceso de CO, ya que en el 30 % de las experiencias se superó el valor máximo permitido de Fe por la legislación vigente. Esto podría deberse a que la concentración de hierro en el agua cruda (0,69 - 0,83 mg Fe/L) y las dosis óptimas requeridas fueron elevadas. Rizzo y col (2005) reportaron similares resultados en los estudios llevados a cabo por estos investigadores.

Con CC se logra una remoción satisfactoria de NOM (UV_{254}). Aún así, como se detalla en resultados, cuando la turbiedad y el nivel hidrométrico son elevados (Figura 4.4) la concentración de materia orgánica podría alcanzar valores muy altos. Esto puede traer como consecuencia que el parámetro Oxidabilidad con Permanganato de potasio, indicativo de la materia orgánica, sobrepase los límites estipulados por la Ley 11.220 de la provincia de Santa Fe para Agua Potable (Anexo B). A esto se agrega los inconvenientes que la misma puede causar olor, color, estimulación del crecimiento bacteriano en el sistema de distribución, además de la presencia de los subproductos de la desinfección (Owen y col., 1995; Moncayo-Lasso y col., 2008; Brinkman y Hozalski, 2011). En estos casos particulares se debería evaluar la conveniencia de aplicar CO. Hay que tener en cuenta que la implementación de CO, no requiere una modificación sustancial de la infraestructura en la planta de tratamiento.

Las conclusiones de este estudio pueden ser resumidas de la siguiente manera:

- ✚ La remoción de NOM, en la fuente de agua analizada para los tres coagulantes utilizados, fue semejante cuando se utilizó coagulación convencional. Similar conclusión se obtuvo durante CO a pH 5. Aún así se considera que sulfato de aluminio es el más apto para este fin, por cumplir con la normativa y ser económicamente más conveniente. Se debe tener en cuenta que este coagulante se utiliza en la mayoría de las plantas de tratamiento de nuestro país.
- ✚ La aplicación de pruebas estadísticas a los resultados experimentales, revelaron que a pH 5,7 se logró la mayor reducción de materia orgánica natural para sulfato de aluminio (91 %). Para cloruro férrico la máxima eficiencia se obtuvo a pH 4,8 (86 %).
- ✚ Cuando se utiliza PACl, los resultados experimentales muestran que la remoción óptima de NOM (%) se logra a pH 5 y 6,5.
- ✚ Para cloruro férrico a pH 5, se halló que la reducción de NOM fue superior en un 13,7 %, respecto a la coagulación convencional. Este valor fue mayor que los hallados para ambos coagulantes de aluminio.
- ✚ La coagulación por modificación de pH no altera la eliminación de quistes de *Giardia intestinalis* y ooquistes de *Cryptosporidium* spp.

RESUMEN

6. RESUMEN

Coagulación optimizada en el tratamiento de potabilización de agua: su efecto sobre la remoción de enteroparásitos.

En la década de 1970 se informó que el cloro que se empleaba para desinfectar el agua de bebida, al reaccionar con la materia orgánica natural (NOM) tales como ácidos húmicos y fúlvicos, generaba nuevos compuestos orgánicos, como subproductos, considerados cancerígenos según estudios toxicológicos y epidemiológicos.

El tipo específico y la cantidad de subproductos de la desinfección (DBPs) generados por la cloración dependen de la calidad del agua sin tratar, de las prácticas de cloración, de la temperatura del agua y del pH.

Para lograr una disminución de los DBPs se plantea el proceso de coagulación optimizada (CO), mediante la cual se intenta mejorar la remoción de NOM. Entre las distintas técnicas propuestas para tal fin la mayoría de los autores coinciden en la elección del método por ajuste de pH de coagulación.

Dentro de los microorganismos que pueden ser transmitidos por el agua, los quistes y ooquistes de enteroparásitos cobran gran importancia por los numerosos episodios epidémicos atribuidos a estos organismos en países de avanzada tecnología en la potabilización del agua.

La eliminación de quistes y ooquistes de enteroparásitos por el proceso de potabilización es relevante y presenta un desafío para las plantas de tratamiento, ya que si sobrepasan las barreras de coagulación y filtración, la desinfección es poco efectiva para eliminarlos debido a su característica resistencia a la misma.

Los objetivos fueron:

- ✚ Evaluar en ensayos de laboratorio, los efectos de modificaciones de pH de coagulación del proceso de potabilización en la remoción de materia

orgánica natural, utilizando los coagulantes más comúnmente empleados en esta etapa.

- ✚ Analizar si estas modificaciones tienen algún impacto en la eliminación de quistes de *Giardia intestinalis* y ooquistes de *Cryptosporidium* spp.

El agua cruda que se utilizó en los ensayos proviene de la Planta potabilizadora de la ciudad de Santa Fe (Argentina).

Se realizaron concentraciones de materia fecal de humanos infectados, logrando suspensiones de alrededor de 10^5 /mL ooquistes de *Cryptosporidium* y quistes de *Giardia*.

Para simular los procesos de coagulación, floculación y sedimentación, se empleó la prueba de jarras (jar test), un modo práctico para hallar las dosis requeridas de coagulantes y otros condicionantes que los afectan, a fin de trasladar los resultados a planta. Para analizar la remoción de NOM y los enteroparásitos (*Cryptosporidium* spp. y *Giardia intestinalis*) fueron seleccionados 3 diferentes coagulantes (sulfato de aluminio, cloruro férrico y polihidroxiclорuro de aluminio) y cuatro niveles de pH. Para CO se ensayaron pH 5,0; 6,5; 8,0 y para la coagulación convencional (CC) no se realizó ninguna modificación del pH. Se realizaron un total de 84 ensayos. Para la identificación y recuento de (oo)quistes de enteroparásitos se empleó el método de inmunofluorescencia con anticuerpos monoclonales. La medición de NOM se realizó por absorción de UV 254 nm.

En la metodología estadística se emplearon técnicas no paramétricas para la comparación de las variables analizadas.

Para la remoción de NOM de los coagulantes a base de aluminio se encontró que no hay diferencia estadísticamente significativa cuando se aplica CC y CO (pH 5 y 6,5). Para el sulfato de aluminio, se observaron reducciones, comprendidas entre 83 y 88 %, en todos los casos superiores a las logradas con PACI.

Cuando se utilizó Cloruro férrico, en la remoción de NOM se halló diferencia estadísticamente significativa a los niveles de pH estudiados. Durante CC se obtuvo una remoción del 78 % y a pH 5,0 la reducción fue del 89 %.

La remoción de NOM, para la fuente de agua analizada, fue similar durante CC y pH 5, esto se verificó con los tres coagulantes utilizados.

Analizando la eliminación de quistes de *Giardia intestinalis* y *Cryptosporidium* spp. con cada uno de los coagulantes en estudio, se observó que no existen diferencias estadísticamente entre CC y CO.

La modificación de pH, no altera la eliminación de quistes de *Giardia intestinalis* y ooquistes de *Cryptosporidium* spp.

SUMMARY

7. SUMMARY

Enhanced coagulation during drinking water treatment: its effect on the removal of enteroparasites.

In the 1970s, it was reported that the chlorine used to disinfect drinking water and when it reacted with natural organic matter (NOM) such as humic and fulvic acids, it generated new organic compounds, like by-products, considered to be carcinogenic based on toxicity and epidemiological studies.

The specific type and amount of the disinfection by-products (DBPs) depends on the raw water quality, the practices of chlorination, water temperature and pH.

To reduce DBP precursors, it is proposed enhanced coagulation (EC) process which is enhanced by removal of NOM. Enhanced coagulation involves higher coagulant dosages, pH control or the combination of both actions.

Among the microorganisms that can be transmitted by water, cysts and oocysts of enteroparasites become important for many epidemic outbreaks attributed to these organisms in countries with advanced technology in drinking water treatment.

The removal of cysts and oocysts of intestinal parasites by the water treatment process is relevant and presents a challenge to the treatment plants, because if the barriers of coagulation and filtration are exceeded then the disinfection is not very effective at removing them because of their characteristic resistance to it.

The objectives were:

- ✚ To evaluate laboratory tests, the effects of changes in pH coagulation treatment process in removing natural matter, using the most commonly used coagulant at this stage.

✚ To examine if these changes have an impact on the elimination of *Giardia intestinalis* cysts and *Cryptosporidium* spp oocysts.

The raw water used in the tests comes from the water treatment plants in the city of Santa Fe (Argentina).

Concentrations of infected human feces were carried out, making suspensions of about 10^5 /mL *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts.

To simulate the process of coagulation, flocculation and sedimentation it was used the jar test, a convenient way to find the required doses of coagulants and other conditions that affect them, in order to transfer the results to the plant. To analyze NOM removal and enteroparasites (*Cryptosporidium* spp and *Giardia intestinalis*) 3 different coagulants were selected (aluminum, sulfate, ferric chloride and polyaluminum chloride) and four levels of pH. As regard EC pH 5,0; 6,5; 8,0 were tested and for conventional coagulation (CC) no modification of the pH was made. A total of 84 tests were carried out. For the identification and enumeration of (oo)cysts of enteroparasites, the immunofluorescence method with monoclonal antibodies was employed. NOM measurement was performed by UV absorption at 254 nm.

In the statistical methodology, nonparametric techniques were used to compare the parameters.

It was found that for NOM removal of the aluminum-based coagulant there was no significant difference when CC and EC (pH 5 to 6.5) are applied. For aluminum sulfate, there were reductions between 83 and 88 %, in all cases superior to those achieved with PACl.

When ferric chloride was used in the removal of NOM, it was found a statistically significant difference in the pH levels studied. During CC a removal of 78 % was obtained and the reduction at pH 5.0 was of 89 %.

NOM removal, to the water source tested, was similar for DC and pH 5, it was verified with the three coagulants used.

Analyzing the removal of *Giardia intestinalis* cysts and *Cryptosporidium* spp oocysts with each coagulant studied, we observed no statistical differences between CC and EC.

The pH modification does not alter the removal of cysts of *Giardia intestinalis* and *Cryptosporidium* spp oocysts.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbaszadegan, M.; Mayer, B. K.; Ryu, H. y Nwachuku, N. (2007). Efficacy of removal CCL viruses under Enhanced Coagulation Conditions. *Environ. Sci. Technol.* 41:971-977.
- Abramovich, B.; Lurá, M.C.; Haye, M.A.; Nepote, A. y Argañarás, M.F. (1996). Detección de *Cryptosporidium* en agua de consumo de origen subterráneo. *Rev. Arg. Microbiol.* 28: 73- 79.
- Abramovich, B.; Carrera, E.; Lurá, M.C.; Haye, M.A.; Zamar, L.; Gilli, M.I. y Bot, B. (1997). Transmisión hídrica de giardiasis en áreas endémicas de parasitosis intestinales. *Rev. FABICIB.* 1: 9-15.
- Abramovich, B. (1998). Parásitos en agua potable: Un desafío de nuestro tiempo. *Ing. Sanit. y Amb.* 40: 18-20.
- Abramovich, B.; Lurá, M.C.; Gilli, M.I. y Haye, M.A. (1999). *Cryptosporidium* y agua. *Rev. Arg. Microbiol.* 31: 97-105.
- Abramovich, B. (2000). El agua como transmisora de parasitosis emergentes. *Tiempo bioquímico - Rev. Colegio de Bioquímicos de la prov. de Santa Fe - 2° C.* 8: 17-18.
- Abramovich, B.; Gilli, M.I.; Haye, M.A.; Carrera, E.; Lurá, M.C.; Nepote, A.; Gómez, P.A.; Vaira, S. y Contini, L. (2001). *Cryptosporidium* y *Giardia* en aguas superficiales. *Rev. Arg. Microbiol.* 33: 167-176.
- Abramovich, B.; Carrera, E.; Lurá, M.C.; Gilli, M.I.; Haye, M.A. Vaira, S.; Zerbato, M.G. y Rey, V. (2002). Remoción de enteroparásitos en agua por coagulación, floculación y sedimentación. *Ing. San. y Amb.* 62: 55-62.
- Abramovich, B.; Lurá, M.C.; Carrera, E.; Gilli, M.I.; Haye, M.A. y Vaira, S. (2004). Acción de distintos coagulantes para la eliminación de *Cryptosporidium* spp. en el proceso de potabilización del agua. *Rev. Arg. Microbiol.* 36: 92-96.

- Aguas Provinciales de Santa Fe (1996). Comunicación periódica. Gerencia de relaciones Públicas y Prensa.
- Anvaria, O; Bozovich, A.; Fioravanti, O.; García, E. y Miyagi, S (2004). Normas de calidad de agua en la concesión de Aguas Argentinas. Parámetro Trihalometanos Totales. Síntesis de referencia y tendencias normativas nacionales e internacionales. Dirección de Agua y Saneamiento. pp 14.
- APHA – AWWA - WEF (2005). Standard Methods for the examination of water and wastewater. 21st Ed. Washington DC, USA. pp 1368.
- Asociación Argentina de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (1988). Ingeniería Sanitaria y Ambiental en la Argentina. La Rocca Cappetto Ed. Buenos Aires. Argentina. pp. 30.
- Atias, A. (1999). Parasitología Médica. Características generales de las enteroparasitosis. (Atias, A). Ed. Mediterráneo. Santiago, Chile. p. 111-118.
- Barer, M.R. y Wright, A.E. (1990). A review: *Cryptosporidium* and Water. Lett. Appl. Microbiol. 11: 271-286.
- Barrenechea Martel, A. (2004a). Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría - Tomo I. Coagulación (Lidia Cánepa de Vargas) Ed. CEPIS/OPS, Lima, Perú. p: 152- 223.
- Barrenechea Martel, A. (2004b). Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría - Tomo I. Aspectos fisicoquímicos de la calidad del agua (Lidia Cánepa de Vargas) Ed. CEPIS/OPS, Lima, Perú. p: 2 - 55.
- Barrenechea Martel, A. y Cánepa de Vargas, L. (2004) Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría - Tomo II. Desinfección. (Lidia Cánepa de Vargas) Ed. CEPIS/OPS, Lima, Perú. p: 154 – 214.

- Bell- Agy, K.; Abbaszadegan, M.; Ibraim, E.; Verges, D. y LeChevallier, M. (2000). Conventional and optimized coagulation for NOM removal. *J. Am. Water Works Assoc.* 92: 44-58.
- Betancourt, W.Q. y Rose, J.B. (2004). Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Vet. Parasitol.* 126: 219-234.
- Betancourt, W.Q. y Querales, L.J. (2008). Parasitosis protozoarios entéricos en ambientes acuáticos: Métodos de concentración y detección. *Interciencia.* 33: 418-423.
- Birkhead, G. y Vogt, R. (1989). Epidemiologic Surveillance for Endemic *Giardia lamblia* Infection in Vermont. The roles of waterborne and person-to-person transmission. *Am. J. Epidemiol.* 129: 762-768.
- Briley, D. S. y Knappe, D. R. U. (2002). Optimizing ferric sulfate coagulation of algae with streaming current measurements. *J. Am. Water Works Assoc.* 94: 80-90.
- Brinkman, B. M. y Hozalski, R. (2011). Temporal variation of NOM and its effects on membrane treatment. *J. Am. Water Works Assoc.* 103: 98-106.
- Bustamante, H.A.; Shanker, S.R.; Pashley, R.M. y Karaman, M.E. (2001). Interaction between *Cryptosporidium* oocysts and water treatment coagulants. *Water Res.* 13: 3179:3189.
- Cánepa de Vargas, L. (2004a) Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría - Tomo II. Floculación. (Lidia Cánepa de Vargas) Ed. CEPIS/OPS, Lima, Perú. p: 64 - 151.
- Cánepa de Vargas, L. (2004b) Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría - Tomo II. Criterios para la selección de los procesos y de los parámetros óptimos de las unidades. (Lidia Cánepa de Vargas) Ed. CEPIS/OPS, Lima, Perú. p: 216 - 283.

- CE, (1998). Directiva 98/83/CE del consejo relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. pp 43-44.
- Chaiket, T.; Singer, P.C.; Miles, A. y Moran, M. (2002). Effectiveness of coagulation, ozonation, and biofiltration in controlling DBPs. J. Am. Water Works Assoc. 94: 81- 95.
- Chauret, C.C.; Annstrong, N.; Fisher, J.; Shama, R.; Springthorpe, S. y Sattar, S. (1995). Correlating *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts with Microbial Indicators. J. Am. Water Works Assoc. 87: 76-84.
- Cheng, R.C.; Krasner, S.W.; Green, J.F. y Wattier, K.L. (1995). Enhanced coagulation: a preliminary evaluation. J. Am. Water Works Assoc. 87: 91-103.
- Clancy, J.L.; Bukhari, Z.; Hargy, T.M.; Bolton, J.R.; Dusset, B. y Marshall, M.M. (2000). Using UV to Inactivate *Cryptosporidium*. J. Am. Water Works Assoc. 92: 97-104.
- Código Alimentario Argentino (2012) Capítulo XII - Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificadas. Artículos: 982 al 1079.
- Conover, W.J. (1999). Practical nonparametric statistic. 3ra ed. Wiley Ed. pp 592.
- Craun, G.F. (1994). Simposio regional sobre calidad del agua. O.P.S., Buenos Aires. Argentina. p. 128.
- Craun, G.F. (1996). La calidad del Agua Potable en América latina. Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. Enfermedades transmitidas por el agua en los Estados Unidos de América. (Craun, G.F. y Castro, R.). IL.SI Press, Washington, DC. USA. p. 63-88.

- Crozes, G.; White, P. y Marshall, M. (1995). Enhanced coagulation: its effects on NOM removal and chemical costs. *J. Am. Water Works Assoc.* 87: 78-89.
- Cueto Rúa, E.A. y Feldman, R.E. (2006). Microbiología Biomédica. *Giardia intestinalis*. (Basualdo, J.A.; Coto, C.E. y de Torres, R.A.) Ed. Atlante Argentina SRL. Buenos Aires, Argentina. p. 1137-1143.
- Daly, E.R.; Roy, S.J.; Blaney, D.D.; Manning, J.S.; Hill, V.R.; Xiao, L. y Stull, J.W. (2010). Outbreak of giardiasis associated with a community drinking-water source. *Epidemiol. Infect.* 138: 491 – 500.
- De Luca, M.M. (2006). Microbiología biomédica. *Vibrio*. (Basualdo, J.A.; Coto, C.E. y de Torres, R.A.) Ed. Atlante Argentina SRL. Buenos Aires, Argentina. p. 406-415.
- Del Coco, V.F.; Córdoba, M.A. y Basualdo, J.A. (2009). Criptosporidiosis: una zoonosis emergente. *Rev. Arg. Microbiol.* 41: 185-196.
- Drikas, M.; Chow, Ch.; House, J. y Burch, M. (2001). Using Coagulation, Flocculation and Settling to Remove Toxic Cyanobacteria. *J. Am. Water Works Assoc.* 93: 100- 111.
- Dugan, N.R.; Fox, K.R.; Owens, J.H. y Miltner, R.J. (2001). Controlling *Cryptosporidium* oocysts Using Conventional Treatment. *J. Am. Water Works Assoc.* 93: 64-76.
- Durán, J. (1997) Coagulación-Floculación. Curso de Especialización sobre: Tratamiento Fisicoquímico de Líquidos Industriales. AIDIS. Buenos Aires. Argentina. pp 26.
- Exall, K. N. y vanLoon, G. W. (2000). Using Coagulants to Remove Organic Matter. *J. Am. Water Works Assoc.* 92: 93-102.

- Exall, K. N. y vanLoon, G. W. (2003). Effects of raw water conditions on solution – state aluminium speciation during coagulant dilution. *Water Res.* 37: 3341-3350.
- Fayer, R. (2004). *Cryptosporidium*: a water-borne zoonotic parasite. *Vet. Parasitol.* 126: 37-56.
- Freese, S.D.; Nozaic, D.J.; Rajogopaul, R.; Trollip, D.L. y Smith, R.A. (2001). Enhanced coagulation: a viable option to advance treatment technologies in the South African context. *Water Sci. Technol.* 1: 33-41.
- Gabelich, C.j.; Yun, T.I.; Coffey, B.M. y Suffet, I.H. (2002). Effects of aluminum sulfate and ferric chloride coagulant residuals on polyamide membrane performance. *Desalination.* 150: 15-30.
- Gabelich, C.J.; Ishida, K.P.; Geringer, F.W.; Evangelista, R., Kalyan, M. y Suffet, I.H. (2006). Control of residual aluminum from conventional treatment to improve reverse osmosis performance. *Desalination.* 190: 147-160.
- Galal-Gorchev, H. (1996). La calidad del Agua Potable en América latina. Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. *Desinfección del agua potable y subproductos de interés para la salud.* (Craun, G.F. y Castro, R.). IL.SI Press, Washington, DC. USA. p. 89 - 114.
- García, L.S. (2007). *Diagnostic Medical Parasitology.* American Society for Microbiology Press. Washington D.C., USA. p 421- 422.
- Geldreich, E.E. (1997). La amenaza mundial de los agentes patógenos transmitidos por el agua. *Ing. Sanit. y Amb.* 30: 44-57.
- Gofti-Laroche, L.; Demanse, D.; Joret, J.C. y Zmirou, D. (2003). Health risks and parasitological quality of water. *J. Am. Water Works Assoc.* 95: 162- 172.
- Gray, NF (1996) *Calidad del agua potable.* Editorial Acribia. Zaragoza, España. p. 99-260.

- Gregor, J.E.; Nokes, C.J. y Fenton, E. (1997). Optimizing natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminum coagulation. *Water Res.* 31: 2949-2958.
- Guardis, M.V. (2006). Microbiología Biomédica. *Cryptosporidium*. (Basualdo, J.A.; Coto, C.E. y de Torres, R.A.) Ed. Atlante Argentina SRL. Buenos Aires, Argentina. p. 1188-1193.
- Haas, C.N.; Rose, J.B. (1995). Developing an Action Levels for *Cryptosporidium*. *J. Am. Water Works Assoc.* 87: 81-84.
- Hernández Muñoz, A. (1998). Depuración de aguas residuales. Ed. Paraninfo. Madrid. España, p.356-360.
- Hu, C.; Liu, H.; Qu, J.; Wang, D. y Ru, J. (2006). Coagulation behaviour of Aluminium salts in eutrophic water: significance of Al₁₃ species and pH control. *Environ. Sci. Technol.* 40: 325-331.
- Huck, P.M.; Coffey, B.M.; Emelko, M.B.; Anderson, W.B. y Melia, Ch.R. (2002). Effects of filter operation on *Cryptosporidium* removal. *J. Am. Water Works Assoc.* 94: 97-111.
- Huerta, T.; Abramovich, B. y Carrera, E. (1999). Fuentes de contaminación bacteriana en la laguna Setúbal (Santa Fe). Factores influyentes. *Rev. FABICIB* 3: 53-63.
- Iriarte-Velasco, U.; Álvarez-Uriarte, J.I. y González-Velasco, J.R. (2007). Enhanced coagulation under changing alkalinity-hardness conditions and its implications on trihalomethane precursors removal and relationship with UV absorbance. *Separation and Purification Technol.* 55: 368 - 380.
- Isaac-Renton, J.L.; Cordeiro, C.; Sarafis, K. y Shahariari, H. (1993). Characterization of *Giardia duodenalis* Isolates from a Waterborne Outbreak. *J. Infect. Dis.* 167: 431 - 440.

- Karanfil, T.; Erdogan, I. y Schlautman, M. (2005). The impact of filtrate turbidity on UV₂₅₄ and SUVA₂₅₄ determinations. J. Am. Water Works Assoc. 97: 125 – 136.
- Karanis, P.; Kourenti, C. y Smith, H. (2007). Waterborne transmission of protozoan parasites: a worldwide review of outbreaks and lessons learnt. J. Water Health. 5: 1-38.
- Kastl, G.; Sathasivan, A.; Fisher, I y van Leeuwen, J. (2004). Modeling DOC removal by enhanced coagulation. J. Am. Water Works Assoc. 96: 79 – 89.
- Kawamura, S. (1996a). Optimización de los procesos básicos del tratamiento de agua. Coagulación y Floculación: Diseño y operación. Ing. Sanit. y Amb. 27: 44-57.
- Kawamura, S. (1996b). Optimización de los procesos básicos del tratamiento de agua. Sedimentación y filtración: Diseño y operación. Ing. Sanit. y Amb. 29: 29-37.
- Krasner, S. W. y Amy, G. (1995). Jar-test evaluation of enhanced coagulation. J. Am. Water Works Assoc. 87: 93-107.
- Kvech, S. y Edwards, M. (2002). Solubility controls on aluminum in drinking water at relatively low and high pH. Water Res. 36: 4356-4368.
- LeChevallier, M.W. y Norton, W.D. (1992). Examining Relationships between Particle Counts and *Giardia*, *Cryptosporidium*, and Turbidity. J. Am. Water Works Assoc. 84: 54-60.
- Ley 11220 (2003). Marco regulatorio de servicios de agua potable y desagüe cloacales y sus modificaciones. Provincia de Santa Fe.
- Lippy, E.C. (1978). Tracing a Giardiasis Outbreak at Berlin, New Hampshire. J. Am. Water Works Assoc. 70: 512-520.

- Lovins, W. A.; Duranceau, S. J.; González, R. M. y Taylor, J. S. (2003). Optimized coagulation assessment for a highly organic surface water supply. *J. Am. Water Works Assoc.* 95: 94-108.
- Maldonado Yactayo, V. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría - Tomo II. Sedimentación. (Lidia Cánepa de Vargas) Ed. CEPIS/OPS, Lima, Perú. p: 1 - 61.
- Marshall, M.; Naumovitz, D.; Ortega, Y. y Sterling, C.R. (1997). Waterborne Protozoan Pathogens. *Clin. Microbiol. Rev.* 10: 67-85.
- Matilainen, A.; Lindqvist, N.; Korhonen, S. y Tuhkanen, T. (2002). Removal of NOM in the different stages of the water treatment process. *Environ. Int.* 28: 457 – 465.
- Matsumoto, T. y Días Cesco, D. (2008). Efecto de la pre-oxidación del agua cruda en el proceso de potabilización. *Ing. Sanit. y Amb.* 97: 75 – 78.
- Metcalf. L. y Eddy, H.P. (1995). Capítulo 7: Procesos químicos unitarios. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento y depuración de las aguas residuales (García Brage, A.) Ed. McGraw-Hill/Interamericana de España SA. Madrid, España. p. 343 - 407.
- Modini, L.B.; Otero, J.L.; Carrera, E.; Zerbato, M.G.; Eliggi, M.S. y Abramovich, B. (2010). *Cryptosporidium* spp. en ganado bovino: su potencial como contaminante de los recursos hídricos. *Rev. FAVE.* 9: 47 – 52.
- Modini, L.B.; Carrera, E.; Otero, J.L.; Zerbato, M.G.; Eliggi, M.S., Vaira, S. y Abramovich, B.L. (2011). Infección por *Cryptosporidium* spp. en ganado vacuno de la cuenca lechera de la provincia de Santa Fe (Argentina) *Rev. FABICIB.* 15: 97 – 107.
- Moncayo-Lasso, A.; Pulgarin, C. y Benítez, N. (2008). Degradation of DBPs' precursors in river water before and after slow sand filtration by photo-Fenton process at pH 5 in a solar CPC reactor. *Water Res.* 42: 4125-4132.

- Myers, R.H. (2000). Classical and Modern Regression with Application. PWS Kent Publishing Company. Boston, USA. p. 3-273.
- Nieminsky, E. y Ongerth, J.E. (1995). Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by Conventional Treatment and Direct Filtration. J. Am. Water Works Assoc. 87: 96-106.
- Noemi, I. y Atías, A. (1999). Parasitología Médica. Giardiasis. (Atías, A.) Publicaciones Técnicas Mediterráneo. Santiago, Chile. p. 134-141.
- Ongerth, J.E. y Hutton, P.E. (2001). Testing of Diatomaceous Earth Filtration for Removal of *Cryptosporidium* oocysts. J. Am. Water Works Assoc. 93: 54-63.
- Owen, D. M.; Amy, G. L.; Chowdhury, Z. K.; Paode, R.; McCoy, G. y Viscosil, K. (1995). NOM characterization and treatability. J. Am. Water Works Assoc. 87: 46-63.
- Peña, D. (2002). Regresión y diseño de experimentos. Editorial Alianza. Madrid, España. pp 730.
- Pereira, S.J.; Ramirez, N.E.; Xiao, L. y Ward, L.A. (2002). Pathogenesis of human and bovine *Cryptosporidium parvum* in gnotobiotic pigs. J. Infect Dis. 186: 715-718.
- Phipps & Bird (2001). The Jar test. Documento electrónico. Accesible por Internet: www.phippsbird.com/jartest.html Fecha de acceso: 20 de septiembre de 2012.
- Qin, J. J.; Htun Oo, M.; Kelre, K. A.; Knops, F. y Miller, P. (2006). Impact of coagulation pH on enhanced removal of natural organic matter in treatment of reservoir water. Sep. Purif. Technol. 49: 295-298.
- Reckhow, D. A.; Linden, K. G.; Kim, J.; Shemer, H. y Makdissy, G. (2010). Effect of UV treatment on DBP formation. J. Am. Water Works Assoc. 102: 100-113.

- Reyes, V. (1999). Amibiasis. En Parasitología Médica. (Atias, A.). Publicaciones Técnicas Mediterráneo. Santiago, Chile. p. 119-128.
- Ríos, D. (1998). Determinación de una relación empírica entre la dosis de sulfato de aluminio, con el color y la turbiedad del agua cruda. Ing. Sanit. y Amb. 39: 25-28.
- Rizzo, L.; Belgiorno, V.; Gallo, M. y Meriç, S. (2005). Removal of THM precursors from a high-alkaline surface water by enhanced coagulation and behaviour of THMFP toxicity on *D. magna*. Desalination. 176: 177-188.
- Robertson, J.L.; Campbell, A.T. y Smith, H.V. (1992). Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts under Various Environmental Pressures. Appl. Environ. Microbiol. 8: 3494-3500.
- Rochelle, P.A.; Johnson, A.M.; De Leon, R. y Di Giovanni, G.D. (2012). Assessing the risk of infectious *Cryptosporidium* in drinking water. J. Am. Water Works Assoc. 104: 79 - 80.
<http://dx.doi.org/10.5942/jawwa.2012.104.0063>.
- Rodríguez Vidal, F. J. (2003) Capítulo 2: Caracterización de la materia orgánica natural. Proceso de potabilización del agua e influencia del tratamiento de ozonización. Ed. Díaz de Santos. Madrid, España. p. 65 - 80.
- Rose, J.B.; Gerba, C.P. y Jakubowky, W. (1991). Survey of Potable Water Supplies for *Cryptosporidium* and *Giardia*. Environ. Sci. Technol. 25: 1393 - 1402.
- Saredi, N.G. (1997). Parásitos. Comisión Científica de la Confederación Farmacéutica Argentina. Curso a distancia.
- Sarmiento, A.; Rojas, M.; Medina, E.; Olivet, C. y Casanova, J. (2003). Investigación de thialometanos en agua potable del Estado Carabobo, Venezuela. Gac. Sanit. 17: 137 - 143.

- Selcuk, H.; Rizzo, L.; Nikolaou, A., N.; Meric, S.; Belgiorno, V. y Bekbolet, M. (2007). DBPs formation and toxicity monitoring in different origin water treated by ozone and alum/PAC coagulation. *Desalination* 210: 31-43.
- Shaw, K.; Walker, S. y Koopman B. (2000). Improving Filtration of *Cryptosporidium*. *J. Am. Water Works Assoc.* 92: 103-111.
- Skerrett, HE; Holland, CV (2000). The Occurrence of *Cryptosporidium* in Environmental Waters in the Greater Dublin Area. *Water Res.* 34: 3755-3760.
- Smith, H.V.; Robertson, L.J. y Ongerth, J.E. (1995). Cryptosporidiosis and Giardiasis: the Impact of Waterborne Transmission. *AQUA.* 44: 258-274.
- Smith, H.V.; Caccio, S.M.; Tait, A.; McLauchlin, J. y Thompson, A. (2006). Tools for investigating the environmental transmission of *Cryptosporidium* and *Giardia* infections in humans. *Trends Parasitol.* 22: 160-167.
- Solarte, Y.; Peña, M. y Madera, C. (2006). Transmisión de protozoarios patógenos a través del agua para consumo humano. *Colomb. Med.* 37: 74-82.
- Solsona, F. (2012). Calidad de agua. Preguntas formuladas con frecuencia. Accesible por Internet: www.bvsde.paho.org/bvsacg/e/faq.htm. Fecha de acceso: 11 de septiembre de 2012.
- Spellman, F. R. y Drinan, J. (2004). Manual del agua potable. Acribia SA, Zaragoza, España. pp 255.
- States, S.; Tomko, R.; Scheuring, M. y Casson, L. (2002). Enhanced coagulation and removal of *Cryptosporidium*. *J. Am. Water Works Assoc.* 94: 67-77.
- Traverso, H.P. (1996). La calidad del Agua Potable en América latina. Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química. *Agua y salud en América*

- Latina y el Caribe: Enfermedades infecciosas transmitidas por el agua (Craun, G.F. y Castro, R.). IL.SI Press, Washington, DC. USA. p. 51-62
- USEPA (1999a). Microbial and disinfection by product rules simultaneous compliance guidance manual. Office of Water. EPA 815-R-99-015 Washington, USA
- USEPA (1999b). Enhanced coagulation and enhanced precipitative softening guidance manual. Office of Water. EPA 815-R-99-012. Washington, USA.
- Uyak, V. y Toroz, I. (2007). Disinfection by-product precursors reduction by various coagulation techniques in Istanbul water supplies. J. Hazard. Mater. 141: 320-328.
- Villafañe Deyack, E.C.; Toledo López, L.M.; Gómez Agosto, M. y Emmanuel, E. (2010). Propiedades físicas de ooquistes de *Cryptosporidium* y su adsorción a superficies sólidas. Ing. Sanit. y Amb. 112: 25 – 29.
- Volk, C.; Bell, K.; Ibrahim, E.; Verges, D.; Amy, G. y LeChevallier, M. (2000). Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water. Water Res. 34: 3247- 3257.
- Volk, C.; Kaplan, L.A.; Robinson, F.; Johnson, B.; Word, L.; Zhu, H.W. y LeChevallier, M. (2005). Fluctuations of dissolved organic matter in river used for drinking water and impacts on conventional treatment plant performance. Environ. Sci. Technol. 39: 4258 – 4264.
- Weber, D. y Skillings, J. (2000). A first course in the design of experiments. A linear models approach. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA. pp 680.
- Weitz, J.C. y Tassara, R. (1999). Parasitología Médica. Criptosporidiosis. (Atias, A). Ed. Mediterráneo. Santiago, Chile. p. 146-151.

- West, P.A. (1991). Human Pathogenic Viruses and Parasites: Emergent Pathogens in the Water Cycle. *J. Appl. Bacteriol.* 70: 107-114.
- White, M. C.; Thompson, J. D.; Harrington, G. W. y Singer, P. C. (1997). Evaluating Criteria for Enhanced Coagulation Compliance. *J. Am. Water Works Assoc.* 89: 64-77.
- World Health Organization (2011). Guidelines for drinking-water quality - 4th ed. WHO Library Cataloguing in Publication Data. Ginebra, Suiza, pp 541.
- Wright, J. M. y Rivera-Núñez, Z. (2011). Effect of water disinfection type on adverse fetal outcomes. *J. Am. Water Works Assoc.* 103: 67-75.
- Xiao, L.; Fayer, R.; Ryan, U y Upton, S.J. (2004). *Cryptosporidium* taxonomy: recent advances and implications for public health. *Clin. Microbiol. Rev.* 17: 72-97.
- Yan, M.; Wang, D.; You, S.; Qu, J. y Tang, H. (2006). Enhanced coagulation in typical North-China water treatment plant. *Water Res.* 40: 3621-3627.
- Yavich, A.A. y Masten, S: (2003). Use of ozonation and FBT to control THM precursors. *J. Am. Water Works Assoc.* 95: 159 - 171.
- Zerbatto, M.; Gilli, M.I.; Carrera, E.; Eliggi, S.; Vaira, S., Eluk, D. y Abramovich, B. (2007). Coagulación optimizada: influencia en la eliminación de enteroparásitos. *Ing. Sanit. y Amb.* 93: 59 - 63.
- Zerbatto, M.; Gilli, M.I.; Carrera, E.; Vaira, S.; Eliggi, M.S.; Eluk, D. y Abramovich, B. (2008). "Coagulación convencional y optimizada en la remoción de materia orgánica natural y enteroparásitos". *Ing. Sanit. y Amb.* 98: 37 - 42.
- Zerbatto, M.G.; Herrero Bocco, M.M.; Lerman de Abramovich, B. y Modini, L.B. (2011). Efecto de factores ambientales en la viabilidad de ooquistes de *Cryptosporidium* spp. en agua. *Rev. Bioq. Cs. y Sociedad.* 8: 12 – 15.

ANEXO A

**EVALUACIÓN DEL RIESGO DE
CARCINOGENICIDAD PARA LOS SERES
HUMANOS, SEGUN LA AGENCIA
INTERNACIONAL PARA LA INVESTIGACIÓN DEL
CÁNCER
(IARC)**

IARC considera los datos disponibles en su conjunto a fin de llegar a una evaluación global de la carcinogenicidad de un agente, una mezcla o unas circunstancias de exposición para los seres humanos.

La clasificación de un agente, una mezcla o unas circunstancias de exposición es una cuestión de apreciación científica, que refleja la fuerza de las pruebas resultantes de estudios con seres humanos y con animales de experimentación y de los demás datos pertinentes.

Grupo 1. El agente (o la mezcla) es carcinógeno para los seres humanos. Las circunstancias de exposición implican exposiciones carcinógenas para los seres humanos.

Esta categoría se utiliza cuando existen pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos. Excepcionalmente, puede clasificarse en ella a un agente (o una mezcla) cuando los datos referentes a seres humanos no llegan a ser suficientes pero existen pruebas suficientes de la carcinogenicidad en animales de experimentación y elementos de juicio sólidos que indican que en los seres humanos expuestos, el agente (o la mezcla) actúan a través de un mecanismo de carcinogenicidad pertinente.

Grupo 2

Esta categoría comprende agentes, mezclas y circunstancias de exposición respecto a los cuales, en un extremo, las pruebas de la carcinogenicidad para los seres humanos son casi suficientes y, en el otro extremo, no se disponen de datos sobre seres humanos pero hay pruebas de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. Los agentes, las mezcla y las circunstancias de exposición se incluyen bien en el grupo 2A (probablemente carcinógeno para los seres humanos) o en el grupo 2B (posiblemente carcinógenos para los seres humanos) sobre la base de los datos epidemiológicos y experimentales favorables a la carcinogenicidad y de otros datos pertinentes.

Grupo 2A: El agente (o la mezcla) es probablemente carcinógeno para los seres humanos.

Las circunstancias de exposición implican exposiciones probablemente carcinógenas para los seres humanos.

Esta categoría se aplica cuando existen pruebas limitadas de la carcinogenicidad para los seres humanos y pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. En algunos casos, se pueden clasificar en esta categoría a un agente (o una mezcla) cuando se disponen de pruebas insuficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos y pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación, así como de elementos de juicio sólidos que indican que, en la carcinogénesis, actúa un mecanismo que también existe en los seres humanos. Excepcionalmente, pueden clasificarse en esta categoría un agente, una mezcla o unas circunstancias de exposición únicamente sobre la base de pruebas limitadas en la carcinogenicidad en los seres humanos.

Grupo 2B: El agente (o la mezcla) es posiblemente carcinógeno para los seres humanos.

Las circunstancias de exposición implican exposiciones posiblemente carcinógenas para los seres humanos.

Esta categoría comprende los agentes, las mezclas y las circunstancias de exposición respecto a los cuales existen pruebas limitadas de la carcinogenicidad para los seres humanos y pruebas que no llegan a ser suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. Puede utilizarse también cuando hay de pruebas insuficientes de la carcinogenicidad para los seres humanos pero pruebas suficientes de la carcinogenicidad para los animales de experimentación. En algunos casos, pueden clasificarse en este grupo un agente, una mezcla o unas circunstancias de exposición respecto de los cuales existen pruebas insuficientes en la carcinogenicidad en los seres humanos pero pruebas limitadas de la carcinogenicidad para los animales de experimentación, junto con otros elementos de juicio pertinentes que corroboran las pruebas.

Grupo 3. El agente (o la mezcla o las circunstancias de exposición) no puede clasificarse sobre la base de su carcinogenicidad para los seres humanos.

Esta categoría se utiliza sobre todo para los agentes, o las mezclas y las circunstancias de exposición respecto de los cuales las pruebas de la carcinogenicidad son insuficientes para los seres humanos e insuficientes o limitadas para los animales de experimentación.

Excepcionalmente, se pueden clasificar en esta categoría a los agentes (o mezclas) respecto de los cuales las pruebas de carcinogenicidad son insuficientes para los humanos pero suficientes para los animales de experimentación, cuando existen también elementos de juicio sólidos que indican que el mecanismo de acción carcinógena que actúa en los animales de experimentación no existe en los seres humanos.

Se clasifican asimismo en esta categoría los agentes, las mezclas y las circunstancias de exposición que no quedan incluidas en otros grupos.

Grupo 4. El agente (o la mezcla) probablemente no es carcinógeno para los seres humanos.

Esta categoría se utiliza para los agentes o las mezclas respecto de los cuales las pruebas parecen indicar una falta de carcinogenicidad para los seres humanos y los animales de experimentación. En algunos casos, pueden clasificarse en este grupo las agentes o las mezclas respecto de los cuales se disponen de pruebas insuficientes de la carcinogenicidad en humanos y pruebas que parecen indicar una falta de carcinogenicidad para los animales de experimentación, corroboradas en forma firme y consistente por una amplia gama de otros elementos de juicio pertinentes.

ANEXO B

LEY N° 11220

**MARCO REGULATORIO DE SERVICIOS DE
AGUA POTABLE Y DESAGÜES CLOACALES**

PROVINCIA DE SANTA FE

ANEXO A: LIMITES PARA LA PROVISION DE AGUA POTABLE.

A. PARAMETROS ORGANOLEPTICOS				
	DETERMINANTE	UNIDADES	LIMITE OBLIGATORIO	LIMITE RECOMENDADO
1	COLOR	mg/l escala Pt/Co	20	1
2	TURBIEDAD	UNT	2	0,5
3	OLOR	N° de dilución	2 a 12 °C 3 a 25 °C	1
4	SABOR	N° de dilución	2 a 12 °C 3 a 25 °C	0

B. PARAMETROS FISICOS-QUIMICOS				
	DETERMINANTE	UNIDADES	LIMITE OBLIGATORIO	LIMITE RECOMENDADO
5	pH	Unidades de pH	pHs +/- 0,5	pHs +/- 0,2
6	RESIDUOS SECOS	mg/l luego del secado a 180 °C	1500	1000
7	ALCALINIDAD TOTAL	mg/l CaCO ₃	-	30 < alcalinidad < 200
8	DUREZA TOTAL	mg/l CaCO ₃	100 < dureza < 500	-
9	CLORUROS	mg/l Cl	400	250
10	SULFATOS	mg/l SO ₄	400	200
11	CALCIO	mg/l Ca	250	100
12	MAGNESIO	mg/l Mg	50	30
13	HIERRO TOTAL	mg/l Fe	0,2	0,1
14	MANGANESO	mg/l Mn	0,1	0,05
15	COBRE	mg/l Cu	1,0	-
16	ZINC	mg/l Zn	5,0	-
17	ALUMINIO	mg/l Al	0,2	0,1
18	SODIO	mg/l Na	200	100
19	BARIO	mg/l Ba	1,0	0,1
20	AMONIO	mg/l NH ₄	0,5	0,05
21	NITROGENO (excluido el N en forma de nitritos y nitratos)	mg/l N	1	-
22	OXIDABILIDAD (permanganato de potasio)	mg/l O ₂	5	2
23	SULFURO DE HIDROGENO	µg/l S	No detectable organolépticamente	-
24	DETERGENTES ANIONICOS	mg/l	0,2	-
25	COLOR ACTIVO	mg/l Cl	1,2	0,2 < Cl < 0,5
26	FOSFORO	mg/l P ₂ O ₅	5,0	0,4

C. SUSTANCIAS TOXICAS INORGANICAS				
	DETERMINANTE	UNIDADES	LIMITE OBLIGATORIO	LIMITE RECOMENDADO
27	ARSENICO	µg/l As	100	50
28	CADMIO	µg/l Cd	5	-
29	CROMO TOTAL	µg/l Cr	50	-
30	CIANUROS	µg/l Cn	100	50
31	MERCURIO	µg/l Hg	1	-
32	NIQUEL	µg/l Ni	50	-
32	PLOMO	µg/l Pb	50	-
33	ANTIMONIO	µg/l Sb	10	-
34	PLATA	µg/l Ag	50	-
35	SELENIO	µg/l Se	10	-
36	NITRATOS	mg/l NO ₃	45 ⁽¹⁾	25
37	NITRITOS	mg/l NO ₂	0,1	-
38	FLUORUROS	mg/l F	1,5	- ⁽²⁾

1) Se recomienda que los lactantes no consuman aguas con tenores superiores a lo establecido

(2) Cuando la autoridad de salud lo recomiende, el valor a alcanzar será de 1 mg/l

D. SUSTANCIAS TOXICAS ORGANICAS Y PESTICIDAS				
	DETERMINANTE	UNIDADES	LIMITE OBLIGATORIO	LIMITE RECOMENDADO
39	BENCENO	µg/l	10	-
40	HIDROCARBUROS AROMATICOS POLINUCLEARES (HAP)	µg/l	0,2	-
41	BENZO (A) PIRENO	µg/l	0,01	-
42	CLOROFORMO	µg/l	30	-
43	1,2 DICLOROETANO	µg/l	10	-
44	1,2 DICLOROETENO	µg/l	0,3	-
45	HEXACLOROBENCENO	µg/l	0,01	-
46	PENTAFLOROFENOL	µg/l	10	-
47	2,4,6 TRICLOROFENOL	µg/l	10	-
48	TRIHALOMETANOS	µg/l	100	-
49	TETRAFLORURO DE CARBONO	µg/l	3	-
50	TRICLOROETENO	µg/l	30	-
51	TETRAFLOROETENO	µg/l	10	-
52	HIDROCARBUROS TOTALES	µg/l	500	-
53	TOLUENO	µg/l	500	-
54	ETILBENCENO	µg/l	100	-
55	XILENOS	µg/l	300	-
56	ESTIRENO	µg/l	100	-
57	MONOFLOROBENCENO	µg/l	3	-
58	1,2 DICLOROBENCENO	µg/l	0,2	-
59	1,4 DICLOROBENCENO	µg/l	0,01	-
60	FENOLES	µg/l C ₆ H ₅ OH	1	0,5
61	CLORURO DE VINILO	µg/l	2000	-
62	2,4 D (ácido 2,4 diclorofenoxiacético)	µg/l	100	-
63	ALDRIN Y DIELDRIN	µg/l	0,03	-
64	CLORDANO (total de isómeros)	µg/l	0,3	-
65	DDT (total de isómeros)	µg/l	1	-
66	HEPTACLORO Y HEPTACLORO EPOXIDO	µg/l	0,1	-
67	GAMMA-HCH (Lindano)	µg/l	3	-
68	METOXICLORO	µg/l	30	-
69	MALATION	µg/l	190	-
70	METIL PARATION	µg/l	7	-
71	PARATION	µg/l	35	-

E. PARAMETROS MICROBIOLÓGICOS				
	DETERMINANTE	UNIDADES	LÍMITE OBLIGATORIO	LÍMITE RECOMENDADO
72	BACTERIAS AEROBICAS	N° por ml	100	-
73	COLIFORMES TOTALES	NMP por 100 ml (tubos múltiples) N° por 100 ml (membrana filtrante)	< 2,2 0	- -
74	COLIFORMES FECALES	NMP por 100 ml (tubos múltiples) N° por 100 ml (membrana filtrante)	< 2,2 0	- -
75	<i>PSEUDOMONAS AERUGINOSAS</i>	N° por 50 ml	Ausencia	-
76	FITOPLANCTON Y ZOOPLANCTON	N° por litro	Ausencia	-
77	<i>Giardia lamblia</i>	N° por 380 litros	Ausencia	-
78	<i>Cryptosporidium</i>		Ausencia	-

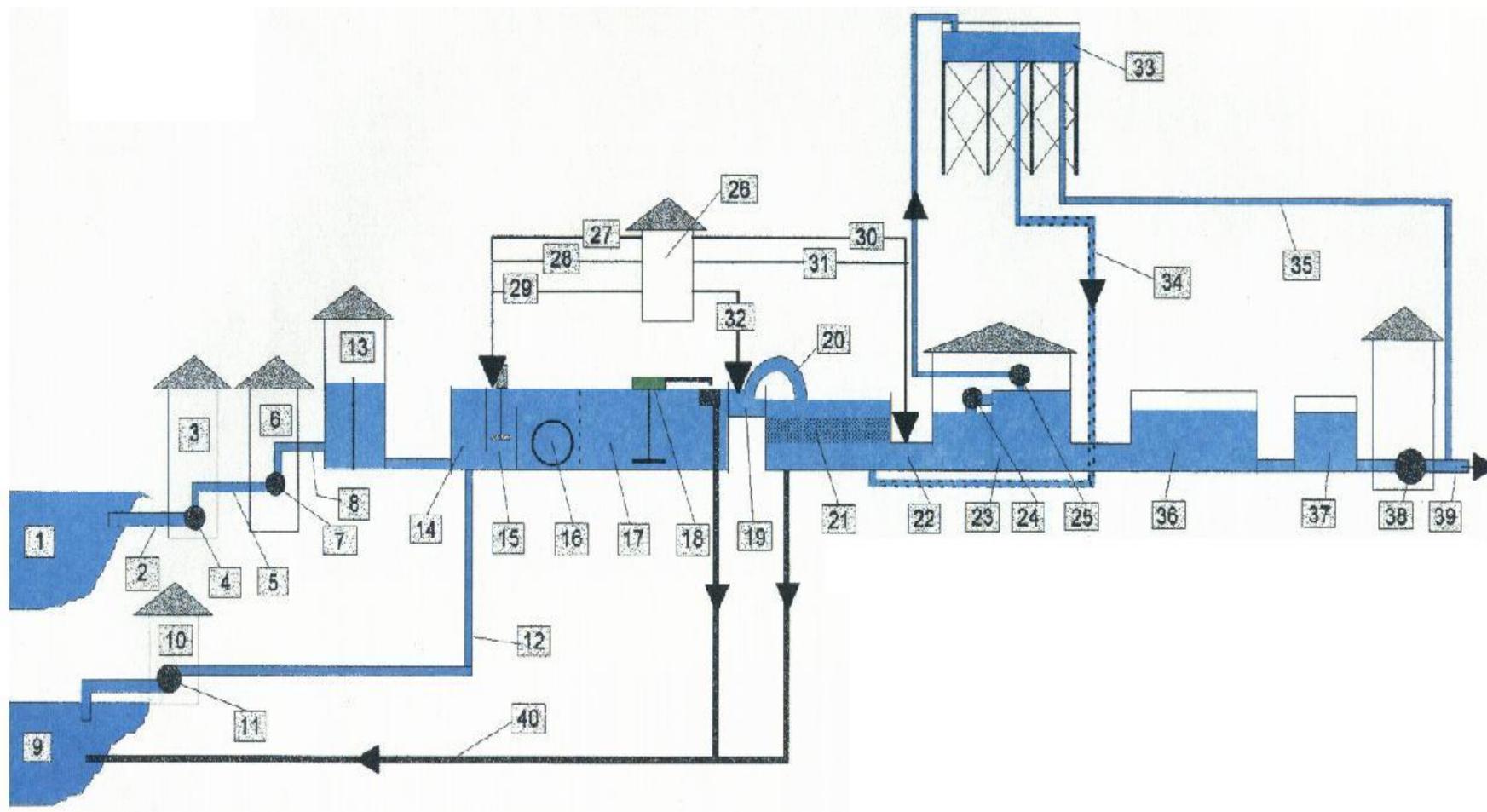
NOTAS:

- a) Límites recomendados: Los operadores deben programar alcanzar estos límites en condiciones normales de operación en una fecha que se establezca en las normas aplicables.
- b) La definición de frecuencias y métodos de muestreo para verificar el cumplimiento de los límites deberá figurar en las normas aplicables.

ANEXO C

PLANTA DE POTABILIZACIÓN DE LA CIUDAD DE SANTA FE

Diagrama de la planta de potabilización de la ciudad de Santa Fe. Cedido por Aguas Provinciales



Referencias del esquema de la Planta.

1. Río Colastiné
2. Conducto aducción
3. Toma Colastiné
4. Bomba de impulsión
5. Acueducto
6. Est. Rebombeo La Guardia
7. Bomba de impulsión
8. Acueducto
9. Río Santa Fe
10. Toma suplementaria
11. Bombas de impulsión
12. Acueductos
13. Cámara de llegada
14. Cámara de mezcla
15. Cámara de agitación
16. Floculadores
17. Decantadores
18. Barrenadores de fondo
19. Canal de agua decantada
20. Sifón hidráulico
21. Filtros
22. Cond. de agua filtrada
23. Pre-reserva
24. Bombas de transferencia
25. Bombas elevadoras a tanques (lavado de filtros)
26. Casa química
27. Dosificación coagulante
28. Dosif. polielectrolito
29. Pre-cloración
30. Dosificación de flúor
31. Post-cloración
32. Dosificación de cal
33. Tanque elevado
34. Cañería para lavado de filtros
35. Conexión tanque-red
36. Reservas
37. Pozo de bombeo
38. Bombas de impulsión a la red
39. Abastecimiento de la ciudad
40. Conducto de drenaje

En este trabajo se utilizó agua de la fuente de provisión a la ciudad de Santa Fe. Las etapas que la planta de potabilización utiliza para su tratamiento, son descritas a continuación:

Planta potabilizadora de la ciudad de Santa Fe.

Captación.

El abastecimiento de la mayor parte de la ciudad de Santa Fe se realiza mediante agua obtenida a partir de dos fuentes superficiales, ríos Colastiné y Santa Fe.

Coagulación.

El agua cruda que llega a la planta desde las distintas tomas, se mezcla previamente en una cámara, para luego pasar a las cámaras de dispersión, donde a través de dos turbinas, se genera una gran turbulencia en la masa líquida que permite el agregado de insumos químicos tales como sulfato de aluminio como coagulante, polielectrolito catiónico como coadyuvante de coagulación y cloro como agente desinfectante.

Floculación.

Luego de pasar por los agitadores, el caudal se divide en 3 partes iguales y mediante canales distribuidores se deriva hacia tres piletas donde, a través de la agitación mecánica de bajas revoluciones, se produce la floculación.

El tiempo de retención del agua en los floculadores, para que este proceso se desarrolle con éxito, es de 25 minutos aproximadamente.

Decantación.

Completada la floculación el agua pasa a través de una pantalla difusora, que consiste en ranuras verticales equidistantes, cuyo objetivo es

disipar la energía cinética que trae el agua del proceso anterior para que pueda concretarse, ya en aguas tranquilas, la sedimentación.

El proceso de decantación en la planta se desarrolla en tres decantadores de volúmenes iguales.

La eliminación de los barros que se acumulan en el fondo está a cargo de los barredores de extracción sifónica. Éstos los succionan en forma continua, ya que recorren automática y permanentemente todo el largo del decantador, permitiendo una mayor continuidad del proceso y evitando la acumulación y eventual descomposición de aquéllos en el fondo.

El líquido decantado es conducido por canales hacia los filtros.

Filtración

Luego de la decantación, el agua contiene sólo una pequeña cantidad de coágulos o flóculos que no se han asentado en los decantadores. Al filtro le corresponde, entonces, como función principal, retener esa pequeña cantidad de materia en suspensión. A través de los filtros rápidos de arena pasa el agua desde arriba hacia abajo, despojándose de las impurezas.

Los filtros poseen un sistema de lavado del manto filtrante por pasaje de agua y aire a contracorriente. Esto permite, a intervalos regulares de tiempo, ir liberando los espacios porosos que se han ido obstruyendo con las impurezas del agua, para evitar el atascamiento total del filtro.

En esta etapa se completa el proceso de clarificación del agua la que, luego de pasar por los filtros, es colectada y derivada hacia un conducto donde se realiza la cloración y dosificación de flúor.

Distribución.

Una vez efectuado todo el tratamiento en la planta, el agua se provee a la población mediante un bombeo directo a la red de distribución.