

Universidad Nacional de Rosario  
Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura



Tesis Doctoral

**Remoción de cianobacterias y toxinas  
cianobacteriales, principalmente microcystina,  
en tratamiento de agua potable**

Ricardo Javier Rosales

Director: Dra. Ana María Ingallinella

Miembros del Jurado: Dra. María Mercedes Ferreyra  
Dra. Virginia Alejandra Pacini  
Dr. Rubén Fernández

*Tesis presentada en la Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, en  
cumplimiento parcial de los requisitos para optar al título de*

**Doctor en Ingeniería**

Mayo 2020

Certifico que el trabajo incluido en esta tesis es el resultado de tareas de investigación originales y que no ha sido presentado para optar a un título de postgrado en ninguna otra Universidad o Institución.

**Ricardo Javier Rosales**

## RESUMEN

La toma de la Planta Potabilizadora de la ciudad de Concordia, se encuentra ubicada 12,5 km aguas abajo del embalse de la Represa de "Salto Grande", el cual ha sido clasificado como eutrófico, según su concentración media anual de fósforo total y en ciertos veranos por su concentración de clorofila-a y abundancia de fitoplancton. Los objetivos del presente trabajo fueron evaluar la remoción de células de cianobacterias en muestras de agua proveniente del Río Uruguay, por acción de tratamientos de coagulación, floculación, sedimentación y filtración, utilizando distintos coagulantes primarios (sulfato de aluminio y policloruro de aluminio) y distintos medios filtrantes (arena, arena y antracita); y la remoción de microcystinas, en muestras de agua proveniente de los sedimentadores de planta potabilizadora de Concordia, por acción del cloro, permanganato de potasio y carbón activado en polvo, mediante ensayos a escala de laboratorio. Para alcanzar los objetivos propuestos, se extrajeron, purificaron y cuantificaron cianobacterias desarrolladas en condiciones naturales en cursos de aguas de la región, y de dichas células, por procesos de lisis, se extrajeron y purificaron las microcystinas. Posteriormente se prepararon suspensiones de células de concentración inicial conocida, agregando cianobacterias al agua natural de río y soluciones de microcystinas usando como solvente agua proveniente de los sedimentadores de la planta potabilizadora. A estas preparaciones se aplicaron los tratamientos ya mencionados. Se evaluó la eficiencia del tratamiento en términos de la remoción de células de cianobacterias y de microcystinas. En los ensayos de remoción de cianobacterias se encontró que con cualquiera de los dos coagulantes ensayados se logran remociones equivalentes y del orden de los dos ciclos logarítmicos. Para los ensayos de remoción de microcystinas se encontró que con el tratamiento de oxidación con cloro se logran remociones en la concentración de microcystinas mayores que aplicando carbón activo en polvo u oxidación con permanganato de potasio.

## **ABSTRACT**

In the city of Concordia, the Water Treatment Plant's water draw-off is situated 12,5 km downstream of the Salto Grande Dam's lake, which has been classified as eutrophic, according to its annual average concentration of total phosphorus and, in certain summers, for its chlorophyll-a concentration and phytoplankton abundance. The purposes of the following work were to evaluate the cyanobacteria cell removal in Uruguay river water samples, by the action of coagulation, flocculation, sedimentation and filtration treatments, using various primary coagulants (aluminum sulphate and polyaluminium chloride) and different filtrations means (water, sand and anthracite); as well as the removal of microcystina from water samples taken from the settlement tank of Concordia's water treatment plant, by the action of chlorine, potassium permanganate and activated carbon dust, throughout laboratory scale tests. To achieve the aims, cyanobacteria developed in natural conditions were extracted, purified and quantified from regional water sources; and, from these cells, by means of lysis, microcystina was extracted and purified. Subsequently, solutions of known initial concentration were prepared, adding the cyanobacteria cells gathered to the river's raw water and microcystina to the water from the settlement tanks of the water treatment plant, and treatments mentioned above were applied. The efficiency of the treatment in terms of the cyanobacteria cell and microcystina removal was evaluated. In the clearance of cyanobacteria tests was found that either two of the tested coagulants reach equivalent removal of the order of both logarithmic cycles. In the microcystinas removal trials, it was shown that the chlorine oxidation process, greater microcystina concentration removal is achieved rather than applying activated carbon dust or potassium permanganate oxidation treatments.

# ÍNDICE DE CONTENIDO

<b>1. CAPÍTULO 1 .....</b>	<b>15</b>
1.1. INTRODUCCIÓN.....	15
A. <i>La ciudad de Concordia</i> .....	15
B. <i>El embalse de la Represa de Salto Grande</i> .....	15
C. <i>Estado de situación</i> .....	17
1.2. LAS CIANOBACTERIAS.....	18
A. <i>Características generales</i> .....	18
B. <i>Floraciones de cianobacterias</i> .....	20
C. <i>Impacto de las floraciones</i> .....	21
D. <i>Cianotoxinas</i> .....	22
E. <i>Microcystinas</i> .....	24
F. <i>Antecedentes de floraciones tóxicas</i> .....	27
G. <i>Detección de cianotoxinas</i> .....	29
1.3. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA A RESOLVER.....	29
1.4. OBJETIVOS.....	30
A. <i>Generales</i> .....	30
B. <i>Específicos</i> .....	31
<b>2. CAPÍTULO 2 .....</b>	<b>33</b>
2.1. INTRODUCCIÓN.....	33
2.2. MANEJO DE FLORACIONES DE CIANOBACTERIAS EN CUERPOS DE AGUA.....	34
A. <i>Prevención del desarrollo de floraciones</i> .....	35
B. <i>Control de la aparición de floraciones de cianobacterias</i> .....	35
2.3. REMOCIÓN DE CIANOBACTERIAS Y CIANOTOXINAS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA .....	36
A. <i>Procesos de tratamiento para la remoción de toxina intracelular (célula intacta)</i> .....	37
I. <i>coagulación-Floculación</i> .....	37
II. <i>Filtración rápida directa</i> .....	39
III. <i>Procesos de membrana</i> .....	39
IV. <i>Flotación por aire disuelto</i> .....	41
V. <i>Combinación de los procesos de coagulación-floculación, sedimentación y filtración rápida</i> .....	42
B. <i>Procesos de tratamiento para la eliminación de cianotoxinas</i> .....	42
I. <i>Procesos físicos</i> .....	42
a. <i>Adsorción con carbón activado</i> .....	42
b. <i>Procesos de membrana</i> .....	44
II. <i>Procesos químicos</i> .....	45
a. <i>Oxidación</i> .....	45
<b>3. CAPÍTULO 3 .....</b>	<b>50</b>
3.1. INTRODUCCIÓN.....	50
A. <i>Coagulación - floculación</i> .....	51
B. <i>Sedimentación</i> .....	55
C. <i>Filtración</i> .....	55
3.2. DESCRIPCIÓN PLANTA POTABILIZADORA.....	56
A. <i>Módulo A</i> .....	57

I. Coagulación .....	57
II. Floculación .....	59
III. Sedimentación.....	62
IV. Filtración .....	65
<b>B. Módulo B.....</b>	<b>66</b>
I. Coagulación .....	67
II. Floculación .....	70
III. Sedimentación.....	75
IV. Filtración .....	77
<b>C. Casa química.....</b>	<b>77</b>
<b>D. Sala de cloración.....</b>	<b>79</b>
<b>E. Cisterna de reserva de agua potable.....</b>	<b>81</b>
<b>F. Estación de bombeo de agua potable.....</b>	<b>81</b>
<b>G. Datos de funcionamiento de la Planta .....</b>	<b>81</b>
<b>4. CAPÍTULO 4 .....</b>	<b>83</b>
4.1. INTRODUCCIÓN.....	83
4.2. ENSAYO CON AGUA DESTILADA .....	84
A. <i>Objetivo</i> .....	84
B. <i>Metodología</i> .....	84
I. Extracción, purificación y cuantificación de las endotoxinas producidas en las condiciones ambientales naturales. ....	84
II. Ensayo de oxidación con cloro a distintos pH y tiempos de contacto.....	85
III. Ensayo de adsorción con carbón activado en polvo (CAP).....	86
IV. Técnicas analíticas utilizadas.....	87
V. Especificaciones del Carbón Activado .....	90
4.3. ENSAYO CON AGUA SEDIMENTADA DEL PROCESO DE POTABILIZACIÓN .....	90
A. <i>Ensayo para determinar la acción del cloro sobre microcystinas</i> .....	91
I. <i>Objetivo</i> .....	91
II. <i>Metodología</i> .....	91
B. <i>Ensayo para determinar la acción del permanganato de potasio sobre microcystinas</i> .....	92
I. <i>Objetivo</i> .....	92
II. <i>Metodología</i> .....	92
C. <i>Ensayo para determinar la acción del carbón activado en polvo (CAP) sobre microcystinas</i> .....	93
I. <i>Objetivo</i> .....	94
II. <i>metodología</i> .....	94
4.4. RESULTADOS.....	95
A. <i>Ensayos en agua destilada adicionada con microcystinas</i> .....	95
I. Ensayo de acción del cloro sobre la remoción de microcystinas en distintas condiciones de pH y tiempos de contacto. ....	96
II. Ensayo de acción del carbón activado en polvo sobre la remoción de microcistinas. ....	108
B. <i>Ensayos en agua sedimentada adicionada</i> .....	109
I. Ensayo de acción del cloro .....	109
II. Ensayo de acción del permanganato de potasio.....	114
III. Ensayo acción del carbón activado en polvo (CAP) .....	117
4.5. DISCUSIÓN .....	123
<b>5. CAPÍTULO 5 .....</b>	<b>126</b>

5.1. INTRODUCCIÓN.....	126
5.2. ENSAYOS DE LABORATORIO PARA EVALUAR LA REMOCIÓN DE CÉLULAS DE CIANOBACTERIAS DURANTE EL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.....	127
A. <i>Objetivo</i> .....	127
B. <i>Metodología</i> .....	127
I. Técnicas analíticas y Equipamiento utilizados.....	138
II. Especificaciones de los insumos de potabilización utilizados.....	141
a. Policloruro de Aluminio.....	141
b. Sulfato de Aluminio.....	142
c. Coadyuvante de floculación.....	143
C. <i>Resultados</i> .....	144
I. Ensayo 1.....	144
II. Ensayo 2.....	147
III. Ensayo 3.....	150
IV. Ensayo 4.....	151
5.3. MONITOREO DE PLANTA POTABILIZADORA.....	153
5.4. DISCUSIÓN.....	158
<b>6. CAPÍTULO 6.....</b>	<b>164</b>
6.1. CONCLUSIONES.....	164
6.2. RECOMENDACIONES.....	167
<b>7. ANEXO I.....</b>	<b>172</b>
7.1. PLANES DE SEGURIDAD DE AGUA.....	172
7.2. APLICACIÓN DE PLAN DE SEGURIDAD DE AGUA (PSA) A LA PLANTA POTABILIZADORA CIUDAD DE CONCORDIA.....	173
A. <i>Descripción general</i> .....	173
I. Perfil.....	174
II. Introducción.....	174
III. Población abastecida.....	174
IV. Fuente de agua.....	174
V. Proceso de tratamiento.....	174
VI. Puntos de consumo.....	175
VII. Normas sobre calidad de agua.....	175
VIII. Calidad del suministro.....	175
IX. Limitaciones de recursos.....	175
X. Estado de infraestructura.....	176
B. <i>Medidas preliminares</i> .....	176
I. Formación del equipo Plan de Seguridad del Agua (PSA).....	176
C. <i>Evaluación del sistema</i> .....	177
I. Descripción del sistema de suministro de agua.....	177
II. Determinación de los peligros y evaluación de los riesgos.....	179
III. Determinación y validación de medidas de control, y nueva evaluación y clasificación de los riesgos.....	188
IV. Elaboración, ejecución y mantenimiento de un plan de mejora o modernización.....	198
D. <i>Monitoreo operativo</i> .....	202
I. Definición del monitoreo de las medidas de control.....	202
II. Verificación de la eficacia del PSA.....	205
E. <i>Gestión y Comunicación</i> .....	206
I. Elaboración de procedimientos de gestión.....	206
II. Elaboración de programas complementarios.....	207

<i>F. Retroalimentación y Mejora</i> .....	208
I. Planificación y Realización de exámenes periódicos del PSA .....	208
II. Revisión del PSA tras un incidente .....	208
<b>8. ANEXO II – TABLAS ANOVA Y T-STUDENT</b> .....	<b>210</b>
8.1. ENSAYO CON AGUA DESTILADA.....	210
I. Ensayo de oxidación con cloro a distintos pH y tiempos de contacto .....	210
8.2. ENSAYOS EN AGUA SEDIMENTADA ADICIONADA.....	211
I. Ensayo de acción del permanganato de potasio .....	211
<b>9. BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>213</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1: UBICACIÓN GEOGRÁFICA DEL EMBALSE DE LA REPRESA DE SALTO GRANDE.....	16
FIGURA 2: ESTRUCTURA QUÍMICA DE LAS MCS.....	25
FIGURA 3: ESTRUCTURA QUÍMICA DE MICROCYSTINA LR.....	26
FIGURA 4: EFECTO DE LA COAGULACIÓN, CON SULFATO DE ALUMINIO, SOBRE LA CONCENTRACIÓN DE MICROCYSTINA-LR, INTRA Y EXTRA CELULAR DATOS DE HRUDEY Y COL. ....	38
FIGURA 5: EFECTO DE LA CONCENTRACIÓN DE OZONO SOBRE MICROCYSTINAS. ADAPTADO DE (HRUDEY Y COL., 1999) .....	47
FIGURA 6: UBICACIÓN DE LA TOMA DE AGUA DE LA PLANTA POTABILIZADORA DE LA CIUDAD DE CONCORDIA.....	50
FIGURA 7: VISTA EN CORTE Y PLANTA DE UNA CANALETA PARSHALL .....	53
FIGURA 8: MÓDULO A DE POTABILIZACIÓN.....	57
FIGURA 9: FLOCULADOR HIDRÁULICO MÓDULO A .....	60
FIGURA 10: ESQUEMA FLOCULADOR HIDRÁULICO MODULO A (ADAPTADO (ENOHSA, 2000B)).....	60
FIGURA 11: SEDIMENTADOR MÓDULO A.....	63
FIGURA 12: SALA DE FILTROS RÁPIDOS MÓDULO A.....	66
FIGURA 13: MÓDULO B DE POTABILIZACIÓN.....	67
FIGURA 14: CANALETAS PARSHALL MÓDULO B.....	68
FIGURA 15: FLOCULADOR MECÁNICO MÓDULO B .....	70
FIGURA 16: VISTA EN PLANTA FLOCULACIÓN MECÁNICA .....	71
FIGURA 17: CORTE AA FLOCULACIÓN MECÁNICA .....	71
FIGURA 18: DETALLE PALETAS AGITADOR FLOCULACIÓN MODULO B .....	72
FIGURA 19: TANQUES DESTINADOS A LA PREPARACIÓN DE LAS SOLUCIONES DE SULFATO DE ALUMINIO AL 20 %.....	78
FIGURA 20: INSTALACIÓN PARA LA DOSIFICACIÓN DE PAC .....	79
FIGURA 21: BATERÍA DE TUBOS CONECTADA EN PARALELO ESTACIÓN DE CLORACIÓN.....	80
FIGURA 22: ROTÁMETROS, INYECTORES Y BOMBAS DE ESTACIÓN DE CLORACIÓN .....	81
FIGURA 23: EMBALSE DE SALTO GRANDE CON VISIBLE DESARROLLO DE UN BLOOM ALGAL .....	85
FIGURA 24: ENSAYO OXIDACIÓN CON CLORO, SOBRE MICROCYSTINAS, EN DISTINTAS CONDICIONES DE PH, CONCENTRACIÓN INICIAL DE CLORO ACTIVO Y TIEMPOS DE CONTACTO EN AGUA DESTILADA ADICIONADA .....	86
FIGURA 25: ENSAYO DE ADSORCIÓN DE CARBÓN ACTIVADO EN POLVO SOBRE MICROCYSTINAS, EN AGUA DESTILADA ADICIONADA ..	87
FIGURA 26: POTENCIÓMETRO ORION 290A.....	87
FIGURA 27: ESPECTROFOTÓMETRO HACH DR 2010.....	88
FIGURA 28: MICROPLACAS EN TIEMPO DE REACCIÓN .....	89
FIGURA 29: FOTÓMETRO LECTOR DE MICROPLACAS.....	89
FIGURA 30: ENSAYO DE OXIDACIÓN DE MICROCYSTINAS CON PERMANGANATO DE POTASIO, EN AGUA SEDIMENTADA DE PROCESO ADICIONADA .....	93
FIGURA 31: ENSAYO DE ADSORCIÓN DE MICROCYSTINAS CON CAP, UTILIZANDO PAC COMO COAGULANTE .....	95
FIGURA 32: ENSAYO DE ADSORCIÓN DE MICROCYSTINAS CON CAP, UTILIZANDO SULFATO DE ALUMINIO COMO COAGULANTE.....	95
FIGURA 33: VARIACIÓN DE LA REMOCIÓN [Mic] (%) CON LA CONCENTRACIÓN DE CLORO ACTIVO APLICADA, PARA 20 Y 30 MINUTOS DE TIEMPO CONTACTO Y PH = 6,13 .....	98
FIGURA 34: VARIACIÓN DE LA REMOCIÓN [Mic] (%) CON LA CONCENTRACIÓN DE CLORO ACTIVO APLICADA, PARA 20 Y 30 MINUTOS DE TIEMPO CONTACTO Y PH = 8,04 .....	99
FIGURA 35: VARIACIÓN DE LA REMOCIÓN [Mic] (%) CON EL TIEMPO DE CONTACTO, PARA AMBAS CONCENTRACIONES DE CLORO ACTIVO APLICADA Y PH = 6,13 .....	100
FIGURA 36: VARIACIÓN DE LA REMOCIÓN [Mic] (%) CON EL TIEMPO DE CONTACTO, PARA AMBAS CONCENTRACIONES DE CLORO ACTIVO APLICADA Y PH = 8,04 .....	100
FIGURA 37: DEGRADACIÓN DE MICROCYSTINAS VERSUS CT .....	102

FIGURA 38: VARIACIÓN DE LA REMOCIÓN [MIC] (%) CON EL PH, PARA AMBAS CONCENTRACIONES DE CLORO ACTIVO APLICADA Y TIEMPO DE CONTACTO = 20 MINUTOS .....	103
FIGURA 39: VARIACIÓN DE LA REMOCIÓN [MIC] (%) CON EL PH, PARA AMBAS CONCENTRACIONES DE CLORO ACTIVO APLICADA Y TIEMPO DE CONTACTO = 30 MINUTOS .....	104
FIGURA 40: VARIACIÓN DE LA REMOCIÓN [MIC] (%) CON LA CONCENTRACIONES DE CLORO ACTIVO APLICADA, PARA AMBOS PH Y TIEMPO DE CONTACTO = 20 MINUTOS .....	105
ILUSTRACIÓN 41: VARIACIÓN DE LA REMOCIÓN [MIC] (%) CON LA CONCENTRACIONES DE CLORO ACTIVO APLICADA, PARA AMBOS PH Y TIEMPO DE CONTACTO = 30 MINUTOS .....	105
FIGURA 42: VARIACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE CLORO LIBRE EN FUNCIÓN DEL TIEMPO .....	110
FIGURA 43: LN[CLORO LIBRE] VS. TIEMPO PARA CALCULAR EL VALOR DE K. ....	111
FIGURA 44: ENSAYO DE ADSORCIÓN CON CAP, COAGULACIÓN CON DOSIS ÓPTIMA DE PAC IGUAL A 30 MG/L .....	118
FIGURA 45: ENSAYO DE ADSORCIÓN CON CAP, COAGULACIÓN CON DOSIS ÓPTIMA DE SULFATO DE ALUMINIO IGUAL A 30 MG/L. ....	119
FIGURA 46: COMPARACIÓN ENTRE LA REMOCIÓN PORCENTUAL PARA LOS ENSAYOS DE ADSORCIÓN SOBRE MICROCYSTINAS EN AGUA DESTILADA Y DE ADSORCIÓN SOBRE MICROCYSTINAS EN AGUA NATURAL DE RÍO URUGUAY .....	122
FIGURA 47: BRAZO LAGO SALTO GRANDE CON VISIBLE DESARROLLO DE CIANOBACTERIAS .....	127
FIGURA 48: AGUA NATURAL DE RÍO URUGUAY ADICIONADA CON CÉLULAS DE CIANOBACTERIAS .....	129
FIGURA 49: ENSAYO 1 COAGULACIÓN CON PAC, DOSIS ADICIONADAS .....	129
FIGURA 50: ETAPA MEZCLA RÁPIDA ENSAYO JAR TEST .....	130
FIGURA 51: ETAPA DE SEDIMENTACIÓN, SE OBSERVAN FLOCS FORMADOS DURANTE EL ENSAYO JAR TEST .....	130
FIGURA 52: ETAPA DE SEDIMENTACIÓN EN ENSAYO JAR TEST.....	131
FIGURA 53: ENSAYO 2 - COAGULACIÓN CON SULFATO DE ALUMINIO, DOSIS ADICIONADAS.....	131
FIGURA 54: ENSAYO 3 - COAGULACIÓN CON PAC + COADYUVANTE DE FLOCULACIÓN, DOSIS ADICIONADAS .....	132
FIGURA 55: COAGULACIÓN CON SULFATO DE ALUMINIO + COADYUVANTE DE FLOCULACIÓN, DOSIS ADICIONADAS .....	132
FIGURA 56: FILTRO PILOTO, A LA DERECHA FILTRO DE ARENA (FA) Y A LA IZQUIERDA FILTRO ARENA Y ANTRACITA (FB) .....	134
FIGURA 57: ENSAYO DE FILTRACIÓN CON DOSIS ÓPTIMA DE ENSAYO 1 .....	135
FIGURA 58: ENSAYO DE FILTRACIÓN CON DOSIS ÓPTIMA ENSAYO 2 .....	136
FIGURA 59: ENSAYO DE FILTRACIÓN CON LA DOSIS ÓPTIMA DEL ENSAYO 3 .....	137
FIGURA 60: ENSAYO DE FILTRACIÓN CON LA DOSIS ÓPTIMA DEL ENSAYO 4 .....	138
FIGURA 61: TURBIDÍMETRO HACH 2100 AN .....	139
FIGURA 62: FITOPLANCTON RETENIDO, LUEGO DE FILTRAR UN VOLUMEN DE AGUA.....	140
FIGURA 63: MICROSCOPIO INVERTIDO MOTIC AE31 .....	141
FIGURA 64: CÁMARAS DE SEDIMENTACIÓN.....	141
FIGURA 65: ENSAYO 1, VARIACIÓN DEL RECUENTO DE CÉLULAS Y TURBIEDAD EN FUNCIÓN DE LA DOSIS DE PAC .....	145
FIGURA 66: ENSAYO 1, REMOCIÓN DE CÉLULAS DE CIANOBACTERIAS, EXPRESADA EN UNIDADES LOGARÍTMICAS, EN FUNCIÓN DE LA DOSIS DE COAGULANTE (PAC) .....	146
FIGURA 67: ENSAYO 2, VARIACIÓN DEL RECUENTO DE CÉLULAS Y TURBIEDAD EN FUNCIÓN DE LA DOSIS DE SULFATO DE ALUMINIO.....	148
FIGURA 68: ENSAYO 2, REMOCIÓN DE CÉLULAS DE CIANOBACTERIAS, EXPRESADA EN UNIDADES LOGARÍTMICAS, EN FUNCIÓN DE LA DOSIS DE COAGULANTE (SULFATO DE ALUMINIO) .....	149
FIGURA 69: VARIACIÓN DEL RECUENTO DE CÉLULAS Y TURBIEDAD, PARA EL AGUA NATURAL, EN EL PERÍODO DE ESTUDIO.....	154
FIGURA 70: VARIACIÓN DEL RECUENTO DE CÉLULAS Y TURBIEDAD, PARA EL AGUA SEDIMENTADA, EN EL PERÍODO DE ESTUDIO.....	155
FIGURA 71: VARIACIÓN DEL RECUENTO DE CÉLULAS Y TURBIEDAD, PARA EL AGUA FILTRADA, EN EL PERÍODO DE ESTUDIO .....	156
FIGURA 72: VARIACIÓN DEL RECUENTO DE CÉLULAS EN PLANTA POTABILIZADORA.....	157
<b>FIGURA 73: VARIACIÓN DE LA TURBIEDAD EN PLANTA POTABILIZADORA .....</b>	<b>158</b>
<b>FIGURA 74: CÉLULAS DE CIANOBACTERIAS RETENIDAS EN LA ESTRUCTURA DEL FLOC.....</b>	<b>159</b>
<b>FIGURA 75: CÉLULAS DE CIANOBACTERIAS RETENIDAS EN LA ESTRUCTURA DEL FLOC.....</b>	<b>160</b>
FIGURA 76: DESARROLLO Y APLICACIÓN DE UN PSA .....	173

<i>FIGURA 77: SISTEMA COMPLETO DE ABASTECIMIENTO DE AGUA .....</i>	<i>178</i>
<i>FIGURA 78: ESQUEMA DEL TRATAMIENTO DE AGUA REALIZADO EN PLANTA POTABILIZADORA .....</i>	<i>178</i>
<i>FIGURA 79: MÉTODO SEMICUANTITATIVO BASADO EN LA MATRIZ DE RIESGO (DEERE Y COL., 2001).....</i>	<i>183</i>
<i>FIGURA 80: ÁRBOL DE DECISIÓN, ADAPTADO DE CHORUS Y BARTRAM, ESTABLECE LAS MEDIDAS DE CONTROL DE ACUERDO A LA MAGNITUD DE LA FLORACIÓN DE CIANOBACTERIAS .....</i>	<i>205</i>

## ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1: CARACTERÍSTICAS MORFOMÉTRICAS DEL EMBALSE SALTO GRANDE.....	17
<b>TABLA 2: METABOLITOS TÓXICOS SINTETIZADOS POR DIVERSOS GÉNEROS DE CYANOBACTERIAS Y ÓRGANO BLANCO EN MAMÍFEROS. (GIANNUZZI Y COL., 2011) ADAPTADO DE (WHO Y COL., 1999) .....</b>	<b>23</b>
TABLA 3: USOS RELEVANTES DE MEMBRANAS EN TRATAMIENTO DE AGUA. ADAPTADO DE (DI BERNARDO Y COL., 2010).....	40
TABLA 4: TECNOLOGÍAS DE OXIDACIÓN MÁS COMUNES Y SU ACCIÓN SOBRE MICROCYSTINAS. ADAPTADO DE (US EPA OFFICE OF WATER, 2016) .....	45
TABLA 5: DIMENSIONES CANALETA PARSHALL MÓDULO A .....	58
TABLA 6: PROPIEDADES FÍSICAS DEL AGUA A 21°C .....	58
TABLA 7: PROCEDIMIENTO DE CÁLCULO PARA G Y T, MÓDULO A .....	58
TABLA 8: CONFORMACIÓN MANTO FILTRANTE MÓDULO A.....	65
TABLA 9: DIMENSIONES CANALETA PARSHALL MÓDULO B .....	68
TABLA 10: PROCEDIMIENTO DE CÁLCULO PARA G Y T, MÓDULO B .....	69
TABLA 11: CONFORMACIÓN MANTO FILTRANTE MÓDULO B.....	77
TABLA 12: ESPECIFICACIONES CARBÓN ACTIVADO EN POLVO .....	90
TABLA 13: RESULTADOS OBTENIDOS DEL ENSAYO EN AGUA DESTILADA ADICIONADA CON MICROCYSTINAS.....	96
TABLA 14: FACTORES Y NIVELES APLICADOS A LA VARIABLE RESPUESTA. ....	97
TABLA 15: REMOCIÓN DE MICROCYSTINAS: TABLA DE MEDIAS POR MÍNIMOS CUADRADOS CON INTERVALO DE CONFIANZA DEL 95% SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE CLORO ACTIVO Y EL TIEMPO DE CONTACTO PARA PH = 6,13. ....	98
TABLA 16: REMOCIÓN DE MICROCYSTINAS: TABLA DE MEDIAS POR MÍNIMOS CUADRADOS CON INTERVALO DE CONFIANZA DEL 95% SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE CLORO ACTIVO Y EL TIEMPO DE CONTACTO PARA PH = 8,04. ....	99
TABLA 17: EXPOSICIÓN (CT) AL TRATAMIENTO DE CLORACIÓN .....	101
TABLA 18: REMOCIÓN DE MICROCYSTINAS: TABLA DE MEDIAS POR MÍNIMOS CUADRADOS CON INTERVALO DE CONFIANZA DEL 95% SEGÚN EL PH Y LA CONCENTRACIÓN DE CLORO ACTIVO APLICADA PARA TIEMPO DE CONTACTO = 20 MINUTOS. ....	103
TABLA 19: REMOCIÓN DE MICROCYSTINAS: TABLA DE MEDIAS POR MÍNIMOS CUADRADOS CON INTERVALO DE CONFIANZA DEL 95% SEGÚN EL PH Y LA CONCENTRACIÓN DE CLORO ACTIVO APLICADA PARA TIEMPO DE CONTACTO = 30 MINUTOS. ....	104
TABLA 20: REMOCIÓN DE MICROCYSTINAS (VALORES MEDIOS Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR) SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE CAP APLICADA .....	108
TABLA 21: DETERMINACIÓN DE CLORO TOTAL Y CLORO LIBRE AL COMIENZO Y FINAL DE REACCIÓN, PARA 30 Y 40 MINUTOS, VALORES MEDIOS Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR. ....	109
TABLA 22: LN [CLORO LIBRE] PARA CADA TIEMPO.....	111
TABLA 23: CÁLCULO DE CT PARA CADA TIEMPO DE EXPOSICIÓN .....	111
TABLA 24: DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE MICROCYSTINAS AL COMIENZO Y FINAL DE REACCIÓN, PARA CADA EXPOSICIÓN CT .....	112
TABLA 25: TRIHALOMETANOS A LOS 40 MINUTOS DE APLICAR CLORO .....	112
TABLA 26: CONCENTRACIÓN FINAL DE MICROCYSTINAS LUEGO DE CADA ENSAYO, SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE PERMANGANATO DE POTASIO APLICADA Y EL PH.....	114
TABLA 27: CONCENTRACIÓN DE MN++ LUEGO DE LOS TRATAMIENTOS DE OXIDACIÓN CON PERMANGANATO DE POTASIO PROPUESTOS .....	114
TABLA 28: CONCENTRACIÓN DE MICROCYSTINAS LUEGO DE APLICAR LOS TRATAMIENTOS DE OXIDACIÓN CON PERMANGANATO DE POTASIO. TIEMPO DE CONTACTO 30 MINUTOS. ....	115
TABLA 29: VALOR MEDIO Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR PARA CONCENTRACIÓN DE MICROCYSTINAS Y TURBIEDAD, ENSAYO DE ADSORCIÓN CON CAP COAGULANTE POLICLORURO DE ALUMINIO. ....	117
TABLA 30: VALOR MEDIO Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR PARA CONCENTRACIÓN DE MICROCYSTINAS Y TURBIEDAD, ENSAYO DE ADSORCIÓN CON CAP COAGULANTE SULFATO DE ALUMINIO.....	118

TABLA 31: REMOCIÓN PORCENTUAL MICROCYSTINAS Y TURBIEDAD, ENSAYO ADSORCIÓN CON CAP, COAGULACIÓN CON PAC. CONCENTRACIÓN INICIAL MICROCYSTINAS = 14,04 µg/L, TURBIEDAD INICIAL = 26,60 NTU. ....	120
TABLA 32: REMOCIÓN PORCENTUAL MICROCYSTINAS Y TURBIEDAD, ENSAYO ADSORCIÓN CON CAP, COAGULACIÓN CON SULFATO DE ALUMINIO. CONCENTRACIÓN INICIAL MICROCYSTINAS = 14,04 µg/L, TURBIEDAD INICIAL = 26,60 NTU. ....	120
TABLA 33: ESPECIFICACIONES PARA EL POLICLORURO DE ALUMINIO.....	141
TABLA 34: ESPECIFICACIONES TÉCNICAS PARA EL SULFATO DE ALUMINIO .....	143
TABLA 35: RESULTADOS ENSAYO 1 CON FILTRACIÓN.....	147
TABLA 36: RESULTADOS ENSAYO 2 CON FILTRACIÓN .....	150
TABLA 37: RESULTADOS ENSAYO 3, COAGULANTE PRIMARIO UTILIZADO POLICLORURO DE ALUMINIO MÁS POLIELECTROLITO COMO COADYUVANTE DE FLOCULACIÓN .....	150
TABLA 38: RESULTADOS ENSAYO 4, COAGULANTE PRIMARIO UTILIZADO SULFATO DE ALUMINIO MÁS POLIELECTROLITO COMO COADYUVANTE DE FLOCULACIÓN. ....	151
TABLA 39: RESUMEN REMOCIÓN TOTAL, N° CÉLULAS Y TURBIEDAD, PARA LOS DISTINTOS ENSAYOS APLICADOS (SIN FILTRACIÓN) .	152
TABLA 40: RESUMEN REMOCIÓN TOTAL, N° CÉLULAS Y TURBIEDAD, PARA LOS DISTINTOS ENSAYOS APLICADOS (CON FILTRACIÓN)	153
TABLA 41: RESUMEN REMOCIÓN PORCENTUAL A ESCALA DE LABORATORIO Y EN PLANTA POTABILIZADORA .....	161
TABLA 42: COMPARACIÓN ENTRE DISTINTAS REGULACIONES, DE CALIDAD DE AGUA POTABLE, PARA LOS PARÁMETROS TURBIEDAD Y RECUENTO DE FITOPLANCTON. ....	162
TABLA 43: EVENTOS PELIGROSOS, ASOCIADOS AL PELIGRO CIANOBACTERIAS Y SUS METABOLITOS, QUE AFECTAN LA FUENTE DE CAPITACIÓN .....	180
TABLA 44: EVENTOS PELIGROSOS, ASOCIADOS AL PELIGRO CIANOBACTERIAS Y SUS METABOLITOS, QUE AFECTAN A LA ETAPA DE TRATAMIENTO .....	181
TABLA 45: EVENTOS PELIGROSOS, ASOCIADOS AL PELIGRO CIANOBACTERIAS Y SUS METABOLITOS, QUE AFECTAN A LA ETAPA DE DISTRIBUCIÓN.....	182
TABLA 46: EVENTOS PELIGROSOS, ASOCIADOS AL PELIGRO CIANOBACTERIAS Y SUS METABOLITOS, QUE AFECTAN LOS PUNTOS DE CONSUMO. ....	182
TABLA 47: RESULTADO DE LA EVALUACIÓN DE PELIGROS Y LA EVALUACIÓN DE RIESGOS USANDO MÉTODO SEMI CUANTITATIVO ...	185
TABLA 48: MEDIDAS DE CONTROL PARA LAS DISTINTAS ETAPAS DEL SISTEMA DE ABASTECIMIENTO. ....	189
TABLA 49: CLASIFICACIÓN Y REEVALUACIÓN DEL RIESGO.....	193
TABLA 50: MEDIDA DE CONTROL Y PLAN DE MEJORA ESPECÍFICO.....	199
TABLA 51: PROGRAMA DE MONITOREO EN FUNCIÓN DE LA MAGNITUD DE LA FLORACIÓN DE CIANOBACTERIAS.....	203
TABLA 52: ANÁLISIS DE LA VARIANZA PARA % REMOCIÓN MICROCYSTINAS - SUMA DE CUADRADOS TIPO III .....	210
TABLA 53: A. TABLA DE MEDIAS POR MÍNIMOS CUADRADOS PARA %R MIC CON INTERVALOS DE CONFIANZA DEL 95,0%.....	210
TABLA 54: PRUEBA T PARA MEDIAS DE DOS MUESTRAS EMPAREJADAS (PH 6,0 Y 8,5), CONCENTRACIÓN DE PERMANGANATO DE POTASIO APLICADA 1 MG/L .....	211
TABLA 55: PRUEBA T PARA MEDIAS DE DOS MUESTRAS EMPAREJADAS (PH 6,0 Y 8,5), CONCENTRACIÓN DE PERMANGANATO DE POTASIO APLICADA 1,5 MG/L .....	212

# **CAPITULO 1**

## **INTRODUCCIÓN**

## **1. CAPÍTULO 1**

### **1.1. INTRODUCCIÓN**

#### **A. LA CIUDAD DE CONCORDIA**

La ciudad San Antonio de Padua de la Concordia, conocida como Concordia, es el municipio cabecera del departamento Concordia, en la provincia de Entre Ríos. Está situada sobre la margen derecha del Río Uruguay.

Por su población, ocupa el segundo lugar entre las ciudades de la provincia, detrás de Paraná y es la de mayor población en la cuenca del río Uruguay.

Está ubicada aproximadamente a 430 km al norte de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, frente a la ciudad de Salto (República Oriental del Uruguay), de la cual está separada por el río Uruguay.

#### **B. EL EMBALSE DE LA REPRESA DE SALTO GRANDE**

El embalse de Salto Grande es un ecosistema artificial creado para la producción hidroeléctrica (De León y Chalar, 2003). Comprende una obra de represamiento del río Uruguay de carácter binacional Argentino-Uruguayo, ubicado a 15 km al norte de las ciudades de Salto (Uruguay) y Concordia (Provincia de Entre Ríos, Argentina) *Figura 1*. Las obras se iniciaron en 1973 y entró en operación en 1979 y genera 1890 MW mediante 14 turbinas. Si bien la producción de energía es su objetivo preponderante, las prioridades establecidas incorporan en primer lugar el uso del agua para fines domésticos y sanitarios, navegación y riego.

El embalse, de tipo río, tiene forma dendrítica y está ubicado entre los paralelos 29°43' y 31°12' sur y los meridianos 57° 06' y 57° 55' oeste. Es considerado un sistema cálido tropical (Salas y Martino, 1990), por su temperatura media anual mayor a 15 °C y su temperatura mínima superior a 10 °C.



**Figura 1: Ubicación geográfica del embalse de la represa de Salto Grande**

Las características morfométricas del Embalse de Salto Grande se detallan en la *Tabla 1*, (De León y Chalar, 2003). El río Uruguay es el principal tributario. El mismo nace aproximadamente a 60 km del Océano Atlántico en la Serra do Mar (Santa Catarina - Brasil) y recorre 2.200 km, desde sus nacientes en Brasil en la confluencia de los ríos Pelotas y do Peixe, hasta su desembocadura en el Río de la Plata. Su lecho es principalmente de roca basáltica, siendo el margen uruguayo más elevado que el argentino. El régimen hidrológico del río presenta sus mayores caudales durante el invierno y los menores en verano. El caudal medio en 72 años de registro fue de 4643 m<sup>3</sup>/s con mínimos y máximos de 92 y 36.100 m<sup>3</sup>/s respectivamente (CTM, 1982).

La cuenca del río Uruguay abarca un área de 385.000 km<sup>2</sup>, 45% de los cuales se encuentra en territorio brasileño, 43% en Argentina y 12% en Uruguay (Chalar, 2006). Mientras que la cuenca del embalse es de 224.000 km<sup>2</sup> y posee una población total de aproximadamente 4.800.000 personas (distribuidas en Brasil: 3.904.000, en Argentina: 796.000 y en Uruguay: 100.000 personas) (Chalar, 2006).

Las precipitaciones anuales en la cuenca tributaria varían entre 1000 y 2000 mm. En la cuenca del embalse se registra un promedio anual de 1260 mm. Las temperaturas medias anuales son de 19 °C y los vientos predominantes son del NE y SO con promedios anuales de 7 y 14 km/h respectivamente (De León y Chalar, 2003).

**Tabla 1: Características morfométricas del Embalse Salto Grande**

Superficie	780 km <sup>2</sup>
Volumen	5109 x 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
Profundidad media	6,4 m
Profundidad máxima	35 m
Ancho medio	5,4 km
Ancho máximo	9,0 km
Longitud	100 km
Desarrollo línea de costa	11,9
Perímetro	1190 km
Tiempo de residencia promedio	11,3 días

### **C. ESTADO DE SITUACIÓN**

Las actividades humanas utilizan los recursos hídricos de muchas maneras: para abastecimiento público, uso industrial, riego, navegación, recreación, etc. Estas actividades generan impactos y deterioro sobre la calidad de las reservas de aguas dulces superficiales, principal fuente de suministro de agua potable en la región.

Una de las consecuencias de la acción antrópico en los ecosistemas acuáticos es la aceleración de los procesos de eutrofización, causados por el enriquecimiento artificial en nutrientes, principalmente compuestos nitrogenados y fosfatados provenientes de las aguas residuales domésticas e industriales y escorrentías de actividades agrícolas y ganaderas. La intensificación de cultivos mono específicos, la necesidad de aumentar los rendimientos agrícolas con el uso (muchas veces excesivo) de fertilizantes, y el aumento de las poblaciones están generando impactos sobre las reservas de agua dulce en todo el mundo. Estas condiciones también se están produciendo en la cuenca del río Uruguay al cual se vierten las

aguas residuales domésticas y agroindustriales prácticamente sin tratamiento previo.

Dentro de las actividades más importantes de la cuenca inmediata, principalmente en la Provincia de Entre Ríos, se destaca el cultivo de citrus; en particular las tierras que bordean el arroyo Gualeguaycito se utilizan para estas actividades; provocando posiblemente un ingreso continuo de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo. Otras actividades como la avicultura, la ganadería vacuna, la forestación y el cultivo de arroz, provocarían también un ingreso de nutrientes. En el margen uruguayo, la ganadería extensiva ocupa el 84% de las superficies agropecuarias y le sigue en importancia la producción agrícola 9% (De León, 2000).

Según Chalar (Chalar y col., 1993) el embalse Salto Grande se clasifica como eutrófico de acuerdo a su concentración media anual de fósforo total (entre 30 – 100 µg/l) (Giannuzzi y col., 2009), al igual que en ciertos veranos por su concentración de clorofila-a y abundancia de fitoplancton.

La degradación causada por la eutrofización de los cuerpos de agua puede comprometer o invalidar el uso de agua tanto para abastecimiento público como para otras actividades humanas (Di Bernardo et al, 2010).

En los brazos de este embalse han sido reportadas intensas floraciones de *Microcystis aeruginosa* (Quirós y Luchini, 1982).

La planta potabilizadora de la ciudad de Concordia se encuentra 12,5 km aguas abajo del embalse Salto Grande y se desconoce la incidencia que pueden tener las floraciones de cianobacterias, que allí ocurren, sobre la calidad del agua de abastecimiento a la ciudad de Concordia. Es por ello que es necesario realizar estudios para poder diseñar planes de contingencia, en caso que se produzcan floraciones en la toma de agua de la planta potabilizadora.

## **1.2. LAS CIANOBACTERIAS**

### **A. CARACTERÍSTICAS GENERALES**

Las *Cyanobacterias*, *Cyanophytas*, *Cyanoprokaryotas* o comúnmente algas verde-azules son organismos primitivos que tienen una larga historia evolutiva, porque se adaptan a medios de crecimiento muy diversos. Se estima que su origen se extiende a 3500 millones de años atrás, en el Precámbrico temprano, siendo probablemente los primeros productores de materia orgánica y dada su actividad fotosintética con liberación de oxígeno, se las considera responsables de haber dado origen a la atmósfera oxidante que hoy conocemos (Carmichael, 1994).

Las cianobacterias son microorganismos aeróbicos fotoautótrofos pertenecientes al fitoplancton; requieren agua, dióxido de carbono, sustancias inorgánicas y luz para

su metabolismo. La fotosíntesis es su principal modo de obtención de energía, como las algas y organismos superiores, pero su organización celular demuestra que son organismos procariotas por lo tanto similares bioquímicamente y estructuralmente a las bacterias.

En contraste con las microalgas eucariotas, las cianobacterias no poseen organelos citoplasmáticos ni núcleo; están rodeadas de una pared compuesta por peptidoglucanos (Mur y col., 1999).

Son organismos móviles, Gram-negativos, aunque poseen una capa de peptidoglucanos más gruesa y componentes no comunes en dicho grupo.

Los pigmentos fotosintéticos están integrados en sistemas de membrana internos que se encuentran libres en el citoplasma cerca de la periferia celular. El verde de la clorofila a es enmascarado por los carotenoides y pigmentos accesorios (ficocianinas, ficoeritrina). Todas las cianobacterias contienen clorofila a y ficocianina.

Las cianobacterias muestran una amplia diversidad morfológica, pueden ser unicelulares (*Chroococcus*) o filamentosas, éstas últimas en ocasiones presentan ramificaciones (*Anabaena*). Pueden presentarse aisladas o agrupadas en colonias (*Schizothrix*), cuando las colonias se agrupan pueden observarse como manchas o puntos cafés en rocas sumergidas. La estructura colonial se mantiene por un exopolisacárido que se aprecia como un mucílago o una vaina firme. Otra de las estructuras presentes en las cianobacterias son las vacuolas de gas que les ayudan a la flotación y que se encuentran en especies de muy diferentes géneros (*Anabaena*) (Komárek, 2003) (Komárek y col., 2003).

Entre los factores que hacen que las cianobacterias predominen sobre otros grupos fitoplanctónicos (microalgas), es su capacidad de asimilar nutrientes (N e P) del medio. Presentan gran potencial biótico y tolerancia, en condiciones que en su mayoría son adversas a otros organismos por lo cual se las califica de “oportunistas”.

Otra característica fisiológica que provee a las cianobacterias su alta competitividad en ecosistemas acuáticos es su habilidad para migrar verticalmente en la columna de agua. Esto es posible porque poseen vesículas llenas de gas, dentro de las vacuolas intracelulares. El mecanismo de regulación de la flotación y migración vertical es complejo, y resulta de la combinación de una respuesta a corto plazo a la intensidad luminosa y una respuesta a largo plazo que involucra la disponibilidad de nutrientes; la acumulación/pérdida de carbohidratos vía fotosíntesis/respiración, cuando se acumulan carbohidratos aumenta la densidad de las células y las éstas se hunden.

La comunidad fitoplanctónica (formada por las especies de microalgas y cianobacterias que son base de la cadena trófica) responde rápidamente a los cambios en el ecosistema, y ante el aumento de los indicadores de eutrofización se observa una reducción de la biodiversidad de las especies, con un aumento considerable de la biomasa de pocas especies aptas para crecer en estas condiciones: diversas especies de fitoplancton pertenecientes a las Clases *Bacillariophyceae* (diatomeas), *Chlorophyceae* (algas verdes), *Dinophyceae* (dinoflagelados), *Chrysophyceae*, *Cryptophyceae* o *Cyanophyceae* (cianobacterias).

## **B. FLORACIONES DE CIANOBACTERIAS**

Bajo ciertas circunstancias, las cianobacterias crecen en forma exponencial aumentando su biomasa en valores significativos con respecto a la concentración original. Cuando este tipo de proliferaciones son protagonizadas por una o pocas especies, el fenómeno recibe el nombre de “floración algal” (algal bloom) (Chorus y Bartram, 1999).

Los “**blooms**” o **floraciones** son un crecimiento explosivo de cianobacterias que ocurre cuando la luz, temperatura y nutrientes favorecen unas especies, resultando densidades celulares de más de 5000 células por mililitro (Yoo y col., 1995b).

Las condiciones ambientales más importantes que favorecen el establecimiento y la proliferación de floraciones de cianobacterias son las altas concentraciones de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo), temperaturas elevadas, intensidad lumínica, características hídricas del cuerpo de agua (baja turbulencia, ausencia de vientos y la estratificación del cuerpo de agua) (WHO y col., 1999) (Giannuzzi y col., 2011).

Algunas especies (*Microcystis spp*, *Anabaena spp*, *Aphanizomenon spp*) desarrollan floraciones fácilmente visibles debido a que las células se acumulan en la superficie de la columna de agua, formando una capa densa de algunos centímetros de espesor y de un color verde flúor característico. Estas especies ascienden a la superficie en un lapso de minutos a horas cuando la columna de agua se estabiliza.

Los sistemas acuáticos con **altos tiempos de residencia** del agua favorecen el desarrollo de floraciones. Esta causa tiene relación directa con la estratificación de la columna de agua, el incremento en la tasa de sedimentación de las partículas, el aumento de la transparencia y la acumulación de las cianobacterias en la superficie. En algunos sistemas, los altos tiempos de residencia determinan la anoxia (ausencia de oxígeno) de los niveles más profundos y con ello la liberación de compuestos químicos reducidos desde el sedimento, constituyendo un

incremento de la carga interna de nutrientes al sistema. Los cuerpos de agua con bajo tiempo de residencia (< 10 días), como los sistemas fluviales (ríos), o los embalses con tasas de renovación altas, impiden el establecimiento de las condiciones ambientales favorables al crecimiento de las cianobacterias.

Las cianobacterias tienen tasas de crecimiento lentas comparadas con otras especies del fitoplancton, por lo cual necesitan elevados tiempos de retención de los cuerpos de agua para formar florecimientos. Turbulencias y elevadas velocidades de flujo de agua son desfavorables para su crecimiento, ya que interfieren con su habilidad para mantenerse a una profundidad óptima en la columna de agua. Además la **turbulencia** determina una disminución de la transparencia del agua al ocasionar la mezcla de la columna de agua, impide la acumulación de las cianobacterias en la superficie y favorece la re suspensión de los nutrientes, provocando una disminución de la tasa de fotosíntesis y por lo tanto de la biomasa de algas.

Factores adicionales como la disminución en la concentración de carbono inorgánico disuelto en el agua con el consiguiente incremento del pH, favorece el desarrollo de floraciones. Este incremento del pH puede estar dado por las características naturales del sistema (aguas duras) o por los efectos del crecimiento de la comunidad fitoplanctónica. La incorporación de carbono (C), que las algas toman como dióxido de carbono disuelto en el agua mediante la fotosíntesis, determina un cambio en la concentración de iones debido a la disminución del carbono disponible, un aumento del pH y una limitación para el crecimiento de muchas especies de algas, excepto las cianobacterias.

### **C. IMPACTO DE LAS FLORACIONES**

El grupo de cianobacterias está representado por cerca de 150 géneros, con más de 2000 especies identificadas. De este número cerca de 25 géneros con más de 40 especies son descritos como productores de cianotoxinas nocivas para el hombre y animales (Di Bernardo y col., 2010).

Las floraciones de cianobacterias representan un problema ecológico, sanitario y económico que se ha incrementado en los últimos años a nivel mundial; producen aumento del costo de tratamiento de agua potable, riesgos para la salud pública por exposición directa o prolongada a productos del metabolismo de estas algas: las cianotoxinas.

Las floraciones algales, en general, resultan de alto riesgo para los seres humanos vía aguas recreacionales o agua de consumo dada la potencial producción y liberación de compuestos tóxicos de diversa naturaleza química que reciben el nombre general de cianotoxinas. Las mismas se clasifican por su efecto sobre la

biota en **hepatototoxinas**, como las *microcystinas*, *nodularina* y *cylindrospermopsina*; **neurotoxinas**, como *saxitoxinas* y *anatoxinas*, y **dermatotoxinas** como *lipopolisacaridos* (WHO y col., 1999).

El incremento en la biomasa además de ocasionar problemas estéticos (como la presencia de espumas, olores desagradables, esteras flotantes de plantas macrófitas) (Giannuzzi y col., 2011) y riesgos para la salud (por la producción de toxinas), también altera el sabor del agua por procesos de descomposición de los florecimientos acuáticos, que generan condiciones anóxicas, y porque algunas cianobacterias pueden producir compuestos que imparten olores y sabores al agua: geosmina y 2-metil isoborneol (o 2-MIB), que son detectables en forma sensorial en concentraciones menores de 10 ng/l. Los géneros que producen estas sustancias son *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Schizothrix* y *Symploca* (Perrson 1983, citado en (WHO y col., 1999)). Además, todos estos géneros han desarrollado blooms tóxicos (excepto *Symploca*), por lo tanto se puede considerar como indicador de riesgo de producción de cianotoxinas, la presencia de estos compuestos, aunque no existe evidencia de la relación bioquímica entre estos compuestos y producción de toxinas (WHO y col., 1999).

#### **D. CIANOTOXINAS**

Las cianotoxinas son un grupo química y toxicológicamente diverso de toxinas naturales. A pesar de su origen acuático, la mayor parte de las cianotoxinas que se han identificado hasta la fecha parecen ser más peligrosas para los mamíferos terrestres que para la biota acuática.

Los mecanismos de toxicidad cianobacterial descritos y entendidos actualmente son muy diversos y se extienden desde efectos hepatotóxicos, neurotóxico y dermatotóxicos a la inhibición general de la síntesis de proteínas descrito por Andrinolo y Sedán en (Giannuzzi y col., 2011).

Las cianotoxinas son sintetizadas intracelularmente por las cianobacterias bajo determinadas condiciones de crecimiento, se encuentran predominantemente en el interior de las células viables de las cianobacterias tóxicas (toxinas intracelulares). En condiciones normales una pequeña proporción de estas toxinas es liberada por las células al agua (toxinas extracelulares). Cuando ocurre la lisis celular, ya sea por el decaimiento natural o por la rotura de las células bajo el efecto de agentes químicos como el sulfato de cobre u oxidantes, la toxina intracelular es liberada al agua (Yoo y col., 1995b).

No se pueden distinguir las cianobacterias productoras de toxinas de las no tóxicas por observación microscópica; se requieren sofisticados test para establecer si un bloom contiene o no especies tóxicas. Sin embargo, científicos de todo el mundo

están alertando acerca de que las floraciones son cada vez más tóxicas. Se estima que más del 50 % de las floraciones de cianobacterias de aguas continentales, registradas o no, son tóxicas (Laurén-Määttä y col., 1997).

Las condiciones ambientales que conducen a la producción de toxinas no se encuentran totalmente estudiadas aún, pero se cree que la deficiencia en Fe<sup>++</sup> regula la producción de microcystina, ya que se ha notado que cuando las cianobacterias experimentan estrés de hierro, parecen compensar este efecto de pérdida con la síntesis de nuevos polipéptidos (Lukac y Aegerter, 1993).

**Tabla 2: Metabolitos tóxicos sintetizados por diversos géneros de cianobacterias y órgano blanco en mamíferos. (Giannuzzi y col., 2011) adaptado de (WHO y col., 1999)**

Grupo de toxinas	Principal órgano blanco en mamíferos	Géneros de cianobacterias productoras de toxinas
<b>Péptidos cíclicos</b>		
<b>Microcystinas</b>	Hígado	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> ( <i>Oscillatoria</i> ), <i>Nostoc</i> , <i>Hapalosiphon</i> , <i>Anabaenopsis</i>
<b>Nodularinas</b>	Hígado	<i>Nodularia</i>
<b>Alcaloides</b>		
<b>Anatoxina-a</b>	Sinapsis colinérgicas	<i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> ( <i>Oscillatoria</i> ), <i>Aphanizomenon</i>
<b>Anatoxina-a(S)</b>	Sinapsis colinérgicas	<i>Anabaena</i>
<b>Aplysiatoxina</b>	Piel	<i>Lyngbya</i> , <i>Schizothrix</i> , <i>Planktothrix</i> ( <i>Oscillatoria</i> )
<b>Cylindroespermopsinas</b>	Hígado	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Aphanizomenon</i> , ( <i>Umezadia</i> )
<b>Lyngbyatoxina-a</b>	Piel, tracto gastrointestinal	<i>Lyngbya</i>
<b>Saxitoxinas</b>	Axones neuronales, inhibe la conducción del impulso nervioso	<i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Cylindrospermopsis</i>
<b>Lipopolisacáridos (LPS)</b>		
	Potencial irritante, afecta cualquier tejido expuesto	<i>Todas</i>

Las cianotoxinas son clasificadas según su estructura química: en péptidos, alcaloides y lipopolisacáridos cíclicos (LPS) (Mur y col., 1999). O según su actividad biológica (Berkman y col., 2008): en hepatotoxinas, atacan el hígado, neurotoxinas, afectan el sistema nervioso, y dermatotoxinas irritan la piel y membranas mucosas (Tabla 2).

Las toxinas generalmente se encuentran como mezclas de análogos estructurales, por ejemplo, hay cerca de 80 microcystinas (MCs) conocidas y varias decenas de saxitoxinas (STXs), entonces bajo la denominación de MCs se agrupan todas sus variantes y lo mismo ocurre con las STXs. Cada cepa de algas o florecimiento no expresa todas las variantes posibles sino unas pocas de ellas. Además existen cepas y/o florecimientos en los que coexisten grupos de toxinas diferentes por ejemplo, MCs y STXs, según describen Andrinolo y Sedán en (Giannuzzi y col., 2011).

Los efectos de las cianotoxinas pueden ser agudos o crónicos. El sector más vulnerables a las cianotoxinas son los niños, porque la relación ingesta de agua/peso corporal es más alto que en adultos.

Los efectos crónicos potenciales son de importancia crítica en el suministro de agua potable que puedan contener bajos niveles de toxinas, incluso por debajo de los límites de seguridad establecidos por la OMS, porque se desconocen que efectos pueden tener tras un largo período de exposición a las cianotoxinas, incluyen daños crónicos en el hígado y desarrollo de cáncer (Kuiper-Goodman y col., 1999).

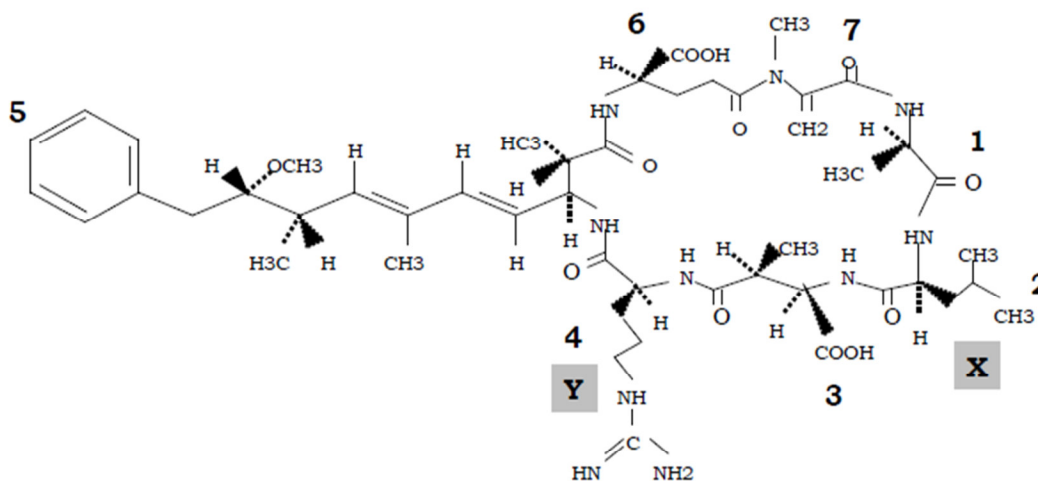
El contacto directo con cianotoxinas en aguas de recreación puede producir irritaciones en la piel y reacciones alérgicas. Se han documentado casos de este tipo por contacto directo con blooms de cianobacterias (Carmichael, 2001).

Las cianotoxinas presentan una gran estabilidad química y a la degradación microbiológica.

## **E. MICROCYSTINAS**

Las microcystinas (MCs) son toxinas de naturaleza peptídica e hidrosoluble. Son heptapéptidos cíclicos. Su estructura es la de un ciclo compuesto: (1) D-alanina, (2) aminoácido variable, (3) ácido metilaspártico (-Me-Asp), (4) aminoácido variable, (5) cadena lateral de aminoácidos específica (Adda), (6) Ácido D-Glutámico y (7) N-metildehidroalanina (Mdha). La *Figura 2* muestra la estructura química de las MCs. Como se mencionó anteriormente hay identificadas más de 80 MCs. Las variaciones más frecuentes son las que se producen por sustituciones de L-aminoácidos en las posiciones 2 (X) y 4 (Y) y por desmetilaciones de los aminoácidos en posiciones 3 y/o 7. Los L aminoácidos, Adda y D-glu libre, juegan un papel muy importante en la hepatotoxicidad. Los aminoácidos en las posiciones X e Y, se indican con un sufijo de dos letras, por ejemplo MC-LR contiene leucina (L) en posición 2 y arginina (R) en posición 4. En la posición X los L-aminoácidos más comunes son leucina (L), arginina (R) y tirosina (Y). En la posición Y, el

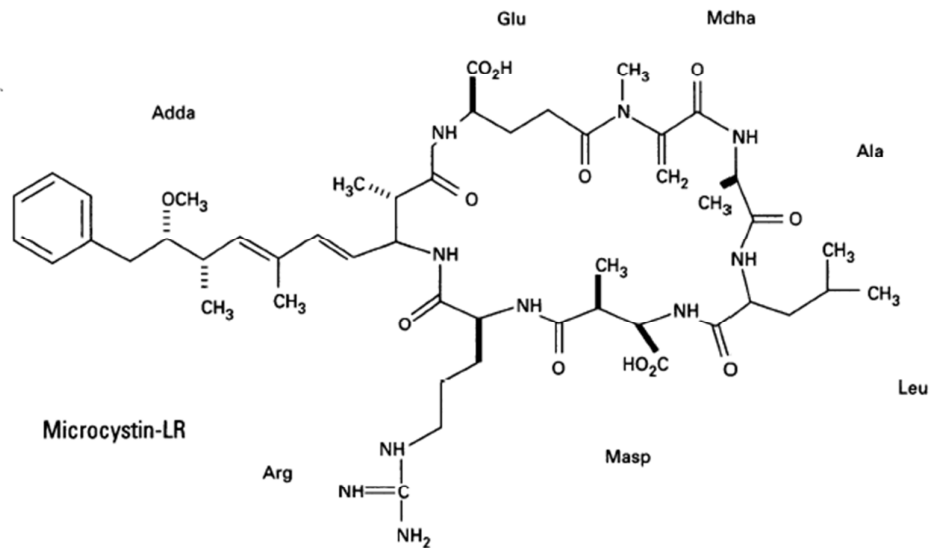
aminoácido más común es la arginina. Las especies más habituales de microcystinas son la MC-LR, MC-RR y MC-YR (Pérez, Soraci, y Tapia, 2008).



**Figura 2: Estructura química de las MCs**

Las microcystinas fueron reportadas en los géneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Planktothrix*, *Nostoc*, *Hapalosiphon* y *Anabaenopsis* (Berkman y col., 2008).

La isoforma de estas toxinas más estudiada, de mayor frecuencia y toxicidad es la microcystina LR (MC-LR) (Figura 3). Es una hepatotoxina potente, 100 veces más que el cianuro (Pizzolón, 1996); afecta principalmente a las células del hígado, provocando lisis o alterando su actividad metabólica, induciendo la formación de tumores hepáticos (Brooks y Codd, 1987) (Bumke-Vogt y col., 1996) (WHO y col., 1999) (Falconer, 1999) (Harada, 1996) (Jungmann, 1992) (Sivonen, 1996) (Utkilen y Gjörlme, 1992) (Watanabe y col., 1981).



**Figura 3: Estructura química de microcystina LR**

Debido a su estructura peptídica cíclica las microcystinas son muy estables y resistentes a la hidrólisis química y a la oxidación en pH próximos a la neutralidad. Además, las microcystinas y nodularinas mantienen su toxicidad después de tratamientos térmicos a ebullición. En condiciones naturales, al abrigo de la luz, las microcystinas pueden conservarse durante meses, incluso años. Pero se observa una degradación fotoquímica de las microcystinas expuestas a la luz solar, y la velocidad de esta reacción es aumentada por la presencia de las ficobiliproteínas (K Tsuji y col., 1993). Se han encontrado y aislado bacterias naturales en ríos y ambientes acuáticos capaces de degradarlas (Bartram y col., 1999).

El principal órgano blanco de las MCs es el hígado, por lo tanto, es considerada como una hepatotoxina, aunque puede tener efectos sobre otros órganos como riñón, pulmón e intestino.

Debido a que estas toxinas están presentes en el agua, cualquier contacto con cuerpos de agua contaminados o con productos derivados de éstos pueden generar intoxicaciones tanto agudas como crónicas, con los consecuentes daños en la salud (Andrinolo y Sedán en (Giannuzzi y col., 2011)). Por ello las principales rutas de exposición a las cianobacterias y/o sus toxinas son por contacto directo (piel, mucosas, ojos, oídos), por ingesta de agua contaminada, peces de lagos, lagunas o ríos, suplementos dietarios a base de cianobacterias no tóxicas contaminadas con cianotoxinas y por vía inhalatoria principalmente durante la realización de deportes náuticos en los cuales se generan gran cantidad de aerosoles (WHO y col., 1999).

La toxicidad de microcystina en animales de laboratorio puede presentar dosis letal en un 50% de la población expuesta ( $LD_{50}$ ), vía intraperitoneal entre 25 y 150  $\mu\text{g}/\text{kg}$

de peso corporal. Cuando la exposición, a esta misma cianotoxina, es vía oral los valores de LD<sub>50</sub> pueden oscilar entre 5000 y 10900 µg/kg de peso corporal (WHO y col., 1999).

Falconer en 1999 describió el método utilizado para calcular el valor guía para microcystina-LR (Falconer, 2005), este valor fue fijado en 1,0 µg/l para aguas de bebida y está basado en la ingesta diaria tolerable (TDI) de 40 µg/kg. Fundándose en esta información la OMS adoptó un valor guía provisional para microcystina-LR, en agua de bebida, en 1.0 µg/l. El Código Alimentario Argentino no regula la concentración máxima de microcystina admisible en agua potable. Estudios recientes han determinado que las cianotoxinas peptídicas parecen modular el sistema inmunológico a concentraciones muy bajas (0,1 µg/l), (un orden de magnitud menor que la concentración máxima recomendada por la OMS) lo que podría ser una de las causas de los efectos crónicos de dichas toxinas (Fernández del Campo, 2005).

La frecuencia, el grado y la vía de exposición determinarán el tipo de intoxicación y el daño, principalmente hepático, que se producirá.

## **F. ANTECEDENTES DE FLORACIONES TÓXICAS**

Se han registrado numerosos casos de intoxicación letal de animales por beber agua con presencia masiva de cianobacterias. El primer caso documentado de una intoxicación letal de ganado por beber agua de un lago altamente infestado con cianobacterias fue publicado el siglo pasado, y los casos reportados desde entonces incluyen ovejas, ganado vacuno, caballos, cerdos, perros, peces, roedores, anfibios, aves acuáticas, murciélagos, cebras y rinocerontes (Codd y col., 1989).

Si bien la muerte de seres humanos a causa de toxinas cianobacterianas se ha limitado a pacientes sometidos a diálisis renal (Jochimsen y col., 1998), se sabe de daños a la salud a partir de numerosos reportes esporádicos de irritaciones de la piel y/o membranas mucosas, y también a partir de casos documentados de enfermedades luego de la ingesta de agua de bebida así como a la ingestión accidental o aspiración de espuma.

En Palm Island, Australia, en el año 1979, el tratamiento con sulfato de cobre de un reservorio de agua potable que presentaba un florecimiento de *Cylindrospermopsis raciborskii* produjo la liberación de toxinas intracelulares al agua, lo cual enfermó gravemente (incluida hospitalización) a 141 personas que se abastecieron de este reservorio (Falconer, 1994).

En 1985, en EEUU, se realizaron estudios de casos sobre náuseas, vómitos, diarrea, fiebre, infecciones oculares, oído y garganta luego de la exposición a la presencia masiva de cianobacterias (Carmichael, 1994).

También se han reportado y descrito intoxicaciones que afectaron a la población por el consumo de agua contaminada con cepas tóxicas de cianobacterias en Australia, Inglaterra, China y Sudáfrica (Falconer, 1994). El caso más grave confirmado fue registrado en la ciudad de Caruaru (PE, Brasil), donde 130 pacientes renales crónicos fueron intoxicados en 1996 durante sesiones de hemodiálisis, y 60 pacientes fallecieron después de 10 meses de haberse registrado los primeros síntomas. Los análisis confirmaron la presencia de microcystinas en muestras de sangre e hígado de los pacientes intoxicados y el contenido de microcystinas y cylindrospermopsinas en el carbón activado utilizado en el sistema de purificación del agua de la clínica. Los análisis del fitoplancton del embalse que proveía de agua a la clínica indicaron un significativo predominio de especies de cianobacterias toxígenas (Carmichael, 1996) (Azevedo, 1996) (Jochimsen y col., 1998) (Falconer, 1998) (WHO y col., 1999).

En la Argentina, el primer evento documentado hace referencia a la muerte de animales en la laguna Bedetti (Santo Tomé, Santa Fe), en el año 1944. Tras la ingesta de agua en la que se estaba desarrollando una floración de una especie no determinada del género *Anabaena* (probablemente *Sphaerospermopsis (Anabaena) torques-reginae*), murieron aproximadamente 1000 patos de granja y una serie de animales silvestres. Ensayos toxicológicos realizados con agua de la laguna a patos sobrevivientes provenientes del mismo criadero confirmaron la presencia de sustancias nocivas en el medio (Giannuzzi y col., 2011).

Años más tarde, se informó una importante mortandad de peces asociada a una floración en la Laguna del Monte (Buenos Aires) en el año 1954. En esta ocasión, los análisis fitoplanctónicos confirmaron que el fenómeno había sido producido por las especies *Microcystis (Polycystis) flos-aquae*, *Dolichospermum (Anabaena) circinalis* y *D. inaequalis*, todas ellas cianobacterias tóxicas (Giannuzzi y col., 2011).

Desde entonces, y principalmente en las últimas décadas, se han registrado sucesos similares en ríos, lagos, lagunas costeras y estuarios de todo el país, evidenciándose la extensión geográfica de esta problemática. Se ha detectado un incremento tanto en el número de especies responsables como en la frecuencia e intensidad de los eventos nocivos (Giannuzzi y col., 2011).

En nuestro país, los géneros más comúnmente asociados con el desarrollo de floraciones tóxicas son *Microcystis* y *Dolichospermum (ex Anabaena)*, mientras que las cianotoxinas mayormente citadas son las microcystinas (Giannuzzi y col., 2009) (Azevedo, 2005). Recientemente se detectó la presencia de neurotoxinas (saxitoxinas: decarbamil saxitoxinas, neosaxitoxinas y 1 y 5 gonyautoxinas), en

muestras colectadas en el río Salado (Provincia del Chaco), donde los géneros predominantes fueron *Rhaphidiopsis*, *Planktothrix* y *Cylindrospermopsis* (Otaño, 2009).

## **G. DETECCIÓN DE CIANOTOXINAS**

Hay varios métodos disponibles para identificación y tamizaje, pero los métodos de identificación (HPLC seguido de espectroscopia de masas) requieren instrumentos sofisticados y formación profesional disponible en laboratorios comerciales o de investigación muy avanzados. Los test ELISA, para los cuales se disponen kits comerciales, pueden usarse para cuantificación. Actualmente están siendo desarrollados test comerciales basados en PPI (protein phosphatase inhibition).

Los métodos para la detección de microcystinas difieren, entre si, por su sensibilidad y selectividad. El método ELISA tiene mayor sensibilidad y menor selectividad que el método de detección por HPLC (cromatografía líquida de alta performance) UV o con arreglo de diodos. Esto es debido a que el método ELISA detecta el pool de microcystinas, mientras que por HPLC se puede determinar específicamente la isoforma que está presente. El bioensayo en ratones es el de menor selectividad y sensibilidad de los disponibles para detectar microcystinas.

### **1.3. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA A RESOLVER**

El fenómeno de floraciones de cianobacterias se produce en el embalse de la represa de “Salto Grande”, y fue registrado prácticamente desde que se llenó el embalse (1979) (Quirós y Luchini, 1982) (Beron, 1990). Entre setiembre de 2000 y abril de 2001 se determinó que el 100% de las muestras analizadas presentaron toxicidad (De León, 2001), con niveles de concentración de microcystina que variaron entre 200 µg/g y 2000 µg/g.

En los últimos años se han desarrollado, en el embalse de la represa de “Salto Grande”, floraciones de cianobacterias con mayor intensidad, en cuanto a su densidad y tiempo de duración. Los géneros de cianofíceas predominantes son potencialmente productores de toxinas, principalmente microcystina, por lo cual es un tema que se ha instalado en la agenda de la salud pública por su eventual efecto perjudicial sobre el uso del recurso hídrico a los fines de recreación, turismo y lo más importante, como fuente para la producción de agua potable.

La presencia de algas y cianobacterias en el agua natural de aducción a las plantas potabilizadoras puede ocasionar problemas operacionales en varias etapas de tratamiento, tales como: dificultad de coagulación y floculación, baja eficiencia de sedimentación, colmatación de filtros y aumento de la necesidad de productos para

la desinfección (Haarhoff y Cleasby, 1989) (Edzwald y Wingler, 1990) (J. Edzwald, 1993) (Kaur y col., 1994) (Brandão y col., 1996) (Di Bernardo y col., 2010).

Como consecuencia de estos problemas operacionales, se verifica generalmente una reducción de la eficiencia de los procesos de tratamiento, y surgen los problemas en el agua tratada asociados a la presencia de algas, cianobacterias y sus subproductos extracelulares, tales como olores, sabores, trihalometanos y toxinas.

La importancia de las algas y cianobacterias como potenciales precursores de trihalometanos, particularmente cuando ocurren floraciones, es enfatizada en trabajos desarrollados por Graham y colaboradores (Graham y col., 1998).

La presencia de materiales orgánicos en la red de distribución de agua, entre los que se encuentra el material orgánico intra y extra celular de las microalgas y cianobacterias puede servir de sustrato para el desarrollo de bacterias que tienen capacidad de atacar algunos tipos de materiales constituyentes de tanques de reserva y cañerías de distribución de agua (Janssens y Buekens, 1993) y también contribuye al deterioro de la calidad bacteriológica del agua (Hayes y Greene, 1984).

Si bien, en los testeos de rutina, no se ha detectado presencia de toxinas en el agua del río Uruguay, a la altura de la Planta Potabilizadora de la ciudad de Concordia, se desconoce el impacto que podría ocasionar sobre la calidad del agua del río Uruguay, si el fenómeno de florecimiento continúa incrementándose en las próximas temporadas en el lago de Salto Grande. Por lo tanto urge la necesidad de estudiar el efecto que los distintos tratamientos aplicados a la potabilización del agua tienen en la remoción de cianobacterias y cianotoxinas.

La problemática planteada en la gestión integral y segura de los recursos hídricos está rodeada de interrogantes alrededor del tema cianobacterias-cianotoxinas. En la región de Salto Grande no se han registrado estudios sistemáticos sobre la remoción eficiente de las toxinas durante los tratamientos de agua, las técnicas de detección de cianotoxinas no se han incorporado, en general, como práctica de monitoreo en la captación de agua para abastecimiento público, sumado al hecho de la poca información disponible sobre los efectos de la exposición a las cianotoxinas (ya sea por contacto directo o exposición a largo plazo), plantean la necesidad de coordinar investigaciones y desarrollar trabajos entre los actores involucrados en el tema para potenciar esfuerzos y establecer estrategias comunes.

#### ***1.4. OBJETIVOS***

##### **A. GENERALES**

- Desarrollar metodologías y comparar tecnologías para la remoción de cianobacterias y cianotoxinas, principalmente microcystinas, por tratamientos convencionales y especiales de potabilización.

## **B. ESPECÍFICOS**

- Evaluar la acción, sobre la remoción de cianobacterias, al aplicar: distintos coagulantes primarios (sulfato de aluminio y Policloruro de aluminio), combinación de coagulantes primarios y coadyuvantes de floculación.
- Evaluar la eficiencia de la filtración, a través de lechos de arena y lechos duales de arena y antracita, sobre la remoción de células de cianobacterias, luego de aplicar los coagulantes antes mencionados.
- Evaluar la acción, sobre la remoción de microcystinas, al aplicar tratamientos especiales de potabilización: carbón activado en polvo, cloro y permanganato de potasio, ambos oxidantes en distintas condiciones de pH y tiempos de contacto.
- Analizar la factibilidad de aplicar las alternativas propuestas al proceso de potabilización que se lleva a cabo en la planta potabilizadora de la ciudad de Concordia.

**CAPITULO 2**  
**ESTADO DEL CONOCIMIENTO**

## **2. CAPÍTULO 2**

### **2.1. INTRODUCCIÓN**

La gestión y control de cianobacterias y cianotoxinas en las instalaciones de potabilización y en el agua potable pueden abordarse de distintos puntos. El primer nivel donde se puede intervenir es en la prevención de la eutrofización de los cuerpos de agua, el siguiente nivel es en el manejo de reservorios y cuerpos de agua, aplicando técnicas de ingeniería para alterar las condiciones hidrofísicas, de modo de reducir el crecimiento de cianobacterias. También se puede actuar en la gestión de la captación de agua, de las plantas potabilizadoras, que incluye evitar la contaminación mediante el posicionamiento de las tomas, la selección de la profundidad de succión de las bombas, el uso de barreras para restringir el movimiento de las floraciones de cianobacterias y extracción por bancos de filtración y recarga subterránea. Este último método consiste en la extracción de agua subterránea recargada artificialmente con agua superficial y utiliza galerías de infiltración cercanas al suministro de agua superficial (río o lago). Los pozos, de donde se extrae el agua, se llenan de agua que se ha infiltrado a través de los materiales de suelo porosos intermedios y de esta manera por el proceso de filtración se remueven partículas. Otra técnica de intervención es el tratamiento químico con alguicidas. Los alguicidas han sido y seguirán siendo utilizados como medidas de emergencia para el control de cianobacterias, el manejo de los mismos debe evaluarse en términos prácticos y ambientales (Hrudey y col., 1999).

La presencia de algas y cianobacterias en el agua de captación de las plantas potabilizadoras pueden causar problemas operacionales en varias etapas de tratamiento, tales como: dificultad en la coagulación-floculación, baja eficiencia en la sedimentación, colmatación de filtros e incremento en el uso de productos de desinfección (Haarhoff y Cleasby, 1989) (Edzwald y Wingler, 1990) (J. Edzwald, 1993) (Kaur y col., 1994) (Di Bernardo y col., 2010).

Como consecuencia de estos problemas operacionales pueden surgir inconvenientes asociados con la presencia de cianobacterias y sus subproductos extracelulares en el agua tratada, tales como:

- ✓ **Olor y Sabor:** algunas algas pueden producir olores y sabores desagradables en el agua (tierra, moho, gamexane, pescado, entre otros) planteándose la necesidad de introducir carbón activado en la secuencia de tratamiento para la remoción de olor y sabor, con el consecuente incremento en el costo de tratamiento.
- ✓ **Formación de trihalometanos:** la cloración de algunas aguas lleva a la formación de subproductos clorados, entre los más importantes se encuentran

los trihalometanos (THM), que son potencialmente cancerígenos. Estudios recientes revelan que además de las sustancias húmicas, a las que tradicionalmente se les atribuye la formación de THM en combinación con cloro, la materia orgánica extracelular proveniente de las algas también constituyen un potencial precursor de formación de THM (Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2003).

Las observaciones realizadas por Hoehn (Hoehn y col., 1980) revelan la existencia de una correlación entre la concentración de clorofila-a, presente en el agua bruta, y la concentración de THM en el agua tratada.

La importancia de las algas y cianobacterias como potenciales productores de THM, particularmente cuando ocurren floraciones, fue puesta de manifiesto en trabajos realizados por Graham (Graham y col., 1998). A escala de laboratorio utilizaron cultivos de microalgas, una floración de *Anabaena flos-aquae* de  $10^6$  células/ml, sobre la cual se aplicó cloración y se observó la formación de 1,1mg/l de THM total a partir de las células viables y de 0,2mg/l de THM total a partir de materia orgánica extracelular, valores por encima de los recomendados por la OMS (WHO, 1996).

- ✓ **Corrosión de unidades del sistema de abastecimiento:** la presencia de materiales orgánicos de cianobacterias, intra y extra celular, en las redes de distribución de agua puede servir de sustrato para el desarrollo de bacterias que tienen la capacidad de atacar algunos tipos de materiales constituyentes de tanque de reserva y cañerías de distribución de agua (Janssens y Buekens, 1993) y también contribuye al deterioro de la calidad bacteriológica del agua (Hayes y Greene, 1984).
- ✓ **Toxinas:** como se describió en el Capítulo 1 hay varios géneros de cianobacterias productoras de toxinas, que atacan distintos órganos del ser humano, de allí su clasificación en hepatotoxinas, neurotoxinas y dermatotoxinas.

El tratamiento de agua con elevada concentración de cianobacterias cuando se realiza en forma inadecuada puede favorecer la liberación de cianotoxinas intracelulares al medio.

## **2.2. MANEJO DE FLORACIONES DE CIANOBACTERIAS EN CUERPOS DE AGUA**

El manejo de las floraciones de cianobacterias en las aguas superficiales es una tarea compleja que tiene como objetivo prevenir, monitorear y tratar este fenómeno para evitar problemas que afecten a la salud humana. Se pueden aplicar distintas estrategias para alcanzar estos objetivos, a saber:

## **A. PREVENCIÓN DEL DESARROLLO DE FLORACIONES**

La concentración de nutrientes (principalmente fuentes de C, N y P) es un factor clave para la ocurrencia de floraciones y la eutrofización general de las aguas superficiales. La disminución de los aportes de estos nutrientes a las aguas superficiales es una estrategia primaria, pero a largo plazo, para prevenir las floraciones de cianobacterias (Downing y col., 2001) (Paerl y col., 2011), ya que los nutrientes acumulados en los sedimentos pueden ser liberados a través de procesos físicos o químicos y favorecer el crecimiento de cianobacterias por años.

Para controlar las floraciones de cianobacterias debe realizarse el control y manejo de los nutrientes de dos fuentes, desde fuera del lago o reservorio (alóctono) y desde dentro del reservorio (autóctono).

Es difícil controlar las fuentes difusas de nutrientes. De hecho, algunos nutrientes (como el nitrógeno) se depositan atmosféricamente en lagos y embalses a miles de kilómetros de distancia. Además, casi todas las actividades humanas en la cuenca afecta la carga de nutrientes a lagos y embalses.

Aunque la regulación y control de las fuentes externas es importante, es una metodología menos robusta, para el control de nutrientes, que el manejo de los nutrientes autóctonos (Merel y col., 2013).

La selección de qué técnica específica o conjunto de técnicas funciona mejor en cualquier lago o embalse determinado es específico de cada sitio. A continuación se detallan algunas técnicas aplicadas al manejo de los lagos y reservorios para la remoción de nutrientes (Di Bernardo y col., 2010):

- Aireación y mezcla
- Dragado de sedimentos
- Inactivación de sedimentos (usualmente utilizando sulfato de aluminio)
- Dosificación con sulfato de aluminio para precipitar fósforo (P) y hacer que sea limitante para el crecimiento de cianobacterias.
- Alguicidas para reducir las cianobacterias y la biomasa de algas (y disminuir los depósitos de los fondos).

Las técnicas deben ser escogidas cuidadosamente, de acuerdo a las condiciones locales, y los limnólogos y expertos consultados. Desafortunadamente, no hay soluciones rápidas para reducir el estado trófico y la formación de floraciones, por lo que las metas y los objetivos pueden tardar algún tiempo en cumplirse.

## **B. CONTROL DE LA APARICIÓN DE FLORACIONES DE CIANOBACTERIAS**

La técnica habitual para controlar una floración de cianobacterias consiste en aplicar un alguicida, usualmente sulfato de cobre (Hrudey y col., 1999).

Las cianobacterias se encuentran entre los microorganismos más vulnerables al  $\text{Cu}^{++}$ , ya que afecta al transporte de electrones en el sistema fotosintético y la actividad de enzimas fundamentales (Le Jeune y col., 2006).

Si bien los alguicidas eliminan eficientemente las floraciones, también inducen la lisis celular y la posterior liberación de toxinas intracelulares (Jones, 1994) (Peterson y col., 1995). Además,  $\text{Cu}^{++}$  tiende a precipitar y acumularse en sedimentos, causando problemas de toxicidad para la vida acuática y la salud pública (Falconer, 2005).

Por este motivo debería restringirse el uso de alguicidas, ya que es apenas una solución a corto plazo que conduce a riesgos ecológicos y para la salud pública a través de la acumulación de cobre en los sedimentos y la liberación de toxinas (Griffiths y Saker, 2003).

Por lo tanto, una vez desarrollada la floración de cianobacterias no hay una medida ideal para su eliminación y debería fortalecerse el trabajo de las medidas preventivas antes descritas.

### ***2.3. REMOCIÓN DE CIANOBACTERIAS Y CIANOTOXINAS EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA***

Las cianotoxinas se encuentran en el interior de las células viables de cianobacterias tóxicas (toxinas intracelulares). En condiciones normales solo una pequeña proporción de toxinas es liberada al medio (toxinas extracelulares) (Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde, 2003). Cuando ocurre la lisis celular, por decaimiento natural o por acción de agentes químicos, gran cantidad de cianotoxinas son liberadas al medio (Yoo y col., 1995a).

Los procesos y secuencia de tratamiento de agua para abastecimiento público deben ser analizados en función de la capacidad de remover células viables (biomasa algal) y toxinas disueltas (toxinas extracelulares) y no promover la lisis celular.

La remoción de cianobacterias y toxinas ha sido objeto de muchas investigaciones y varias las líneas de abordaje del problema. Según Hrudey (Hrudey y col., 1999), la mayoría de los trabajos aborda la remoción en una etapa del proceso de tratamiento, y son pocos los trabajos que evalúan la secuencia de tratamientos más comunes en una planta potabilizadora, tales como coagulación-floculación y clarificación (sedimentación, flotación, filtración rápida). Otro aspecto es que los

trabajos informan experiencias realizadas a escala laboratorio o escala piloto, y son muy pocos los obtenidos a escala real.

Con el fin de seleccionar el proceso de tratamiento adecuado, debe considerarse el tipo de cianotoxina presente y si está contenida dentro de las células de cianobacterias (intracelulares) o disuelto en el agua (extracelular). Las toxinas intracelulares pueden eliminarse mediante la separación de las células intactas de cianobacterias. Las extracelulares son generalmente más difíciles de eliminar y para ello requieren un tratamiento físico como la adsorción o de lo contrario, su transformación química (American Water Work Association, 2016).

## **A. PROCESOS DE TRATAMIENTO PARA LA REMOCIÓN DE TOXINA INTRACELULAR (CÉLULA INTACTA)**

Hasta que las medidas preventivas discutidas anteriormente, cuyos efectos son a largo plazo, eviten con éxito la aparición de floraciones de cianobacterias en las fuentes de agua, el tratamiento del agua potable debe ser capaz de proteger a los consumidores de la exposición a las cianotoxinas. En consecuencia, el tratamiento del agua debe eliminar las cianobacterias sin comprometer la integridad de las células con el fin de eliminar simultáneamente las toxinas intracelulares, pero también debe eliminar toxinas extracelulares si han sido previamente liberadas al agua cruda.

### *I. COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN*

La coagulación promueve la agregación de pequeñas partículas dispersas en partículas más grandes, que pueden separarse por sedimentación, filtración o flotación (Romero Rojas, 1999) (AWWA, 2011) (Arboleda Valencia, 2000a) (Arboleda Valencia, 2000b) (Di Bernardo y Di Bernardo Dantas, 2005a) (Di Bernardo y Di Bernardo Dantas, 2005b). La coagulación actúa sobre partículas dispersas tales como turbidez mineral (arcilla, limo), materia orgánica natural de alto peso molecular y microorganismos incluyendo cianobacterias.

Las cianobacterias son microorganismos microscópicos con carga negativa en su membrana y pueden considerarse como coloides y ser removidas por coagulación-floculación y sedimentación (Merel y col., 2013).

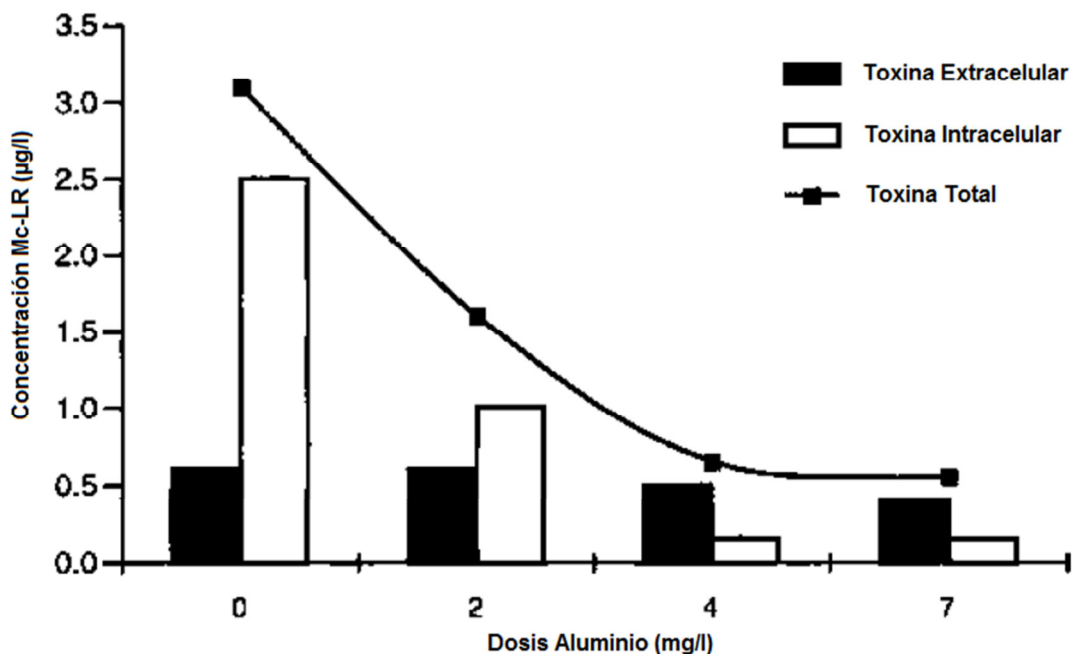
La remoción eficiente de cianobacterias depende de la dosis óptima de coagulante y del pH de coagulación.

La mínima turbiedad obtenida en la prueba de jar test no es criterio suficiente para ajustar el tratamiento a la remoción de algas y cianobacterias, y se recomienda realizar medidas de movilidad electroforética de células (potencial zeta) para optimizar la dosis tendiente a la remoción de algas y cianobacterias, ya que para

dosis insuficientes de coagulantes las cianobacterias serán las últimas células de fitoplancton en ser removidas (Mouchet y Bonnélye, 1998).

La remoción de algas y cianobacterias por coagulación-floculación es gobernada por los mismos principios de remoción que las partículas coloidales y en suspensión (Bernhardt y Clasen, 1991). Es decir que diatomeas, clorofíceas y cianobacterias pueden ser desestabilizadas y floculadas de acuerdo a los mismos mecanismos que las partículas inorgánicas. Los autores antes mencionados informan que la coagulación de células más o menos esféricas y con superficies suaves pueden ser desestabilizadas por el mecanismo de adsorción y neutralización de cargas. Las microalgas no esféricas, grandes o filamentosas necesitan de grandes dosis de coagulantes, resultando el predominio de la coagulación por barrido.

Para el caso de las microcystinas, se ha demostrado que la coagulación tiene una capacidad insignificante para eliminar toxinas solubles (Hrudey y col., 1999). Esto se ha demostrado realizando ensayos de jar test, con sulfato de aluminio, y se ha observado la reducción de toxina total, al igual que la reducción en el número de células, pero no se observó la reducción de toxina extracelular (Water Reaserch commission, 1996) (Figura 4).



**Figura 4: Efecto de la coagulación, con sulfato de aluminio, sobre la concentración de microcystina-LR, intra y extra celular datos de Hrudey y col.**

Esta experiencia también fue demostrada utilizando tres coagulantes: sulfato férrico, de aluminio y policloruro de aluminio, comprobándose que en ninguno de los casos se producía la eliminación de toxinas (Rositano y Nicholson, 1994).

## II. FILTRACIÓN RÁPIDA DIRECTA

La filtración es un proceso para la eliminación de partículas en suspensión, incluyendo arcilla, limo, materia orgánica natural, flocs coagulados, precipitados de ablandamiento de cal, precipitados de hierro y manganeso y microorganismos (AWWA, 2011). Los filtros utilizan medios granulares como arena, antracita y carbón activado granular (GAC). La filtración directa se aplica para las aguas de baja turbidez después de la coagulación-floculación, sin una etapa de clarificación intermedia. El tratamiento convencional del agua utiliza tasas de filtración rápidas que requieren un retro lavado regular para mantener el rendimiento.

Mouchet y Bonnélye informaron tasas de remoción entre 10 y 75%, por filtración rápida directa sin tratamiento químico previo, dependiendo de las especies de fitoplancton (Mouchet y Bonnélye, 1998).

Drikas y colaboradores encontraron que la eliminación de células de *Microcystis aeruginosa* en la etapa de filtración de una planta piloto varió entre 14 y 30% luego de coagulación-floculación con sulfato de aluminio (Drikas y col., 2001).

Con filtración rápida a través de filtros de arena se alcanzó una reducción del 14% de células de cianobacterias (Lepisto y col., 1994). Mientras que la filtración rápida, con filtros de arena y CAG (carbón activado granular), fue algo mayor, lográndose remociones del 42% de las células cianobacterianas.

La filtración directa generalmente no es satisfactoria, a menos que se apliquen filtros multimedio más sofisticados y un tratamiento inicial adecuado (Mouchet y Bonnélye, 1998). En particular estos autores, hicieron hincapié en los excelentes resultados en la eliminación de algas después de la pre ozonización.

La filtración rápida directa no elimina eficazmente las cianobacterias (Lepisto y col., 1994) (Steffensen y Nicholson, 1994). Además, la filtración con arena, por sí sola, no conduce a una reducción sustancial de la toxicidad.

Un problema potencial es el efecto de largas carreras de filtración, ya que la muerte y lisis de las cianobacterias retenidas en los filtros podrían conducir a una liberación sustancial de toxinas.

## III. PROCESOS DE MEMBRANA

Si bien los procesos de membrana no son utilizados masivamente en plantas de tratamiento de agua, es un proceso viable de tratamiento de agua potable. Se utilizan cuatro tipos de filtración por membrana en la industria del agua potable: 1) microfiltración, 2) ultrafiltración, 3) nanofiltración y 4) filtración por ósmosis inversa. La microfiltración y la ultrafiltración, comúnmente utilizadas para eliminar partículas, pueden ser adecuadas para la eliminación de cianobacterias (American Water

Work Association, 2016). En la *Tabla 3*, se presentan los usos relevantes de membranas en tratamientos de agua y algunas de sus características.

**Tabla 3: Usos relevantes de membranas en tratamiento de agua.** Adaptado de (Di Bernardo y col., 2010)

Tecnología	Presión necesaria (MPa)	Tamaño de poro ( $\mu\text{m}$ )	Material retenido
<b>Microfiltración (MF)</b>	< 0,2	0,01 a 4	Protozoos, bacterias, partículas, algunos virus
<b>Ultrafiltración (UF)</b>	0,1 a 1	0,001 a 0,01	Material removido en MF, coloides, todos los virus
<b>Nanofiltración (NF)</b>	0,5 a 3,5	< 0,001	Iones divalentes y trivalentes, moléculas de sustancias orgánicas con tamaño menor que la porosidad de la membrana
<b>Ósmosis Inversa (OI)</b>	1,5 a 15,0	< 0,001	Iones y prácticamente toda la materia orgánica disuelta

Algunos autores hacen referencia a la porosidad de la membrana en términos másicos expresándola en Dalton (Da) ( $1 \text{ Da} = 1,66 \times 10^{-24} \text{ gr}$ ), para expresar un tamaño molecular aparente en caso de compuestos orgánicos, agrotóxicos, etc. Así la porosidad de membrana de UF sería de 1 a 100 kDa, de NF de 200 a 1000 Da y de OI < 200 Da. Se debe tener en cuenta el tamaño de la impureza que se desea retener en la membrana para seleccionar la tecnología de tratamiento, por ejemplo si el objetivo es retener protozoos del género *Cryptosporidium* (tamaño de 2 a  $6 \mu\text{m}$ ) la MF con poro de  $2 \mu\text{m}$  puede ser adoptada, si se desea retener microcystinas (tamaño molecular aparente de 950 a 1100 Da) la NF será la técnica recomendada.

La nanofiltración y la ósmosis inversa pueden eliminar potencialmente una fracción significativa de cianotoxinas, pero el agua que llega al proceso debe estar libre de partículas y de materia orgánica, ya que de lo contrario se produce obturación y bioensuciamiento.

Los procesos de membranas generalmente funcionarán mejor que la filtración en medios convencionales, en términos de eliminación de células de algas, incluso sin coagulación (Gijsbertsen-Abrahamse y col., 2006) (Zhou y Smith, 2002) (Chow y col., 1997). Sin embargo, de acuerdo a investigaciones de Huang (Huang y col., 2009) se ha demostrado que un pretratamiento tal como la coagulación puede disminuir el ensuciamiento de la membrana.

Cuando se desea realizar tratamiento de aguas superficiales por estas tecnologías es necesario recurrir a pre tratamientos, tales como: coagulación, floculación, sedimentación o flotación, filtración rápida, entre otras tecnologías, con el fin de evitar colmatación rápida de membranas, que exigen limpieza frecuente las mismas y evitar además cantidades elevadas de rechazo de la membrana (Di Bernardo y col., 2010).

#### IV. FLOTACIÓN POR AIRE DISUELTO

Normalmente la coagulación – floculación es seguida de una etapa de sedimentación, pero debido a que las cianobacterias tienen vacuolas de aire que cuando floculan flotan es más fácil flotar el floc, que sedimentarlo y en estos casos es aplicable la flotación por aire disuelto (DAF). Se introduce, en la cámara de flotación, agua saturada con aire a presión después de la etapa de floculación. Después de la liberación de presión, se disminuye la solubilidad del aire y se libera de la solución en forma de diminutas burbujas que se unen a la masa suspendida y la hacen flotar a la superficie. El lodo flotante se recoge y se retira. Este proceso se denomina flotación de aire disuelto (DAF) y es más eficaz que la sedimentación, particularmente para el agua con baja turbidez y alto color, ya que el floc resultante es más ligero y flota fácilmente.

En una planta DAF de Bélgica se logró la eliminación de 40-80% de *Microcystis*, 90-100% de *Anabaena*, pero sólo el 30% de eliminación de *Planktothrix* (*syn Oscillatoria*) (Steffensen y Nicholson, 1994).

Markham y colaboradores han informado sobre la eficacia de la eliminación de algas en ocho plantas DAF (Markham y col., 1997). Bernhardt y Clasen (Bernhardt y Clasen, 1991), observaron que las características de las algas influyen en su eliminación por cualquier proceso de clarificación.

La flotación por aire disuelto es más eficaz que los procesos convencionales de sedimentación para eliminar células intactas (U.S. EPA, 2014) debido a que los lodos flotantes tienden a ser eliminados con más frecuencia que los lodos sedimentados, mientras que en los sedimentadores pueden permanecer en el fondo por más tiempo, de tal modo que las algas mueren, luego pueden lisarse y liberar las toxinas al medio.

Períodos de alta turbidez pueden causar problemas para el DAF, y cualquier interrupción en el agregado de aire conduce a una interrupción en el proceso de tratamiento. Así pues, un stock de piezas de repuesto y un mantenimiento regular por parte de personal cualificado son cuestiones críticas cuando se utiliza este enfoque (Mouchet y Bonnelye, 1998).

## V. COMBINACIÓN DE LOS PROCESOS DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN, SEDIMENTACIÓN Y FILTRACIÓN RÁPIDA

El tratamiento convencional del agua implica la combinación de coagulación-floculación, clarificación (sedimentación o flotación de aire disuelto) y filtración rápida.

Los resultados de las investigaciones actualmente disponibles indican que los tratamientos convencionales son eficientes en la eliminación de células intactas, por lo tanto representan una excelente oportunidad para eliminar las toxinas intracelulares (Fontani y Spigoni, 1997), mientras que no son efectivos en la eliminación de toxinas extracelulares (Hrudey y col., 1999) (Hitzfeld y col., 2000).

## B. PROCESOS DE TRATAMIENTO PARA LA ELIMINACIÓN DE CIANOTOXINAS

Como se mencionó anteriormente, los tratamientos convencionales no son eficientes para la eliminación de cianotoxinas disueltas. Los procesos de tratamiento de agua que pueden aplicarse para la eliminación efectiva de toxinas disueltas son (Global Water Research Coalition y Water Quality Research Australia, 2009):

- Procesos físicos: adsorción con carbón activado y procesos de membranas.
- Procesos químicos: oxidación con cloro, ozono y/o permanganato de potasio.

### I. PROCESOS FÍSICOS

#### a. Adsorción con carbón activado

El carbón activado (en polvo o granular), utilizado solo o en combinación con el tratamiento convencional, es efectivo para la remoción de toxinas (Falconer y col., 1989).

El carbón es utilizado frecuentemente en las plantas de tratamiento de agua para eliminar sabor, olor y compuestos orgánicos. Se usa en forma de carbón activado en polvo (CAP) y carbón activado granular (CAG). Se ha demostrado la eliminación efectiva de microcystinas utilizando CAP o CAG (US EPA, 2016).

Las principales características del carbón activado dependen del origen del material empleado (vegetal, animal o mineral) y del tipo de activación (física, química o plasma). La eficiencia en la adsorción es atribuida a varios factores, tales como: superficie específica, tamaño y estructura de los poros, reactividad de los diferentes componentes del material, características del adsorbato (tamaño, peso molecular, grupos funcionales de la molécula), características del agua (conductividad, pH,

temperatura, carbono orgánico disuelto, turbidez, metales disueltos, entre otras características) (Di Bernardo y col., 2010).

El tipo de carbono y el tamaño del poro son factores importantes para determinar la eficiencia de adsorción que tendrá el carbón sobre las cianotoxinas extracelulares. La Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC) clasifica los poros en función de su diámetro: macroporos (> 50 nm), mesoporos (2 a 50 nm) y microporos secundarios (0,8 a 2 nm) y microporos primarios (< 0,8 nm). Se ha encontrado que el carbón basado en madera o en lignito, con mesoporos entre 2-50 nanómetros (nm), es más eficaz para la remoción de microcystinas (Donati y col., 1994); (Walker, 2015).

Las interacciones entre cianotoxinas y carbón activado son del orden electrostáticos e hidrofóbicas. Las interacciones electrostáticas están tienen origen entre grupos funcionales iónicos de las cianotoxinas y grupos funcionales con cargas del carbón. Las interacciones hidrofóbicas reflejan fuerzan de van del Walls entre moléculas de cianotoxinas y superficie no polar del carbón activado (He y col., 2016).

Para la adsorción de sabor y olor se ha encontrado que otros tipos de carbón son más efectivos, por lo tanto los objetivos de tratamiento determinarán el tipo de carbón a utilizar. Puede utilizarse una mezcla de carbones para adsorber sabor, olor y cianotoxinas.

Los compuestos de sabor y olor, tales como geosmina y metilisoborneol (MIB), materia orgánica natural (NOM) y preoxidantes tales como permanganato y cloro pueden afectar la capacidad del carbón activado de eliminar las cianotoxinas extracelulares, ya que estos compuestos tienden a competir por los sitios de adsorción con las moléculas de cianotoxina (Lambert y col., 1996).

- **Carbón activado en polvo (CAP)**

Puede ser una solución a corto plazo para los problemas de cianotoxinas hasta que se pueda instalar un tratamiento más robusto. La aplicación de CAP de corta duración también puede ser una estrategia efectiva a largo plazo para sistemas que enfrentan problemas estacionales de cianotoxinas (aplicación estacional repetida), pero carecen de la capacidad de instalar soluciones de tratamiento permanentes (como CAG u ozono) (US EPA, 2016).

Los puntos de aplicación de CAP pueden ser: durante la captación de agua cruda, en la mezcla rápida antes de la coagulación o en la sedimentación, dependiendo de la aplicación de otros productos químicos, tales como preoxidantes, el tiempo de contacto deseado y el tiempo de sedimentación posterior.

Debido a que numerosos los factores que influyen en el rendimiento de la adsorción, la dosis óptima de CAP se determina mediante el ensayo de jar test con

el agua que contiene las cianotoxinas disueltas. Generalmente, las remociones más efectivas se logran usando CAP a base de madera con tiempos de contacto mayores de aproximadamente 45 minutos a una dosis mayor de 10 mg/l, aunque esto es altamente dependiente de la calidad de agua a tratar (Alvarez y col., 2010).

- **Carbón activado granular (CAG).**

Se ha demostrado que el CAG en base a madera es más eficaz para eliminación de cianotoxinas (American Water Works Association (AWWA), 2010) (Walker, 2015). Las pruebas en columnas a pequeña escala son herramientas valiosas para determinar si el CAG es apropiado para la fuente de agua, para evaluar eficiencias de diferentes tipos de CAG y brinda también información sobre el tiempo de contacto en el lecho de CAG y la vida útil del medio granular antes de que se requiera regeneración o reemplazo. La vida del medio variará dependiendo de numerosos factores incluyendo el tipo de carbón, la calidad del agua de la fuente y la calidad deseada del agua de efluente. Es difícil realizar un ensayo que sea aplicable a múltiples floraciones, ya que las características del agua difieren entre floraciones, en términos de concentraciones de las toxinas y otros parámetros de calidad del agua que pueden afectar la adsorción, tales como concentración de carbono orgánico total (COT), temperatura, pH, etc.

El CAG es aplicado de dos formas. La primera es como un adsorbente reemplazando una proporción del lecho de arena en la parte superior. Si se distribuye en forma adecuada el flujo de agua a tratar, toda la arena podría ser reemplazada por CAG, esto permite el uso de los filtros de arena existentes. Otra forma de aplicar CAG es utilizar un lecho profundo, donde la columna CAG sigue a los filtros de arena, recibiendo el efluente del filtro. Esto es ventajoso porque la profundidad de la columna CAG puede diseñarse independientemente de los filtros de arena existentes y la columna no requerirá un lavado a contracorriente tan frecuente como los filtros de arena.

#### **b. Procesos de membrana**

Como se mencionó anteriormente no está muy difundido en la industria del agua potable el uso de membranas, sobre todo en aplicaciones de agua dulce. La ósmosis inversa y la nanofiltración, son capaces de eliminar las cianotoxinas extracelulares por una combinación de exclusión de tamaño y carga, dependiendo de la molécula de cianotoxina que está siendo removida (American Water Works Association (AWWA), 2010).

Tal como se mencionó en el apartado *III. PROCESOS DE MEMBRANA*, de este capítulo, es necesario realizar pre tratamientos antes de aplicar estas tecnologías.

Debido a que la ósmosis inversa y la nanofiltración pueden eliminar las cianotoxinas extracelulares, la corriente concentrada de estos procesos puede

tener un alto nivel de toxinas, por lo tanto hay que considerar los problemas de eliminación del agua residual que surge de este tratamiento, debido a las altas concentraciones (American Water Works Association (AWWA), 2010).

## II. PROCESOS QUÍMICOS

### a. Oxidación

El agua se trata con oxidantes químicos para satisfacer una amplia variedad de objetivos: control del crecimiento de biofilms, eliminación de color, control de olores y oxidación de hierro o manganeso. La aplicación más crítica de los oxidantes químicos es para la desinfección (Hrudey y col., 1999).

Las tecnologías de oxidación más comunes y su efectividad sobre microcystinas son descritas en la *Tabla 4*.

**Tabla 4: Tecnologías de oxidación más comunes y su acción sobre microcystinas. Adaptado de (US EPA Office of Water, 2016)**

Oxidante	Acción sobre Microcystinas
<b>Cloro</b>	Efectivo, dependiendo de la concentración inicial de toxina, del pH, temperatura y presencia de MON (materia orgánica natural)
<b>Cloraminas</b>	No efectivo a dosis normales
<b>Dióxido de cloro</b>	No efectivo a dosis normales
<b>Permanganato de potasio</b>	Efectivo, dependiendo de la concentración inicial de toxina, temperatura y presencia de MON (materia orgánica natural)
<b>Ozono</b>	Muy efectivo
<b>UV/oxidación avanzada</b>	Efectivo a altas dosis UV, dependiendo de la concentración inicial de toxina, del pH, temperatura y presencia de MON (materia orgánica natural)

Es importante destacar que la elección del punto de aplicación tiene un impacto muy importante sobre la remoción de las toxinas intra y extra celulares. La preoxidación puede ocasionar la lisis celular con la consecuente liberación de la toxina al agua. El uso de oxidantes antes de la remoción de las células sanas debe ser analizado con mucha precaución por la potencial formación de subproductos indeseables.

Una vez que las células de cianobacterias han sido eliminadas del agua, las cianotoxinas disueltas son potencialmente susceptibles a la oxidación por desinfectantes.

- **Cloro libre**

El cloro es un desinfectante ampliamente utilizado en todo el mundo, y se han realizado numerosos estudios para observar el efecto del cloro sobre microcystinas.

Se ha reportado que las microcystinas fueron rápidamente destruidas por acción del cloro, hipoclorito de calcio e hipoclorito de sodio, requiriendo mayores dosis en este último caso (Nicholson y col., 1994).

Se ha demostrado la oxidación efectiva de las microcystinas por acción del cloro libre (American Water Works Association (AWWA), 2010) (Walker, 2015).

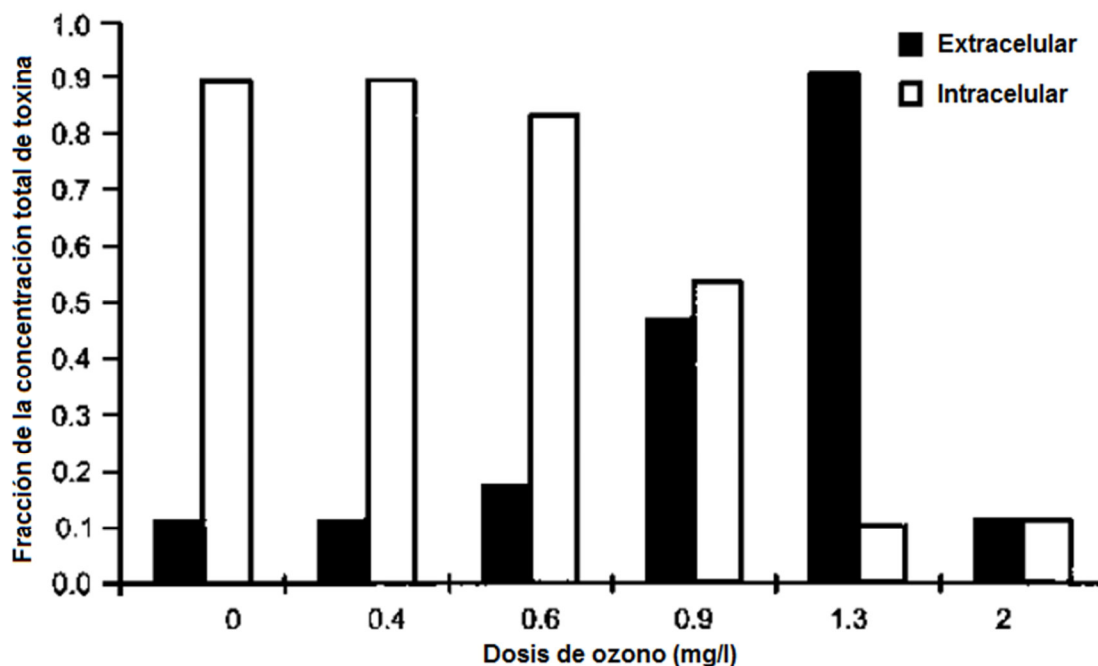
La eficacia de la oxidación de microcystinas con cloro depende del pH. Se ha observado que al disminuir el pH se incrementa la remoción, para iguales concentración de oxidantes y tiempos de residencia (Nicholson y col., 1994).

Aunque los efectos para diferentes aguas pueden variar, para microcystina-LR, el intervalo de pH deseable para la oxidación más eficaz con cloro libre está entre 6 y 8. Algunos estudios han demostrado que existe un riesgo de estrés celular o lisis y liberación de toxina a pH por debajo de 6 (G. Newcombe y col., 2015). Por encima de pH 8, los valores de CT (Concentración de oxidante x tiempo de acción) pueden ser excesivamente altos (US EPA, 2016).

- **Ozono**

El proceso más eficiente para la destrucción de las microcystinas, tanto intra como extracelulares, parece ser la ozonización de acuerdo a lo reportado por algunos autores (WHO y col., 1999). La principal consideración en la aplicación de ozono es la concentración de carbono orgánico disuelto (COD), porque a un nivel de COD de 8,5 mg/l, son necesarias dosis de ozono superiores a 1 mg/l para lograr la destrucción completa de microcystina-LR (Hrudey y col., 1999).

Los resultados de Hart en (WHO y col., 1999) demostraron la importancia de dosis de altas de ozono (Figura 5). En dosis bajas de hasta 0,6 mg/l, demostraron que el ozono degrada el COD y tiene poco efecto sobre la microcystina-LR. Sólo después de satisfacer la demanda de COD, el ozono mostró un efecto sobre la microcystina-LR. Sin embargo, entre 0,6 y 1,3 mg/l, este efecto consistió casi en su totalidad en lisis celular, y sólo a 2 mg/l se oxidó la toxina extracelular. Estos resultados resaltan la importancia de utilizar dosis altas de ozono, como así también poner atención en las concentraciones variables de COD de la fuente de agua durante las floraciones de cianobacterias (Figura 5).



**Figura 5: Efecto de la concentración de ozono sobre microcystinas. Adaptado de (Hrudey y col., 1999)**

El rendimiento del ozono puede mejorarse sustancialmente si se aplican tratamientos previos para reducir el COD, tales como coagulación-floculación, clarificación y filtración.

Deben cuidarse los procedimientos de aplicación de ozono para evitar la exposición ocupacional a niveles tóxicos en el aire.

- **Dióxido de cloro y cloraminas**

No se ha encontrado que el dióxido de cloro y las cloraminas sean efectivos como alternativas para oxidar ciertas cianotoxinas, incluidas las microcystinas (American Water Works Association (AWWA), 2010) (Walker, 2015).

La AWWA cita un estudio en el que se dosificó 30 mg/l de monoclóramina con un tiempo de contacto de 5 días y no se logró degradar las microcystinas (American Water Works Association (AWWA), 2010).

- **Permanganato de potasio**

Las investigaciones indican que el permanganato de potasio es eficaz contra la microcystina-LR, dependiendo del pH. Los estudios con dosis de aproximadamente 1 mg/l han dado como resultado una reducción significativa de las microcystinas (American Water Works Association (AWWA), 2010); (Walker, 2015); (Hrudey y col., 1999). Sin embargo, cuando se usa como preoxidante, en presencia de células intactas vivas la remoción fue mucho más pobre, lo que sugiere que el permanganato no fue capaz de penetrar o lisar las células de manera efectiva y por

lo tanto no pudo entrar en contacto con la toxina (Rositano y col., 1996). Algunos estudios han demostrado que el permanganato de potasio causa la liberación de toxinas de las células de las cianobacterias, especialmente a dosis superiores a 3 mg/l (Ou y col., 2012), mientras que otros estudios han demostrado que no se liberan toxinas a dosis de permanganato de potasio inferiores a 3 mg/l (Fan y col., 2013); (Fan y col., 2013). El potencial del permanganato para liberar cianotoxinas y otro material intracelular puede ser al menos parcialmente dependiente del tipo de cianobacterias presentes, posiblemente porque algunas cianobacterias tienen paredes celulares más robustas que son más difíciles de lisar.

- **Radiación UV**

La radiación UV es capaz de degradar eficientemente la microcystina-LR, pero solo a dosis muy altas de aproximadamente 20.000 mW/cm<sup>2</sup> (Croll y Hart, 1996) ; (WRc, 1996). Una dosis típica de desinfección de agua es de unos 30 mW/cm<sup>2</sup>, por lo que el UV por sí solo no puede considerarse un método práctico de reducción de la toxina.

Se ha demostrado que se destruyeron rápidamente (10 - 40 minutos) concentraciones muy altas de microcystina-LR (50-200 mg/l) usando luz UV en presencia de un catalizador de dióxido de titanio (Robertson y col., 1997).

**CAPITULO 3**

**DESCRIPCIÓN DE LA PLANTA**

**POTABILIZADORA DE LA CIUDAD DE**

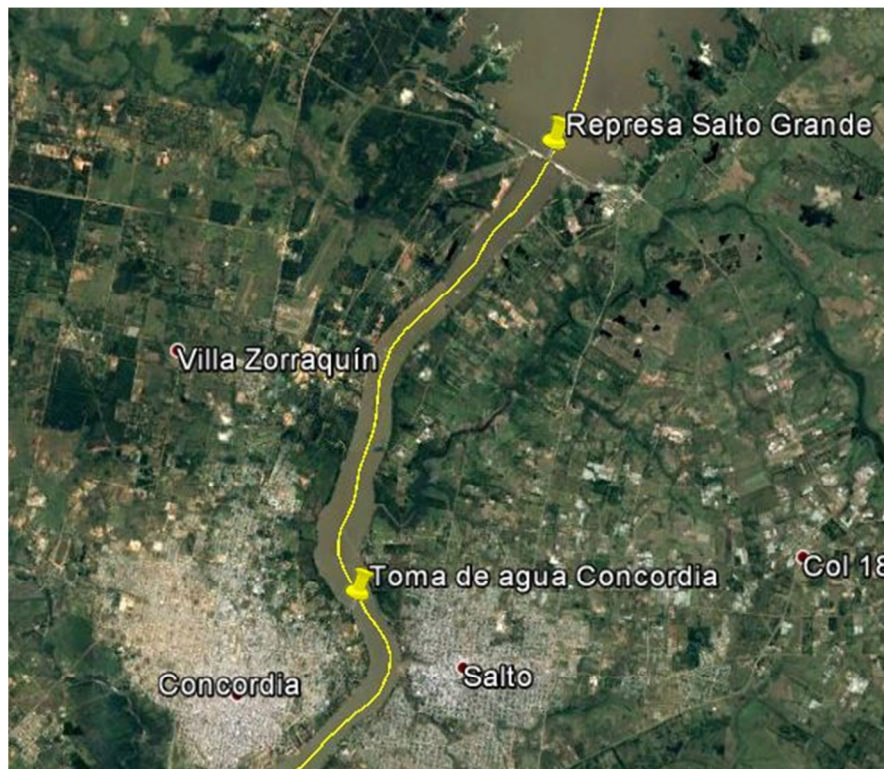
**CONCORDIA**

### **3. CAPÍTULO 3**

#### **3.1. INTRODUCCIÓN**

En los últimos años se han desarrollado, en el embalse de la Represa de “Salto Grande”, floraciones de cianobacterias con mayor intensidad, en cuanto a su densidad y tiempo de duración. Los géneros de cianofíceas predominantes son potencialmente productores de toxinas, principalmente microcystinas, por lo cual es un tema que se ha instalado en la agenda de la salud pública por su eventual efecto perjudicial sobre el uso del recurso hídrico a los fines de recreación, turismo y lo más importante, como fuente para la producción de agua potable.

La Planta Potabilizadora de la Ciudad de Concordia se encuentra ubicada sobre el río Uruguay, en su margen derecha, a 12,5 km aguas abajo del embalse de la Represa de “Salto Grande” (*Figura 6*), y si bien no se ha detectado presencia de esta toxina en el agua del Río Uruguay, a la altura de la Planta Potabilizadora de la ciudad de Concordia, es necesario estudiar el efecto que los distintos tratamientos aplicados a la potabilización del agua tienen en la remoción de cianobacterias y cianotoxinas, especialmente microcystinas.



**Figura 6: Ubicación de la Toma de agua de la Planta Potabilizadora de la Ciudad de Concordia**

La planta potabilizadora de la ciudad de Concordia cuenta con dos módulos de potabilización, llamados A y B, en los cuales se lleva a cabo un tratamiento

convencional de potabilización, que incluye coagulación, floculación, sedimentación y filtración.

A continuación se describe la finalidad de cada uno de los procesos mencionados y la Planta de Potabilización.

## **A. COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN**

Consiste en la aplicación de productos químicos para la desestabilización de la suspensión coloidal de partículas presentes en el agua, que de otra manera no podrían ser removidas por un proceso físico de sedimentación o filtración. El proceso permite asimismo la adsorción y la precipitación de compuestos en solución (ENOHSA, 2000a).

El proceso completo se desarrolla en dos fases. La primera es la coagulación, en la cual se adicionan los productos químicos para desestabilizar la suspensión coloidal.

La segunda fase es la floculación, en la cual se promueven colisiones entre las partículas previamente desestabilizadas, formándose partículas de mayor tamaño: los flóculos o flocs.

La coagulación se realiza inicialmente, mediante la mezcla rápida del coagulante con el agua; seguida de la floculación en la que, mediante agitación lenta del material coagulado se forman aglomerados denominados flocs. La mezcla rápida y la mezcla lenta son, básicamente procesos de transporte, asociados a la precipitación y unión de partículas primarias. La diferencia entre ambas mezclas reside en el tiempo e intensidad de la misma, que está definida por el gradiente de velocidad (ENOHSA, 2000a).

La mezcla rápida tiene por finalidad promover la dispersión del coagulante en el agua en forma homogénea y lo más rápido posible, por cuanto las reacciones de desestabilización de los coloides por adsorción se producen en fracciones de segundo y son irreversibles.

En la práctica, la mezcla rápida se lleva a cabo con una intensa turbulencia interna, o por turbulencia externa aplicada por dispositivos mecánicos o una combinación de las dos. La intensidad de la turbulencia es evaluada por el gradiente de velocidad y el tiempo de mezcla es actualmente definido por el tiempo necesario para que las reacciones se completen.

El grado de agitación o intensidad de la mezcla es en ambos casos, usualmente evaluado por el parámetro gradiente de velocidad (G):

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu \cdot V}}$$

Dónde:

G = gradiente de velocidad ( $s^{-1}$ )

P = potencia aplicada al agua ( $Kgf.m.s^{-1}$  ó  $W = N.m.s^{-1}$ )

$\mu$  = viscosidad dinámica ( $Kgf.s.m^{-2}$ )

V = volumen de la cámara de mezcla ( $m^3$ )

El gradiente de velocidad varía entre límites muy amplios. Para la mezcla rápida debe ser elevado, entre 300 y 1000  $s^{-1}$  o más, y para una floculación satisfactoria generalmente entre 75  $s^{-1}$  al inicio y 20  $s^{-1}$  al final del proceso (ENOHSA, 2000a).

La experiencia demuestra que los tiempos de mezcla superiores a 5 segundos no mejoran significativamente la coagulación y que gradientes muy elevados son perjudiciales.

Los tiempos de mezcla rápida y los gradientes de velocidad varían de acuerdo a las recomendaciones de distintos autores. Hudson (Hudson, 1981) recomienda una intensa mezcla, con gradientes de velocidad del orden de 1000  $s^{-1}$  y tiempos de mezcla iguales o inferiores a 1 segundo.

Según Amirtharajah (Amirtharajah, 1987) los tiempos de dispersión extremadamente cortos e intensidades de mezcla muy elevadas no son decisivos para la coagulación. Al contrario, gradientes de velocidad comprendidos entre 1500 a 3500  $s^{-1}$  deben ser evitados. Se pueden por lo tanto adoptar los siguientes valores:

- ✓ Tiempo de mezcla: < 7 s
- ✓ Gradientes de velocidad: 300 a 1200  $s^{-1}$ .

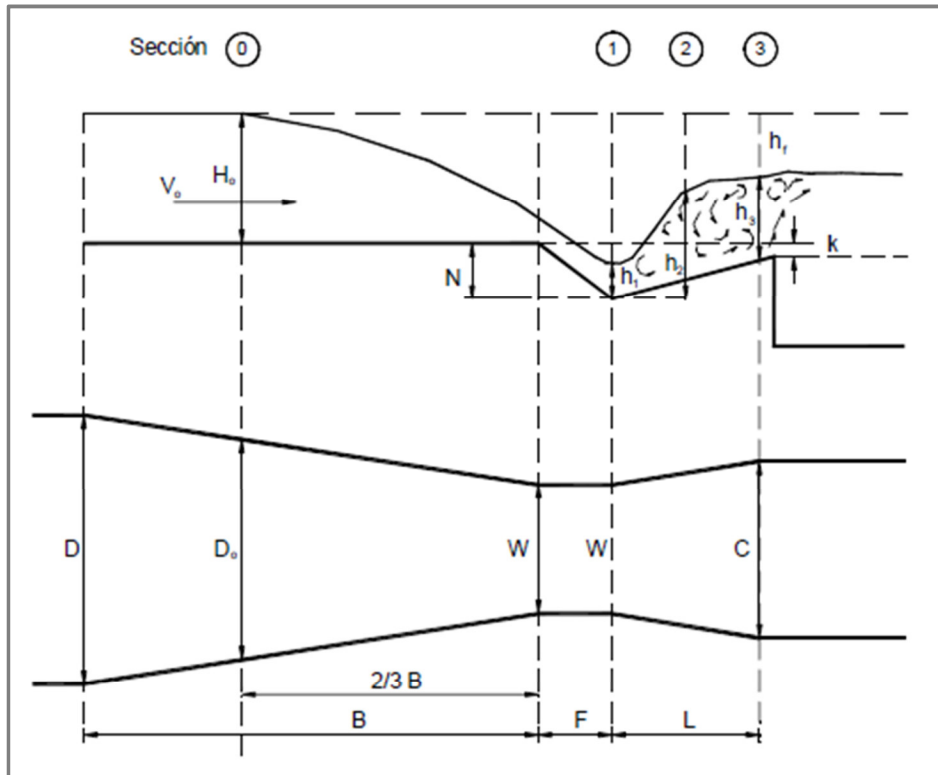
Considerando aún que una planta de tratamiento opera con diferentes caudales conforme a la demanda, Kawamura (1991) recomienda que el gradiente de velocidad **G** debe adecuarse al tiempo de mezcla resultante **T**, con **G.T** variando entre 300 a 1600.

Los tipos de mezcladores más comunes utilizados en la práctica son los mecánicos y los hidráulicos. En los primeros la energía para producir la turbulencia es aportada externamente por acción mecánica y en los segundos la energía es obtenida de la energía hidráulica disipada en forma de pérdida de carga en el flujo del agua a través de una tubería, un canal, un resalto hidráulico u otro dispositivo. Estos tipos de mezcladores se utilizan tanto para la coagulación como para la floculación, la diferencia entre ambos procesos es el G y T aplicados.

Suele utilizarse como dispositivo de mezcla rápida el resalto hidráulico producido por una canaleta Parshall. La misma consta de tres secciones:

- 1) Una sección convergente aguas arriba que conduce a
- 2) una sección estrangulada o garganta y
- 3) una sección divergente en la salida.

La *Figura 7* muestra un corte y una vista en planta de las dimensiones principales de una canaleta Parshall.



**Figura 7: vista en corte y planta de una canaleta Parshall**

Los valores de C, D, K, N están normalizados para cada canaleta Parshall en función del valor de W. Los coeficientes k y n están tabulados para cada valor de W.

La secuencia de cálculos para obtener el gradiente de velocidad (G) y el tiempo de mezcla (T) es la siguiente (ENOHSA, 2000a):

- a. Cálculo de la profundidad y velocidad del agua en la sección de medición (sección 0) *Figura 7*.

$$H_0 = kQ^n \quad \text{Ecuación 1}$$

$$D_0 = \frac{2}{3}(D - W) + W \quad \text{Ecuación 2}$$

$$U_0 = \frac{Q}{D_0 H_0} \quad \text{Ecuación 3}$$

- b. Caudal específico en la garganta de la canaleta Parshall

$$q = \frac{Q}{W} \quad \text{Ecuación 4}$$

- c. Carga hidráulica disponible

$$E_0 = \frac{U_0^2}{2g} + H_0 + N \quad \text{Ecuación 5}$$

- d. Cálculo de la velocidad y de la profundidad del agua inmediatamente antes del resalto (sección 1)

$$\cos \theta = - \frac{g q}{\left(\frac{2}{3} g E_0\right)^{1,5}} \quad \text{Ecuación 6}$$

$$U_1 = 2 \sqrt{\frac{2 g E_0}{3}} \cos \frac{\theta}{3} \quad \text{Ecuación 7}$$

$$h_1 = \frac{q}{U_1} \quad \text{Ecuación 8}$$

- e. Número de Froude

$$F_1 = \frac{U_1}{\sqrt{g h_1}} \quad \text{Ecuación 9}$$

- f. Cálculo de la altura conjugada del resalto (sección 2)

$$h_2 = \frac{h_1}{2} \left( \sqrt{1 + 8 F_1^2} - 1 \right) \quad \text{Ecuación 10}$$

- g. Profundidad y velocidad del agua en la sección de salida (sección 3)

$$h_3 = h_2 - (N - K) \quad \text{Ecuación 11}$$

$$U_3 = \frac{Q}{C h_3} \quad \text{Ecuación 12}$$

- h. Extensión del resalto y pérdida de carga

$$L = 6(h_2 - h_1) \quad \text{Ecuación 13}$$

$$h = \frac{(h_2 - h_1)^3}{4 h_1 h_2} \quad \text{Ecuación 14}$$

i. Tiempo de mezcla y gradiente de velocidad

$$T = \frac{L}{\frac{(U_1 + U_3)}{2}} \quad \text{Ecuación 15}$$

$$G = \sqrt{\frac{g \delta h}{\mu T}} \quad \text{Ecuación 16}$$

## B. SEDIMENTACIÓN

Una vez completada la floculación es necesario separar los sólidos del líquido. Cuando las partículas formadas se remueven por acción de la fuerza de gravedad, el proceso se denomina sedimentación.

Cuando el proceso es precedido de coagulación y floculación se lleva a cabo un proceso de clarificación denominado tipo 2, donde las partículas son aglomerables y al descender se adhieren o aglutinan entre si cambiando de tamaño, forma y peso específico durante la sedimentación (Arboleda Valencia, 2000a).

La eficiencia de la sedimentación de partículas en sedimentadores de flujo horizontal depende del área disponible para la sedimentación. Por lo tanto, la eficiencia se puede mejorar aumentando el área. Algunos tanques tienen múltiples pisos para lograr esto. Una alternativa exitosa es el uso de estructuras ligeras con superficie inclinada y con poca separación, conocidas como tubos de sedimentación (AWWA, 2011). Este tipo de sedimentadores se conoce como sedimentadores de alta tasa. En los tubos de sedimentación se lleva a cabo una sedimentación en contracorriente y los mismos pueden tener diversas configuraciones: cuadrados, rectangulares, hexagonales y circulares entre otros.

## C. FILTRACIÓN

El objeto de la filtración es separar las partículas que no fueron removidas durante el proceso de sedimentación: partículas en suspensión y microorganismos, esta es la razón más importante por la cual se utiliza el proceso de filtración en la producción de agua potable (AWWA, 2011).

Según Tchobanoglous (en Metcalf y Eddy, 1995) los mecanismos de remoción de partículas son diversos e incluye una acción conjunta de diferentes mecanismos físicos, químicos y biológicos, tales como: cribado, sedimentación, impacto inercial, intercepción, adhesión, adsorción química, adsorción física, floculación y

crecimiento biológico. Estos fenómenos ocurren con mayor o menor intensidad según el tipo de filtro y la calidad de agua a tratar.

Los filtros pueden clasificarse en cuanto a carga superficial (filtros lentos o filtros rápidos), en cuanto al medio de filtración (arena, antracita), en cuanto a la dirección de flujo (ascendente o descendente) y en cuanto a la presión de trabajo (filtros a presión o filtros por gravedad) (Arboleda Valencia, 2000b).

La operación de filtración supone dos etapas: filtración y lavado.

En un filtro rápido convencional, el final de la etapa de filtración (carrera del filtro) se alcanza cuando la turbiedad en el efluente comienza a aumentar, o cuando la pérdida de carga es tan alta que el filtro ya no produce agua a la tasa deseada. Entonces, cuando se presenta una de estas condiciones, se procede a lavar el filtro para remover el material suspendido acumulado dentro del lecho filtrante y para recuperar la capacidad de filtración (Jaime Alberto Romero Rojas, 1999).

El lavado se hace invirtiendo el flujo a través del filtro. Se aplica una corriente de flujo a través del filtro con una velocidad suficiente para fluidificar el medio filtrante y producir el frote entre los granos del mismo. El material removido se desecha por una canaleta de lavado.

### ***3.2. DESCRIPCIÓN PLANTA POTABILIZADORA.***

La ciudad de Concordia cuenta con una planta potabilizadora diseñada para tratar un caudal de agua de 2500 m<sup>3</sup>/h.

El agua es extraída del río Uruguay mediante siete electrobombas sumergibles ubicadas en tres torres de captación. Está conformada por dos módulos de potabilización, uno que comenzó a funcionar en marzo de 1917, llamado módulo A, y otro que fue construido en 1970 para satisfacer el crecimiento demográfico de la ciudad, y es llamado módulo B.

En ambos módulos se realiza un tratamiento de potabilización convencional, que incluye: coagulación, floculación, sedimentación y filtración. Se utilizan como coagulantes primarios sulfato de aluminio o PAC, eventualmente también se utilizan algún polielectrolito como coadyuvante de floculación.

Se realiza una post alcalinización con cal hidratada, para ajustar el pH al de saturación, y una cloración, con gas cloro licuado en tubos, para la desinfección.

La totalidad del agua cruda, proveniente de las torres de captación, es descargada en una cámara de carga que tiene la función de suministrar la altura necesaria para realizar el proceso de potabilización a gravedad. La misma está constituida por dos sub cámaras, a la primera llega la totalidad de la descarga de agua cruda captada,

pasa a la segunda cámara a través de un tabique y la misma se reparte para ambos módulos de potabilización, módulo A y módulo B.

### **A. MÓDULO A**

Tiene una capacidad de producción de  $800 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $222,2 \text{ l/s}$ ) (*Figura 8*) y está compuesta de las siguientes etapas:



*Figura 8: Módulo A de potabilización*

#### **I. COAGULACIÓN**

En este módulo la mezcla rápida, se realiza en una canaleta Parshall. El coagulante utilizado es sulfato de aluminio base hidrato.

Las dimensiones de la canaleta Parshall, basadas en la *Figura 7*, son las informadas en la *Tabla 5*, donde C, D, K, N y W son las dimensiones esquematizadas en la *Figura 7*.

Aplicando la metodología descrita en el apartado A. COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN de este capítulo, para calcular el Gradiente de velocidad (G) y el tiempo de mezcla (T), se obtienen los valores ilustrados en la *Tabla 7*.

**Tabla 5: Dimensiones canaleta Parshall Módulo A**

De Tabla 5 (ENOHSA, 2000a)	C (m)	0,935
	D (m)	0,960
	K (m)	0,076
	N (m)	0,229
	W (m)	0,68
De Tabla 6 para W = 2" (ENOHSA, 2000a)	k	0,795
	n	0,640

El caudal de diseño del módulo A es 800 m<sup>3</sup>/h (0,222 m<sup>3</sup>/s) y en la *Tabla 6* se indican la propiedades físicas, peso específico ( $\rho$ ) y viscosidad dinámica ( $\mu$ ), a 21 °C.

**Tabla 6: Propiedades físicas del agua a 21°C**

DATOS		
a 21°C	$\rho$ (Kg/m <sup>3</sup> )	998,68
	$\mu$ (N.s/m <sup>2</sup> )	0,000979
	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	0,222

**Tabla 7: Procedimiento de cálculo para G y T, módulo A**

Profundidad en sección 0	$H_o$ (m)	0,303
Ancho canal en sección 0	$D_o$	0,867
Velocidad en sección 0	$U_o$ (m/s)	0,844
Caudal específico en la garganta de la Parshall	$q$ (m <sup>3</sup> /s.m)	0,326
Carga hidráulica disponible	$E_o$ (m)	0,569
	$\cos\theta$	-0,447

	<b><math>\theta</math></b>	116,5
	<b><math>\theta/3</math></b>	38,8
	<b><math>\cos(\theta/3)</math></b>	0,779
Velocidad en sección 1	<b><math>U_1</math> (m/s)</b>	3,004
Profundidad sección 1	<b><math>h_1</math> (m)</b>	0,109
N° de Froude	<b><math>F_1</math></b>	2,9
Profundidad sección 2	<b><math>h_2</math> (m)</b>	0,396
Profundidad sección 3	<b><math>h_3</math> (m)</b>	0,243
Velocidad en sección 3	<b><math>U_3</math> (m/s)</b>	0,976
Extensión resalto	<b><math>L</math> (m)</b>	1,725
Pérdida de carga	<b><math>h</math> (m)</b>	0,138
Tiempo de mezcla	<b><math>T</math> (s)</b>	0,87
Gradiente de velocidad	<b><math>G</math> (s<sup>-1</sup>)</b>	1261,93

Estos valores de  $G$  y  $T$ , están de acuerdo a las recomendaciones de distintos autores citados en (ENOHSA, 2000a), según se indica en el apartado A. COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN de este capítulo.

## II. FLOCULACIÓN

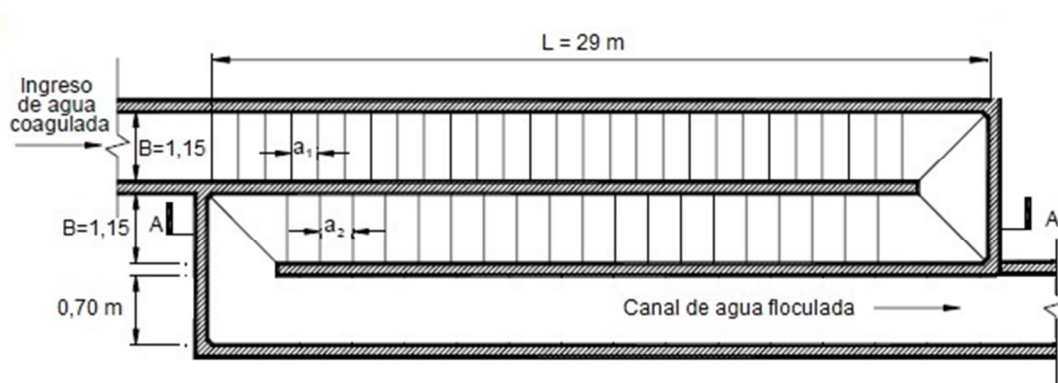
En este módulo se realiza una floculación hidráulica en chicanas de flujo vertical (*Figura 9*), donde el agua sube y baja contornando las distintas chicanas.



**Figura 9: Floculador hidráulico módulo A**

La *Figura 10* esquematiza el floculador en módulo A. En donde la separación entre chicanas es la misma en la primera y segunda sección de floculación:

$$a_1 = a_2 = 0,5 \text{ m}$$



**Figura 10: Esquema floculador hidráulico Modulo A (adaptado (ENOHSA, 2000b))**

Las dimensiones del mismo son:

- ✓ Longitud (L) = 29 m

- ✓ Ancho (B) = 1,15 m
- ✓ Profundidad media (H) = 2,57 m
- ✓ Separación entre chicanas ( $a_1 = a_2$ ) = 0,50 m.

El procedimiento de cálculo del gradiente de velocidad (G) y tiempo de floculación (T) se adopta de Romero Rojas (Romero Rojas, 1999):

- $\text{Área} = B \times L = 1,15 \times 2 \times 29 = 66,7 \text{ m}^2$
- $\text{Volumen} = A \times H = 66,7 \times 2,57 = 171,4 \text{ m}^3$
- $\text{Tiempo de floculación (T)} = V/Q = 171,4/0,222 = 772 \text{ s}$

$$\mathbf{T \approx 13 \text{ min}}$$

- $\text{Número de canales entre chicanas (N)} = L/a = (2 \cdot 29)/0,5 = 116$
- $\text{Gradiente de velocidad (G): puede calcularse mediante la expresión de Richter:}$

$$G = \frac{Q}{H \times L} \sqrt{\frac{(1,44 + f)\rho N^3}{2\mu T}}$$

$$G = \frac{0,222}{2,57 \times 58} \sqrt{\frac{(1,44 + 0,3) \times 998,68 \times 116^3}{2 \times 0,000979 \times 772}}$$

$$\mathbf{G = 63 \text{ s}^{-1}}$$

Donde:  $\rho$  = densidad = 998,68 kg/m<sup>3</sup> (a 21°C)

$\mu$  = viscosidad dinámica = 0,000979 kg/m.s (a 21°C)

$f$  = coeficiente de fricción = 0,3

- $\text{Número de Camp (G.T)} = 63 \text{ s}^{-1} \times 772 \text{ s}$

$$\mathbf{G.T = 4,9 \times 10^4}$$

Estos parámetros de funcionamiento se ajustan a los criterios de diseño recomendados por distintos autores:

- Smethurst (Smethurst, 1979) recomienda:

$$G = 20 - 100 \text{ s}^{-1}$$

$$G.T = 20.000 - 150.000$$

$$T = 10 - 60 \text{ min}$$

- La AWWA (AWWA, 2011) recomienda:

$$G = 5 - 100 \text{ s}^{-1}$$

$$G t = 30.000 - 150.000$$

$$T = 10 - 60 \text{ min}$$

Mientras que para otros autores el tiempo de floculación recomendado debería ser mayor:

- Arboleda (Arboleda Valencia, 1972) recomienda:

$$G = 10 - 100 \text{ s}^{-1}$$

$$T = 15 - 20 \text{ min}$$

- ENOHSA (ENOHSA, 2000b) recomienda:

$$G.T = 1.10^4 - 1.10^5$$

$$T = 20 - 30 \text{ min}$$

También se recomienda que haya gradientes decrecientes y se adoptan en general 3 etapas como por ejemplo  $100 - 60 - 30 \text{ s}^{-1}$ . Una prueba interesante de hacer es tomar una muestra de agua a la salida del floculador en una probeta y observar como sedimentan los flocs, o sea si están bien formados. Dejar sedimentar 20 minutos y tomar turbiedad del sobrenadante y comparar con los resultados de los Jar Test.

### *III. SEDIMENTACIÓN*

El módulo A de potabilización consta de cinco sedimentadores de alta tasa con tubos de sedimentación cuadrados inclinados a  $60^\circ$  (*Figura 11*).



**Figura 11: Sedimentador módulo A**

El caudal de diseño es de  $800 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $19.200 \text{ m}^3/\text{d}$ )

Cada sedimentador tiene las siguientes características:

- Volumen =  $315 \text{ m}^3$
- Ancho =  $2,5 \text{ m}$
- Longitud =  $59,4 \text{ m}$
- Tubos de sedimentación: son cuadrados de  $6,5 \text{ cm}$  de lado ( $d$ ), longitud  $71$  ( $l$ )  $\text{cm}$ , ángulo de inclinación de  $60^\circ$  y cubren los últimos  $7,4 \text{ m}$  de cada sedimentador. Por lo tanto:

- ✓ Superficie cubierta por placas en cada sedimentador:

$$2,5 \times 7,4 = 18,5 \text{ m}^2$$

- ✓ Superficie total cubierta por placas:

$$18,5 \text{ m}^2 \times 5 = 92,5 \text{ m}^2$$

- ✓ Superficie de cada sedimentador:  $150 \text{ m}^2$

- ✓ Superficie total de sedimentación:  $750 \text{ m}^2$

Cálculo de la carga hidráulica superficial, adaptado de la referencia (Romero Rojas, 1999):

- Velocidad crítica de sedimentación:  $v_{sc} = \frac{S_c v_o}{(\text{sen } \theta + L_c \cos \theta)}$

- $S_c = 11/8$  para tubos cuadrados
- Velocidad promedio del fluido en el elemento de sedimentación de alta tasa o carga superficial en el área de sedimentación de alta *tasa*

$$v_o = \frac{Q}{A \text{ sen } \theta} = \frac{19200 \text{ m}^3 / \text{d}}{92,5 \text{ m}^2 \text{ sen } 60} = 240 \text{ m/d} = 0,17 \text{ m/min}$$

- Longitud relativa del sedimentador:  $L = l/d = 71/6,5 = 11$
- Longitud relativa para la región de transición en tubos:

$$L' = 0,013 \frac{v_o d}{\nu} = 0,013 \frac{0,17 \times 0,065}{60 \times 1,139 \times 10^{-6}} = 2$$

$$\nu = 1,139 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s} \text{ viscosidad cinemática a } 15^\circ\text{C}$$

- Longitud relativa del sedimentador de alta tasa en flujo laminar, corregida en la longitud de transición:

$$L_c = L - L'$$

$$L_c = 11 - 2 = 9$$

- Velocidad crítica de sedimentación:

$$v_{sc} = \frac{S_c v_o}{(\text{sen } \theta + L_c \cos \theta)} = \frac{11 \times 240}{8 (\text{sen } 60 + 9 \cos 60)} = 61,5 \text{ m/d}$$

- Carga hidráulica superficial (CHS):

$$\text{CHS} = \frac{Q}{A} = \frac{19200 \text{ m}^3/\text{d}}{92,5 \text{ m}^2}$$

$$\text{CHS} = 207 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \times \text{d}}$$

Este valor obtenido está de acuerdo a las recomendaciones de diseño de Arboleda Valencia (Arboleda Valencia, 2000a), que especifica un rango de valores entre 120 y 300  $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ , para sedimentadores.

- Tiempo de retención en los tubos cuadrados:

$$t = \frac{l}{v_0} = \frac{0,71\text{m}}{0,17\text{m/min}}$$

$$\mathbf{t = 4,18 \text{ min}}$$

Valor de acuerdo a la referencia (Jaime Alberto Romero Rojas, 1999), que recomienda valores entre 3 y 6 min.

- Tiempo de retención en el tanque de sedimentación:

$$T = \frac{V}{Q} = \frac{315 \text{ m}^3 \times 5}{800 \text{ m}^3/\text{h}}$$

$$\mathbf{T = 2 \text{ h}}$$

Este valor obtenido está de acuerdo a las recomendaciones de diseño de Jaime Romero Rojas (Romero Rojas, 1999), que especifica un rango de valores entre 2 y 4 horas para un aguas que luego serán sometida a la etapa de filtración.

#### IV. FILTRACIÓN

En el módulo A se lleva a cabo mediante cinco filtros rápidos descendentes por gravedad con manto filtrante de arena y lavado a contracorriente con agua. Dichos filtros se muestran en la *Figura 12* y tienen las siguientes características:

- ✓ *Área total de filtración:* 155 m<sup>2</sup>.
- ✓ *Velocidad de filtración* =  $\frac{800 \text{ m}^3/\text{h}}{155 \text{ m}^2} = 5,2 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \times \text{h}}$
- ✓ *Conformación del manto filtrante:* se describe en *Tabla 8*.

**Tabla 8: Conformación manto filtrante módulo A**

Tipo	Tamaño (mm)	Altura (cm)
Grava gruesa	12 – 30	12
Grava media	6 – 9	8
Grava fina	4 – 6	8
Gravilla	2 – 4	8
Arena (Cu = 1,6)	0,6 – 0,9	34
		<b>TOTAL: 70 cm</b>

- ✓ *Duración de la carrera de filtración:* 24 horas.

- ✓ *Velocidad de lavado:*  $50 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \times \text{h}}$

✓ *Tiempo de lavado: 10 minutos.*

Los parámetros de operación y lavado del filtro están de acuerdo a las recomendaciones de ENOHSA (ENOHSA, n.d.-a).



*Figura 12: Sala de filtros rápidos módulo A*

## **B. MÓDULO B**

Como se mencionó anteriormente la totalidad del agua captada se descarga en una cámara de partición de caudal y se reparte el agua para ambos módulos de potabilización. Dos canales abiertos de sección rectangular conducen el agua al módulo B de potabilización (*Figura 13*).



**Figura 13: Módulo B de potabilización**

El módulo B tiene una capacidad total de tratamiento de  $1.700 \text{ m}^3/\text{h}$ , distribuidos en los dos canales. Cada uno conduce, al módulo B,  $850 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $0,236 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

En el módulo B se llevan a cabo las siguientes etapas:

### ***I. COAGULACIÓN***

En ambos canales del módulo B la mezcla rápida se lleva a cabo en canaletas Parshall y el coagulante utilizado es policloruro de aluminio.

Ambas canaletas Parshall son iguales (*Figura 14*), y sus dimensiones son las informadas en la *Tabla 9*.



**Figura 14: Canaletas Parshall módulo B**

**Tabla 9: Dimensiones canaleta Parshall módulo B**

De Tabla 5 (ENOHSA, 2000a)	C (m)	0,695
	D (m)	0,695
	K (m)	0,076
	N (m)	0,229
	W (m)	0,457
De Tabla 6 para W = 2" (ENOHSA, 2000a)	k	0,966
	n	0,650

Aplicando la metodología descrita en el apartado A. COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN de este capítulo, para calcular el Gradiente de velocidad (G) y el tiempo de mezcla (T), se obtienen los valores ilustrados en la *Tabla 10*.

El caudal de diseño cada canal del módulo B es 850 m<sup>3</sup>/h (0,236 m<sup>3</sup>/s) y en la *Tabla 6* se indican la propiedades físicas, peso específico y viscosidad dinámica, a 21 °C.

**Tabla 10: Procedimiento de cálculo para G y T, módulo B**

Profundidad en sección 0	<b>H<sub>0</sub> (m)</b>	0,378
	<b>D<sub>0</sub></b>	0,616
Velocidad en sección 0	<b>U<sub>0</sub> (m/s)</b>	1,015
Caudal específico en la garganta de la Parshall	<b>q (m<sup>3</sup>/s.m)</b>	0,517
Carga hidráulica disponible	<b>E<sub>0</sub> (m)</b>	0,659
	<b>cosθ</b>	-0,566
	<b>θ</b>	124,5
	<b>θ/3</b>	41,5
	<b>cos(θ/3)</b>	0,749
Velocidad en sección 1	<b>U<sub>1</sub> (m/s)</b>	3,111
Profundidad sección 1	<b>h<sub>1</sub> (m)</b>	0,166
N° de Froude	<b>F<sub>1</sub></b>	2,4
Profundidad sección 2	<b>h<sub>2</sub> (m)</b>	0,495
Profundidad sección 3	<b>h<sub>3</sub> (m)</b>	0,342
Velocidad en sección 3	<b>U<sub>3</sub> (m/s)</b>	0,992
Extensión resalto	<b>L (m)</b>	1,976
Pérdida de carga	<b>h (m)</b>	0,109
Tiempo de mezcla	<b>T (s)</b>	0,96
Gradiente de velocidad	<b>G (s<sup>-1</sup>)</b>	1061,85

Estos valores de G y T, están de acuerdo a las recomendaciones de distintos autores citados en (ENOHSA, 2000a), según lo informado en el apartado A. COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN de este capítulo.

## II. FLOCULACIÓN

En este módulo se lleva a cabo una floculación mecánica. Es un floculador mecánico a paletas de eje vertical (*Figura 15*).



**Figura 15: Floculador mecánico módulo B**

Está constituido por cuatro líneas de floculación seguida de sedimentación. Cada uno de los canales suministra agua a dos líneas de tratamiento.

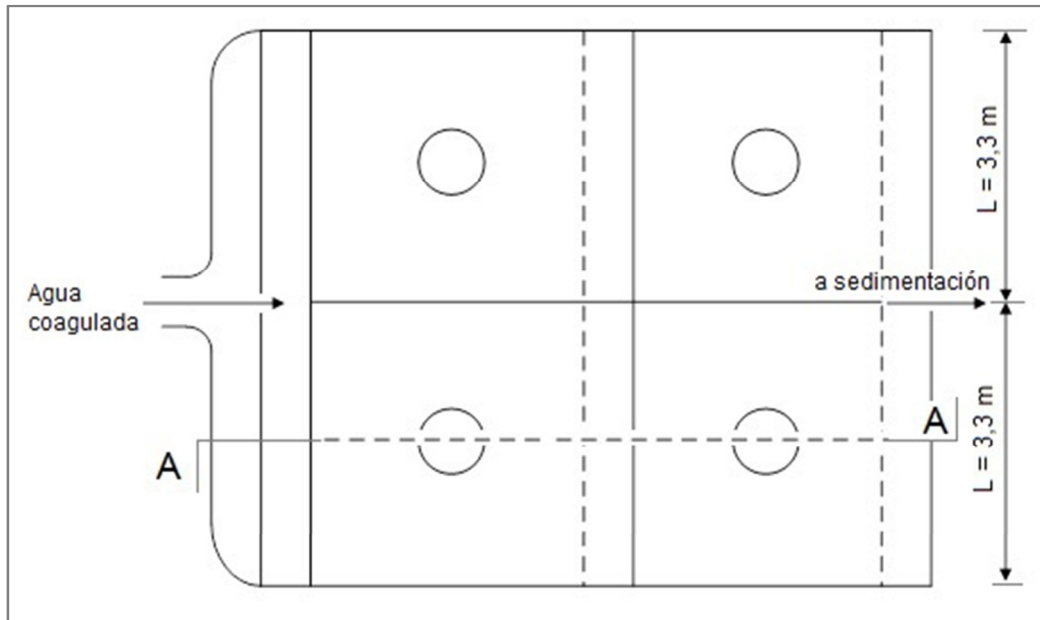
Cada uno de estas líneas cuenta con dos cámaras en serie (*Figura 16*). El agua que ingresa a cada uno de los cuatro sedimentadores se reparte en dos corrientes, las cuales pasan por dos cámaras de floculación instaladas en serie. Cada una de estas cámaras está provista de su agitador y tienen las dimensiones ilustradas en las *Figuras 16 y 17*, por lo tanto:

- Volumen (V) = 3,3 m x 4 m x (1,33 + 1,12) m = 32,34 m<sup>3</sup>
- Tiempo de floculación en cada cámara =  $\frac{V}{Q} = \frac{32,34 \text{ m}^3}{212,5 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}} = 0,15 \text{ h} = 9 \text{ min}$
- Tiempo total de floculación (T) = 9 min x 2 = 18 min

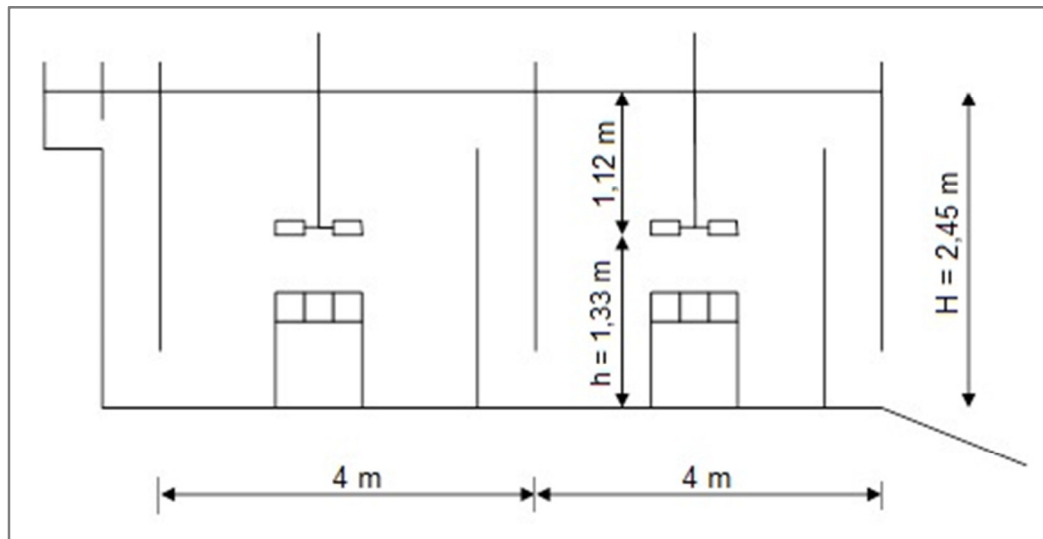
La agitación va disminuyendo en el sentido del flujo:

- Primera etapa de floculación:
  - ✓ Potencia de los agitadores = 1,5 HP
  - ✓ Velocidad de rotación = 30 rpm

- Segunda etapa de floculación:
  - ✓ Potencia de los agitadores = 0,75 HP
  - ✓ Velocidad de rotación = 21 rpm

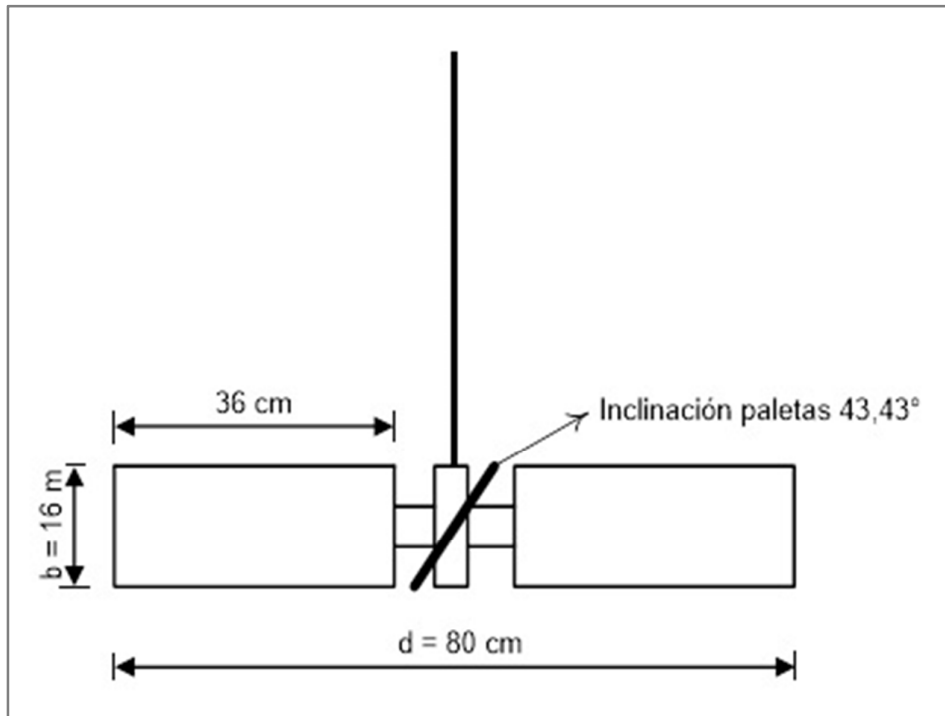


**Figura 16: Vista en planta floculación mecánica**



**Figura 17: Corte AA floculación mecánica**

El agitador es tipo turbina de flujo axial, con cuatro aletas de 0,16 m × 0,36 m cada una e inclinadas 43,43° (Figura 18), poseen un dispositivo antivórtice como se observa en la Figura 15. El diámetro del agitador es de 0,80 m.



**Figura 18: Detalle paletas agitador floculación modulo B**

Verificación de las condiciones de floculación mecánica del módulo B, siguiendo la secuencia de cálculos de Romero Rojas (Romero Rojas, 1999).

1. Gradientes de velocidad:

- 1<sup>ra</sup> etapa de floculación:

- ✓ Velocidad de rotación (N) = 30 rpm = 0,5 rps

$$N = \left( \frac{P}{K \times \rho \times d^5} \right)^{\frac{1}{3}} \Rightarrow 0,5 = \left( \frac{P}{0,75 \times 1000 \times 0,8^5} \right)^{\frac{1}{3}}$$

$$\Rightarrow P = 30,72 \text{ watt}$$

- ✓  $G^2 = \frac{P}{V \mu} = \frac{30,72}{32 \times 0,00114} \Rightarrow \mathbf{G = 29 \text{ seg}^{-1}}$

- ✓ Tiempo de floculación (T) = 9 min  $\Rightarrow \mathbf{T = 540 \text{ seg}}$

- ✓ Área de paletas =  $2 \times 0,16 \text{ m} \times 0,36 \text{ m} \times \text{sen } 43,43 = 0,08 \text{ m}^2$

- 2<sup>da</sup> etapa de floculación:

- ✓ Velocidad de rotación (N) = 21 rpm = 0,35 rps

$$N = \left( \frac{P}{K \times \rho \times d^5} \right)^{\frac{1}{3}} \Rightarrow 0,35 = \left( \frac{P}{0,75 \times 1000 \times 0,8^5} \right)^{\frac{1}{3}}$$

$$\Rightarrow P = 10,54 \text{ watt}$$

$$\checkmark G^2 = \frac{P}{V \mu} = \frac{10,54}{32 \times 0,00114} \Rightarrow \underline{\mathbf{G = 17 \text{ seg}^{-1}}}$$

$$\checkmark \text{Tiempo de floculación (T) = 9 min} \Rightarrow \underline{\mathbf{T = 540 \text{ seg}}}$$

$$\checkmark \text{Área de paletas} = 2 \times 0,16 \text{ m} \times 0,36 \text{ m} \times \text{sen } 43,43 = 0,08 \text{ m}^2$$

## 2. Geometría de las turbinas y cuba de floculación.

El ENOHSA (ENOHSA, 2000b) recomienda que para turbinas de flujo axial se cumplan las siguientes relaciones geométricas:

$$b = \frac{d}{8}$$

$$2 \leq \frac{L}{d} \leq 6,6$$

$$2,7 \leq \frac{H}{d} \leq 3,9$$

$$0,9 \leq \frac{h}{d} \leq 1,1$$

En las *Figuras 16, 17 y 18* se ilustran las dimensiones L, h, H, b y d respectivamente.

$$\checkmark b = \frac{d}{8} = \frac{0,8}{8} = 0,1 \text{ m cumple esta relación, ya que } 0,16 \times \text{sen } 43,43 = 0,1 \text{ m}$$

$$\checkmark \frac{L}{d} = \frac{3,3}{0,8} = 4,1 \text{ cumple con esta relación}$$

$$\checkmark \frac{H}{d} = \frac{2,45}{0,8} = 3,1 \text{ cumple con esta relación}$$

$$\checkmark \frac{h}{d} = \frac{1,33}{0,8} = \underline{\mathbf{1,66 \text{ no cumple con esta relación}}}, \text{ para que cumpla h debería}$$

$$\text{ser igual a } 0,8 \text{ entonces } \frac{h}{d} = 1$$

La altura desde el fondo hasta el agitador,  $h$ , debería ajustarse a 0,8 m para que cumpla con las recomendaciones dadas por el ENOHSA.

En cuanto a los gradientes de velocidad y tiempos de floculación calculados:

- Primera etapa:  $G = 29 \text{ s}^{-1}$  y  $T = 9 \text{ min}$  (540 s)
- Segunda etapa:  $G = 17 \text{ s}^{-1}$  y  $T = 9 \text{ min}$  (540 s)
- Tiempo total de floculación = 18 min

Se puede decir que el gradiente de velocidad es muy bajo para la primera etapa. Los autores recomiendan un rango para varias etapas, si dicen  $10 - 100 \text{ s}^{-1}$  significa  $100 \text{ s}^{-1}$  para la primera etapa y  $10 \text{ s}^{-1}$  para la última. Generalmente se usan tres gradientes. Esto está de acuerdo a la recopilación realizada por Romero Rojas (Romero Rojas, 1999):

**Según Fair y Geyer** (Fair y Geyer, 1954):

$$G = 10 - 75 \text{ s}^{-1}$$

$$T > 10 \text{ min}$$

$$G.T = 10000 - 100000$$

**Según la AWWA** (AWWA, 2011):

$$G = 5 - 100 \text{ s}^{-1}$$

$$G.T = 30000 - 150000$$

$$T = 20 - 60 \text{ min}$$

**Según Steel** (Steel, 1960):

$$T = 30 - 60 \text{ min}$$

$$G = 10 - 75 \text{ s}^{-1}$$

$$G.T = 23000 - 210000$$

**Según ENOHSA** (ENOHSA, 2000b):

$$G.T = 1.10^4 - 1.10^5$$

$$G = 10 - 70 \text{ s}^{-1}$$

$$T = 20 - 30 \text{ min}$$

Según **Metcalf y Eddy** (Metcalf y Eddy, 1995) debería subirse también el gradiente de velocidad de la segunda etapa, si bien el tiempo de floculación estaría dentro de las recomendaciones:

$$G = 20 - 75 \text{ s}^{-1}$$

$$T = 15 - 30 \text{ min}$$

$$G.T = 10000 - 100000$$

### III. SEDIMENTACIÓN

El módulo B de potabilización consta de cuatro sedimentadores de alta tasa con tubos de sedimentación cuadrados inclinados a  $60^\circ$ .

El caudal de diseño es de  $1.700 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $40.800 \text{ m}^3/\text{d}$ )

Cada sedimentador tiene las siguientes características:

- Volumen =  $720 \text{ m}^3$
- Ancho =  $7,8 \text{ m}$
- Longitud =  $30 \text{ m}$
- Tubos de sedimentación: son cuadrados de  $6,5 \text{ cm}$  de lado ( $d$ ), longitud  $71$  ( $l$ )  $\text{cm}$ , ángulo de inclinación de  $60^\circ$  y cubren los últimos  $7,4 \text{ m}$  de cada sedimentador. Por lo tanto:

- ✓ Superficie cubierta por placas en cada sedimentador:

$$7,8 \times 7,4 = 57,72 \text{ m}^2$$

- ✓ Superficie total cubierta por placas:

$$57,72 \text{ m}^2 \times 4 = 231 \text{ m}^2$$

- ✓ Superficie de cada sedimentador:  $234 \text{ m}^2$

- ✓ Superficie total de sedimentación:  $936 \text{ m}^2$

Determinación de la carga hidráulica superficial, adaptado de la referencia (Romero Rojas, 1999):

- Velocidad crítica de sedimentación:  $v_{sc} = \frac{S_c v_o}{(\text{sen } \theta + L_c \cos \theta)}$

- $S_c = 11/8$  para tubos cuadrados
- Velocidad promedio del fluido en el elemento de sedimentación de alta tasa o carga superficial en el área de sedimentación de alta *tasa*

$$v_o = \frac{Q}{A \text{ sen } \theta} = \frac{40800 \text{ m}^3 / \text{d}}{231 \text{ m}^2 \text{ sen } 60} = 204 \text{ m/d} = 0,142 \text{ m/min}$$

- Longitud relativa del sedimentador:  $L = l/d = 71/6,5 = 11$
- Longitud relativa para la región de transición en tubos:

$$L' = 0,013 \frac{v_0 d}{\nu} = 0,013 \frac{0,142 \times 0,065}{60 \times 1,139 \times 10^{-6}} = 1,76$$

$$\nu = 1,139 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s} \text{ viscosidad cinemática a } 15^\circ\text{C}$$

- Longitud relativa del sedimentador de alta tasa en flujo laminar, corregida en la longitud de transición:

$$L_c = L - L'$$

$$L_c = 11 - 1,76 = 9,24$$

- Velocidad crítica de sedimentación:

$$v_{sc} = \frac{S_c v_0}{(\sin \theta + L_c \cos \theta)} = \frac{11 \times 204}{8(\sin 60 + 9,24 \cos 60)} = 51,13 \text{ m/d}$$

- Carga hidráulica superficial (CHS):

$$\text{CHS} = \frac{Q}{A} = \frac{40800 \text{ m}^3/\text{d}}{231 \text{ m}^2}$$

$$\text{CHS} = 177 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \times \text{d}}$$

Valor de acuerdo a la referencia (Arboleda Valencia, 2000a) que recomienda valores entre 120 y 300 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d

- Tiempo de retención en los tubos cuadrados:

$$t = \frac{l}{v_0} = \frac{0,71 \text{ m}}{0,142 \text{ m/min}}$$

$$\mathbf{t = 5 \text{ min}}$$

Valor de acuerdo a la referencia (Romero Rojas, 1999), que recomienda valores entre 3 y 6 min.

- Tiempo de retención en el tanque de sedimentación:

$$T = \frac{V}{Q} = \frac{720 \text{ m}^3 \times 4}{1700 \text{ m}^3/\text{h}}$$

$$\mathbf{T = 1,7 \text{ h}}$$

De acuerdo a la referencia (Romero Rojas, 1999), que recomienda valore entre 2 y 4 horas para un agua que luego va a ser sometida a filtración, debería incrementarse el tiempo de retención en el sedimentador.

#### IV. FILTRACIÓN

En el módulo B se lleva a cabo mediante ocho filtros rápidos descendentes por gravedad con manto filtrante de arena y antracita. Se realiza lavado a contracorriente con agua. Dichos filtros tienen las siguientes características:

- ✓ Área total de filtración: 282,88 m<sup>2</sup>.
- ✓ Velocidad de filtración =  $\frac{1700 \text{ m}^3/\text{h}}{282,88 \text{ m}^2} = 6,01 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \times \text{h}}$
- ✓ Conformación del manto filtrante: se describe en Tabla 11.

**Tabla 11: Conformación manto filtrante módulo B**

Tipo	Tamaño (mm)	Altura (cm)
Grava gruesa	12 – 30	10
Grava media	6 – 9	6
Grava fina	4 – 6	6
Gravilla	2 – 4	8
Arena (Cu = 1,6)	0,5 – 0,65	25
Antracita (Cu = 1,5)	1 – 1,2	30
		<b>TOTAL: 85 cm</b>

- ✓ Duración de la carrera de filtración: 24 horas.
- ✓ Velocidad de lavado:  $50 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \times \text{h}}$
- ✓ Tiempo de lavado: 10 minutos.

Los parámetros de operación y lavado del filtro están de acuerdo a las recomendaciones de ENOHSA (ENOHSA, n.d.-a).

#### C. CASA QUÍMICA

En la casa química se prepararan los insumos destinados al proceso de potabilización.

Los puntos de dosificación de coagulante están centralizados en un lugar. Para el caso del sulfato de aluminio se preparan soluciones al 20% de concentración, y se dosifica de acuerdo a la dosis óptima determinada en laboratorio. En la *Figura 19*

se observan los tanques destinados a la preparación de la solución de sulfato de aluminio.

El policloruro de aluminio se dosifica puro, la *Figura 20* muestra las instalaciones de dosificación de PAC.



**Figura 19: Tanques destinados a la preparación de las soluciones de sulfato de aluminio al 20 %**



**Figura 20: Instalación para la dosificación de PAC**

En la casa química también hay tanques destinados a la preparación de soluciones de polielectrolitos, en caso que sea necesaria su dosificación.

También se encuentran tanques provistos de agitadores para preparar una disolución de cal hidratada.

Los coagulantes (sulfato de aluminio y PAC) se dosifican inmediatamente después de la cámara de carga, aprovechando la turbulencia. Se realiza la post alcalinización, luego de la sedimentación, no es necesario alcalinizar antes de la dosificación de coagulantes, ya que el agua natural de río Uruguay tiene la alcalinidad suficiente para el proceso de coagulación. Se utiliza como agente alcalinizante cal hidratada ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), se prepara una lechada de cal y se dosifica luego de la etapa de sedimentación. En caso de ser necesaria la dosificación de polielectrolitos, los mismos se agregan en la canaleta Parshall.

#### **D. SALA DE CLORACIÓN**

Existe una sala de cloración centralizada. Desde la misma la solución clorada es conducida a dos puntos de dosificación en el módulo A, al ingreso y a la salida de la etapa de filtración (pre y post filtración) y a dos puntos de dosificación en el módulo B, también pre y post filtración.

Es un sistema de cloración al vacío, que cuenta con dos baterías de cinco tubos, conectados en paralelo, que trabajan alternadamente (*Figura 21*). Mientras una de las baterías está en operación, la otra está a la espera de entrar en funcionamiento.

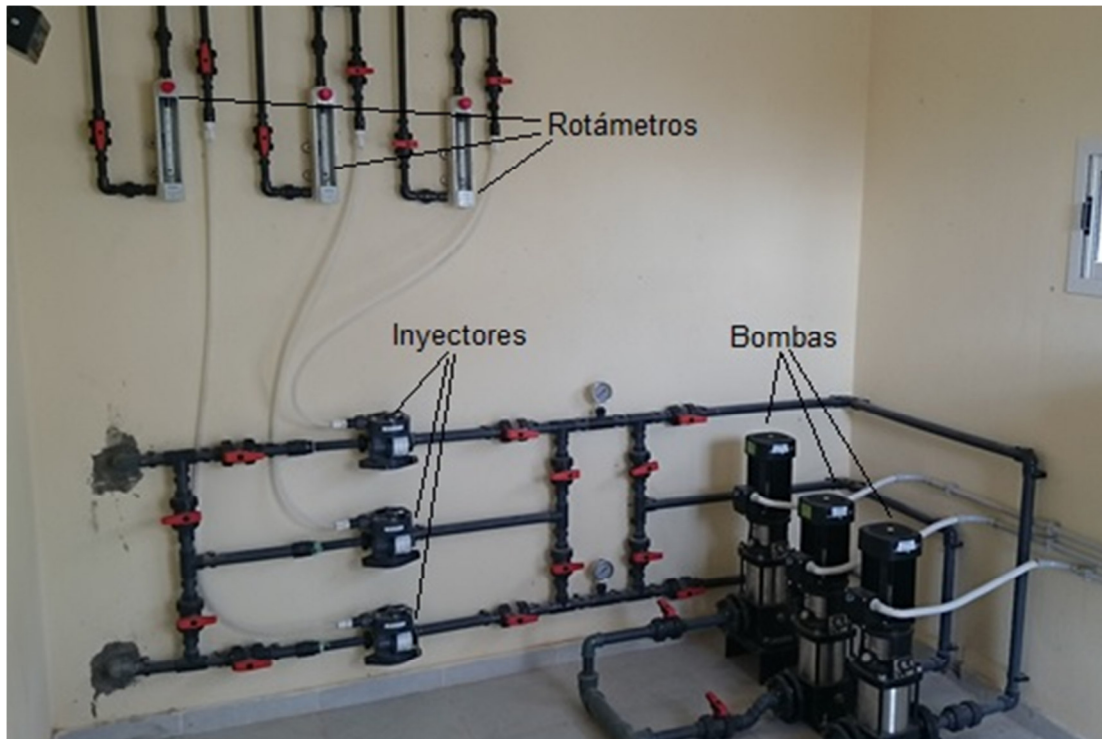


**Figura 21: Batería de tubos conectada en paralelo estación de cloración**

El gas que sale de los tubos ingresa al sistema de cloración a través de una válvula reguladora de presión (*Figura 21*), está válvula contiene un diafragma, presionado por un fuelle, que regula la presión en el equipo. Para que el diafragma se abra y pueda ingresar cloro al clorador, el vacío en éste debe ser mayor que la fuerza que desarrolla el fuelle (ENOHSA, n.d.-b).

El flujo de cloro que sale de la válvula se mide con rotámetros (*Figura 22*), mediante el cual se puede variar el área de paso de acuerdo al caudal de cloro a dosificar. Los rotámetros regulan el paso de gas cloro hacia los inyectores, o eyectores. Los inyectores consisten en un tubo venturi que producen una subpresión debido al paso de una corriente de agua a través del mismo. Esto provoca la mezcla del gas cloro con la corriente de agua, saliendo del inyector una solución clorada. La corriente de agua es impulsada por una bomba (*Figura 22*).

La *Figura 22* muestra tres equipos de rotámetro, inyector y bomba; dos de los cuales realizan la inyección de la solución clorada en el módulo A y en el módulo B respectivamente, y el tercer equipo queda como reserva en caso de mantenimiento de alguno de los otros dos.



*Figura 22: Rotámetros, inyectores y bombas de Estación de cloración*

### **E. CISTERNA DE RESERVA DE AGUA POTABLE**

La Planta Potabilizadora cuenta con dos cisternas para el almacenamiento de agua potable, en conjunto tienen una capacidad de almacenamiento de 15.000 m<sup>3</sup> y reciben el agua tratada en los módulos A y B.

### **F. ESTACIÓN DE BOMBEO DE AGUA POTABLE**

Existen dos estaciones de bombeo que captan el agua almacenadas en las cisternas de almacenamiento de agua tratada y la impulsan a la red de distribución. En conjunto tienen una capacidad de bombeo de 3.300 m<sup>3</sup>/h.

### **G. DATOS DE FUNCIONAMIENTO DE LA PLANTA**

En el capítulo 5 se reportan datos de funcionamiento de la planta potabilizadora.

**CAPITULO 4**

**ENSAYOS PARA LA REMOCIÓN DE  
MICROCYSTINAS**

## **4. CAPÍTULO 4**

### **4.1. INTRODUCCIÓN**

En este capítulo se presentan los resultados de dos trabajos realizados a escala de laboratorio, en los cuales se ensayaron distintos tratamientos para la remoción de microcystinas en agua.

En primer lugar se muestran los resultados de la acción del cloro y del carbón activado en polvo sobre una solución de agua destilada adicionada con microcystinas.

En la segunda parte se estudian:

- la acción de los proceso de oxidación, con cloro y con permanganato de potasio, sobre agua proveniente de un sedimentador de planta potabilizadora, adicionada con microcystinas y
- la acción de la adsorción sobre carbón activado en polvo, sobre agua natural, también adicionada con microcystinas.

En el monitoreo de Planta Potabilizadora no se han detectado microcystinas en agua natural del río Uruguay, ni a la salida de planta en agua de consumo, por este motivo no se puede evaluar la remoción a escala planta de este parámetro.

## **4.2. ENSAYO CON AGUA DESTILADA**

### **A. OBJETIVO**

Evaluar la remoción de microcystinas en una muestra de agua destilada adicionada con microcystinas bajo la acción de los tratamientos de oxidación con cloro y de adsorción sobre carbón activado en polvo (CAP), en condiciones de laboratorio.

### **B. METODOLOGÍA**

La primera etapa del trabajo es común para ambos ensayos, tratamiento sobre una solución de agua destilada y tratamiento sobre una solución de agua sedimentada proveniente del proceso de potabilización, y consiste en la extracción, purificación y cuantificación de las endotoxinas microcystinas.

#### *I. EXTRACCIÓN, PURIFICACIÓN Y CUANTIFICACIÓN DE LAS ENDOTOXINAS PRODUCIDAS EN LAS CONDICIONES AMBIENTALES NATURALES.*

- a. Se extrajeron muestras de agua, del embalse de la represa de Salto Grande, de una zona con visible presencia de floraciones de cianobacterias (*Figura 23*).
- b. Se realizó un screening de las muestras mediante observación microscópica para asegurar el predominio de especies de cianobacterias potencialmente productoras de microcystina.
- c. Mediante filtración a través de papel de filtro en embudo buchner se concentró la biomasa de células.
- d. Para liberar la toxina contenida en el interior de la célula se provocó la lisis celular, mediante ciclos alternados de congelación – descongelación (-18 °C/20°C)
- e. Luego de tres ciclos de congelación – descongelación, se centrifugó a 4500 rpm, para separar los restos celulares del líquido intracelular, que contiene la toxina microcystina.
- f. Se determinó la concentración de microcystina por el método inmuno ensayo ELISA. La concentración de la solución de microcystina fue de 24.700 µg/l equivalente.



**Figura 23: Embalse de Salto Grande con visible desarrollo de un bloom algal**

## **II. ENSAYO DE OXIDACIÓN CON CLORO A DISTINTOS PH Y TIEMPOS DE CONTACTO**

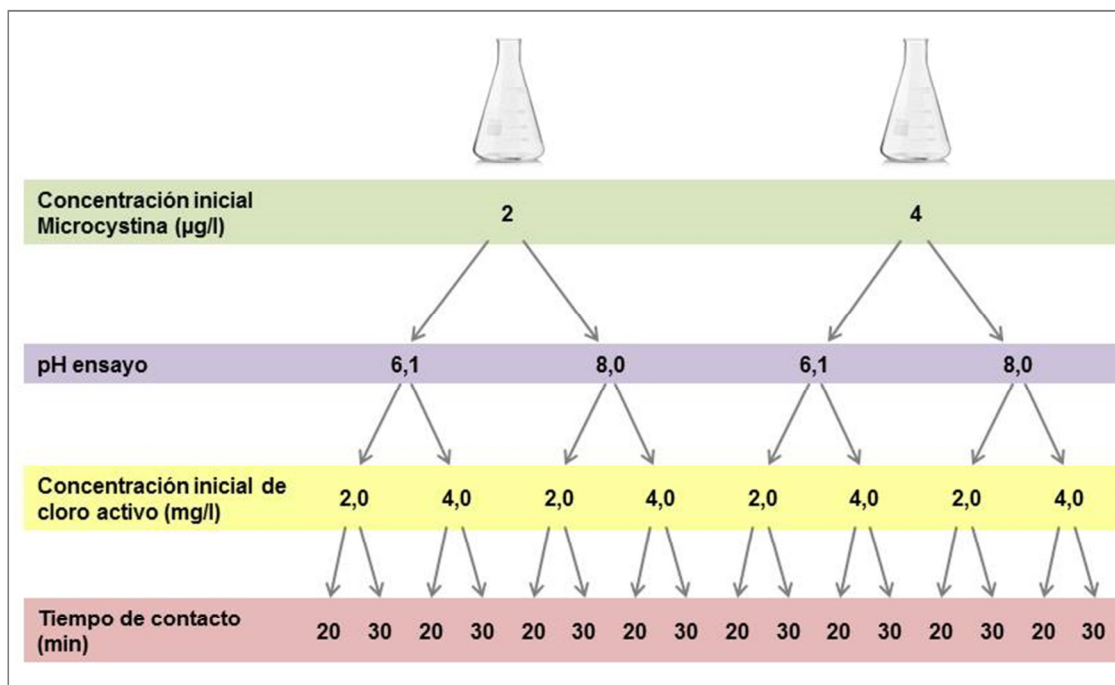
Las variables estudiadas en este ensayo fueron:

- ✓ Concentración inicial de microcystinas ( $\mu\text{g/l}$ ): 2 y 4, preparada a partir de la solución obtenida en el punto I.
- ✓ pH: 6,1 y 8,0.
- ✓ Concentración inicial de cloro ( $\text{mg/l}$ ): 2 y 4.
- ✓ Tiempo de contacto (min): 20 y 30.

Para cumplir con los objetivos de tratamiento planteados se siguieron las siguientes etapas:

- Se prepararon soluciones en agua destilada, de concentración 2 y 4  $\mu\text{g/l}$  de microcystinas. Sobre cada una de estas soluciones se ajustó el pH a dos valores distintos y se evaluó la acción del cloro, en dos concentraciones distintas y bajo dos tiempos de contacto diferentes. Se evaluó la acción a pH 6,1, con ácido clorhídrico; y a pH 8, con hidróxido de sodio. Se trabajó con soluciones de concentración inicial de 2 y 4  $\text{mg/l}$  de cloro activo y se ensayaron tiempos de contacto de 20 y 30 minutos (*Figura 24*).
- Se detiene la reacción con tiosulfato de sodio, se dosifica un 1 ml de una solución 0,5 M.

- Se realizó la determinación de indicadores de calidad de agua tratada luego de aplicar los tratamientos propuestos: Cloro activo, Cloro residual libre, concentración de microcystinas.
- Se realizaron dos réplicas de cada ensayo, y cada réplica se realizó por duplicado



**Figura 24: Ensayo oxidación con cloro, sobre microcystinas, en distintas condiciones de pH, concentración inicial de cloro activo y tiempos de contacto en agua destilada adicionada**

### III. ENSAYO DE ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO EN POLVO (CAP)

En estos ensayos se utilizaron como variables:

- ✓ Concentración inicial de microcystinas (µg/l): 2 y 4.
- ✓ Concentración de CAP aplicada (mg/l). 3, 5, 10, 15, 20, 50 y 100.

Se utilizó carbón activado en polvo (CAP) de base vegetal (madera), se describen sus características más adelante, en el apartado 4.2.B.V.

Para cumplir con los objetivos de tratamiento planteados en este apartado se realizaron las siguientes etapas de trabajo:

- Se prepararon soluciones, en agua destilada, de concentración 4 y 10 µg/l de microcystinas. Sobre cada una de estas soluciones se evaluó la acción del CAP, a distintas concentraciones, 3, 5, 10, 15, 20, 50 y 100 mg/l, respectivamente, con agitación lenta durante 1 hora a 20°C (Figura 25).
- Se efectuó la medición de concentración de microcystinas luego del ensayo.

- Se realizaron dos réplicas de cada ensayo, y cada réplica se realizó por duplicado.

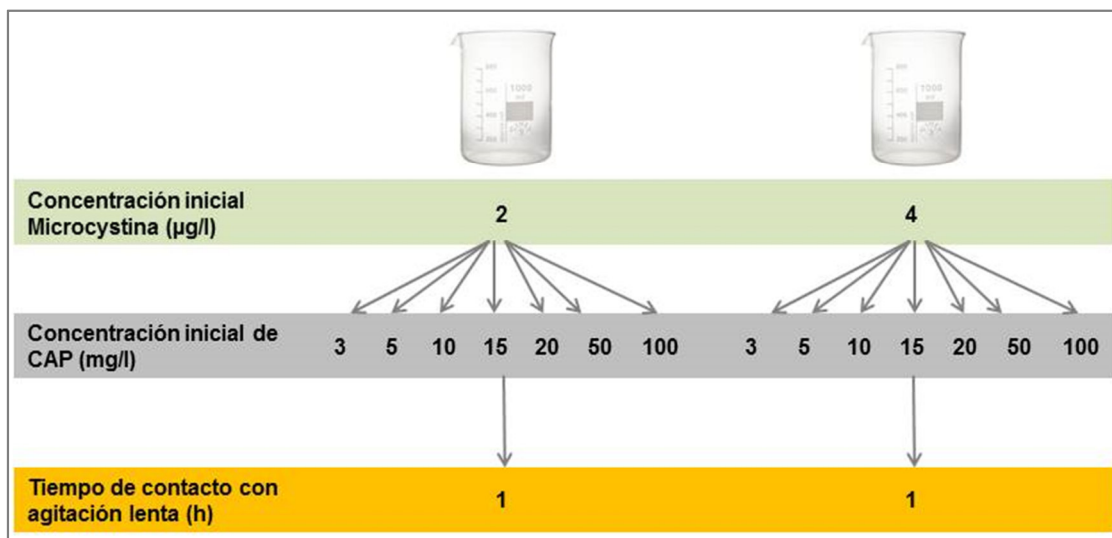


Figura 25: Ensayo de adsorción de carbón activado en polvo sobre microcystinas, en agua destilada adicionada

#### IV. TÉCNICAS ANALÍTICAS UTILIZADAS

- Determinación de pH:** método electrométrico (APHA, AWWA, y WPCF, 1992). Se cuenta para las determinaciones con Potenciómetro marca ORION, modelo 290 A (Figura 26).

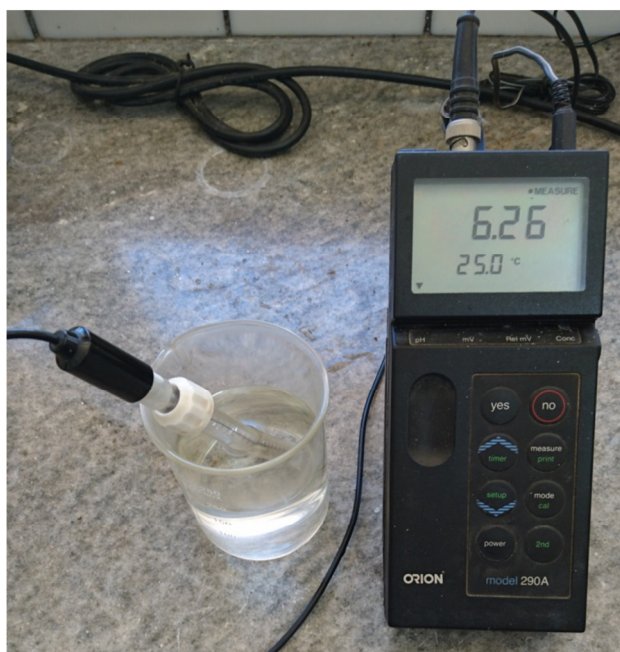


Figura 26: Potenciómetro ORION 290A

- Determinación de Cloro activo:** método yodométrico (APHA y col., 1992).

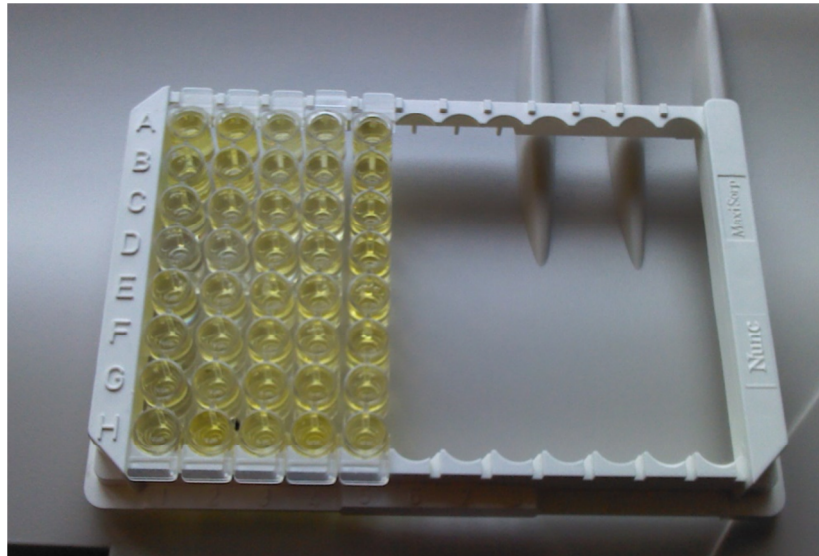
- **Determinación de Cloro residual libre:** Método colorimétrico de la DPD (*N,N*-dietil-*p*-fenilendiamina) (APHA y col., 1992). Se cuenta con espectrofotómetro HACH DR 2010 para la medición fotométrica de concentración (Figura 27)



**Figura 27: Espectrofotómetro HACH DR 2010**

- **Determinación de Microcystinas:** método inmunológico ELISA. Se utilizó kit de microplacas de la marca Enviroligix Inc. Límite de detección del método 0,147 µg/L y Límite de cuantificación 0,16 µg/L. El kit contiene 96 microplacas recubiertas con anticuerpos específicos para microcystinas. El kit se utilizó siguiendo las recomendaciones del fabricante. Las microplacas fueron leídas en el fotómetro lector de microplacas a una longitud de onda de 450 nm con una longitud de onda de referencia de 650 nm. La concentración de microcystinas fue calculada por medio de curva de calibrado utilizando los estándares provistos por el fabricante. El método ELISA presenta una buena correlación con la cromatografía líquida de alta performance (HPLC), con  $R^2 = 0,904$ , no se observa una tendencia en uno de los métodos (ELISA o HPLC) de leer consistentemente valores más altos o más bajos (Xagorarakí y col., 2006). Los resultados de ELISA correlacionan muy bien con HPLC, aunque en ELISA no puede investigarse en detalle los productos de oxidación de microcystinas (Rodríguez, Acero, Spoof, y Meriluoto, 2008). Otros autores también han informado la buena correlación en los resultados obtenidos entre ELISA y HPLC (Lahti y col., 2001).

En la *Figura 28* se observan las microplacas en la etapa de reacción y en la *Figura 29* el fotómetro para la lectura de microplacas.



**Figura 28: Microplacas en tiempo de reacción**



**Figura 29: Fotómetro lector de microplacas**

- **Subproductos de cloración:** las determinaciones fueron realizadas en Laboratorio Central de AySA, por cromatografía gaseosa, método 6232B “*Standard methods for the examination of water and wastewater*” 21<sup>o</sup> edición, los siguientes compuestos Cloroformo, Bromodichlorometano, Dibromoclorometano, Bromoformo y Trihalometanos totales (APHA, AWWA, y WEF, 2005).

## V. ESPECIFICACIONES DEL CARBÓN ACTIVADO

El Carbón Activado utilizado es en polvo, de origen vegetal, fabricado a partir de madera y activado con vapor.

Es un producto diseñado para aplicaciones en potabilización de agua.

El nombre comercial es **CLARIMEX 046-V6** y presenta las propiedades detalladas en la Tabla 12.

**Tabla 12: Especificaciones carbón activado en polvo**

<b>CARBÓN ACTIVADO EN POLVO CLARIMEX 046-V6</b>	
<b>ESPECIFICACIONES</b>	
Índice de lodo (mg I <sub>2</sub> /g)	600 mín.
Humedad al empacar (%)	8 máx.
Densidad aparente (g/cm <sup>3</sup> )	0,35 ± 0,05
Fenol (g/l)	2,5 máx.
<b>GRANULOMETRÍA</b>	
% que pasa malla 100	99 mín.
% que pasa malla 200	95 mín.
% que pasa malla 325	90 mín.

### **4.3. ENSAYO CON AGUA SEDIMENTADA DEL PROCESO DE POTABILIZACIÓN**

Se estudió la acción de los siguientes tratamientos, sobre soluciones de microcystina, preparadas con agua proveniente de los sedimentadores:

- Oxidación con cloro en distintos tiempos de contacto.
- Oxidación con permanganato de potasio.

Y agua natural para el tratamiento con carbón activado en polvo.

Para valorar la acción de los tratamientos propuestos sobre la microcystina se prepararon soluciones de concentración conocida a partir del concentrado de toxina previamente obtenido y descrito en el apartado 4.2.B.I., de este capítulo, adicionando agua proveniente de los sedimentadores de planta potabilizadora.

## **A. ENSAYO PARA DETERMINAR LA ACCIÓN DEL CLORO SOBRE MICROCYSTINAS**

En este ensayo se utilizaron como antecedente los trabajos previos realizados para determinar la acción del cloro, en distintas condiciones de pH y tiempos de contacto, sobre una solución de microcystina en agua destilada, que fueron descritos en el apartado 4.2.B.II, de este capítulo. De este trabajo se concluye, según se informa más adelante en *Tabla 13*, que pueden lograrse niveles de remoción de microcystinas del orden del 97% aplicando dosis de cloro activo total de 4 mg/l, con tiempos de contacto de 30 minutos y a pH 6,13. De acuerdo a este antecedente, para este ensayo, se utilizó como variable el tiempo de acción del cloro sobre una solución de microcystina en agua sedimentada del proceso de potabilización.

### *I. OBJETIVO*

Evaluar la remoción de microcystina por acción del cloro, en muestras de agua provenientes de los sedimentadores de la planta potabilizadora, adicionadas con microcystina obtenidas del ambiente natural.

### *II. METODOLOGÍA*

Descripción del ensayo:

- Preparación de una solución de microcystina a partir de una muestra de agua sedimentada del proceso de potabilización. Las características fisicoquímicas de esta solución adicionada con microcystina fueron:

Alcalinidad Total (mg/l  $\text{CO}_3\text{Ca}$ ) = 26

Turbiedad (NTU) = 3,30

Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) = 54,2

pH = 6,0

Concentración de microcystina ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) = 29,50

- A 500 ml de esta solución se dosifica agua de cloro para obtener una concentración inicial aproximada de 4 mg/l de cloro activo.
- Se ensayan dos tiempos de reacción con la solución clorada de 30 y 40 minutos. Para detener la reacción se dosifica un 1 ml de una solución de tiosulfato de sodio 0,5 M, a los 30 y 40 minutos respectivamente.
- Se determina cloro libre y cloro total inmediatamente luego de dosificar la solución de agua de cloro, a los 30 minutos de reacción y a los 40 minutos de reacción.

- Se determina la concentración de microcystina para dos tiempos de contacto 30 y 40 minutos. Los ensayos se realizaron por triplicado.
- Se determinan subproductos de cloración: Cloroformo, Bromodiclorometano, Dibromoclorometano, Bromoformo y Trihalometanos totales.

## **B. ENSAYO PARA DETERMINAR LA ACCIÓN DEL PERMANGANATO DE POTASIO SOBRE MICROCYSTINAS**

### *I. OBJETIVO*

Evaluar la remoción de microcystina por del permanganato de potasio, en muestras de agua provenientes de los sedimentadores de la planta potabilizadora, adicionadas con microcystina obtenidas del ambiente natural

### *II. METODOLOGÍA*

Descripción del ensayo:

- Preparación de una solución de microcystina a partir de una muestra de agua sedimentada del proceso de potabilización. Las características fisicoquímicas de esta solución adicionada con microcystina fueron:

Alcalinidad Total (mg/l  $\text{CO}_3\text{Ca}$ ) = 26

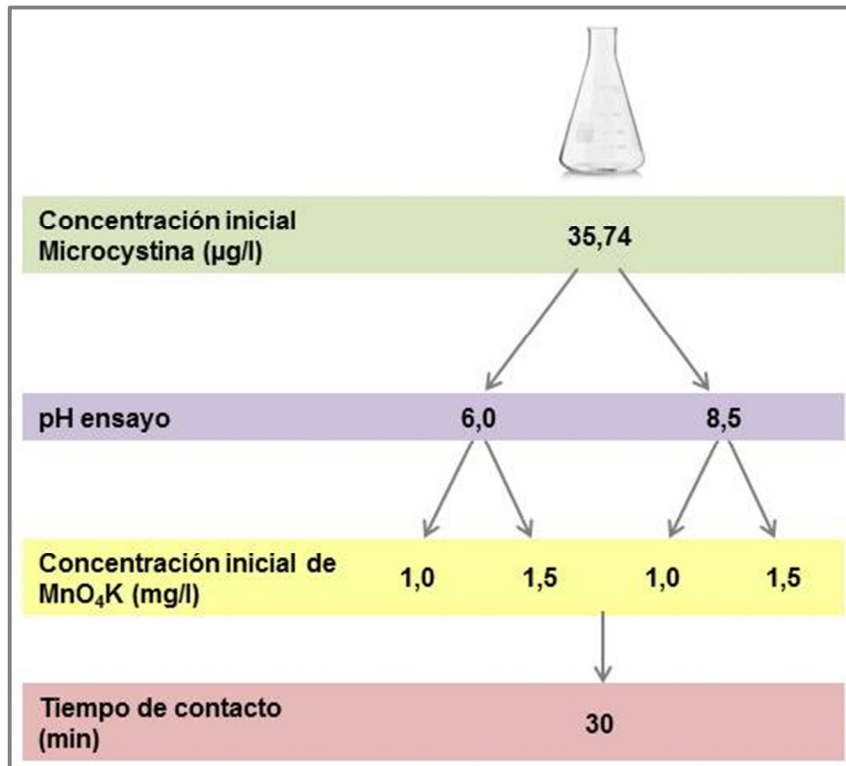
Turbiedad (NTU) = 3,30

Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) = 54,2

pH = 6,0

Concentración de microcystina ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) = 35,74

- Para este ensayo se utilizaron las siguientes variables:
  - ✓ pH = 6,0 y 8,5
  - ✓ Concentración inicial de  $\text{KMnO}_4$  (mg/l) = 1,0 y 1,5
- Se toman 500 ml de agua sedimentada adicionada con microcystina y se le ajusta el pH a 6,0 y 8,5, respectivamente, y se dosifica a cada uno de los recipientes permanganato de potasio en las concentraciones 1,0 y 1,5 mg/l, obteniéndose la siguiente combinación de variables ilustrada en la *Figura 30*.



**Figura 30: Ensayo de oxidación de microcystinas con Permanganato de Potasio, en agua sedimentada de proceso adicionada**

- El tiempo de reacción para todos los casos ensayados fue de 30 minutos.
- Luego de los 30 minutos se detiene la reacción con 1 ml de una solución 0,5 M de tiosulfato de sodio (Chen y col., 2005).
- Se determina la concentración de  $Mn^{++}$  inmediatamente después de dosificar la solución de  $KMnO_4$  y a los 30 minutos de reacción.
- Se determina la concentración de microcystina a los 30 minutos de reacción.
- Los ensayos se realizaron por triplicado.

### **C. ENSAYO PARA DETERMINAR LA ACCIÓN DEL CARBÓN ACTIVADO EN POLVO (CAP) SOBRE MICROCYSTINAS**

Se usó carbón activado en polvo (CAP) de base vegetal (madera) ya que de acuerdo a la bibliografía consultada presenta mayor efectividad en la remoción de microcystina (Pendleton, Schumann, y Wong, 2001). En estos ensayos se tomó como variables la concentración de CAP. Para la realización de estas pruebas se siguen los lineamientos de las Normas **ASTM D 3860 Standard Practice for Determination of Adsorptive Capacity of Activated Carbon by Aqueous Phase Isotherm Technique**, si bien el objetivo no es determinar la capacidad de adsorción del Carbón Activado ni su isoterma de adsorción.

## I. OBJETIVO

Evaluar la remoción de microcystina en muestras de agua natural proveniente del Río Uruguay, a la altura de la toma de la planta potabilizadora de la ciudad de Concordia, adicionada con microcystinas, por acción del carbón activado en polvo.

## II. METODOLOGÍA

Para lograr una adecuada mezcla, entre el CAP y la masa de agua, proporcionar un tiempo de contacto adecuado y lograr en laboratorio condiciones hidráulicas equivalentes a las del proceso de potabilización se procedió de la siguiente manera:

- Preparación de una solución de microcystina a partir de una muestra de agua natural del río Uruguay, que es la fuente de captación de la Planta Potabilizadora de la ciudad de Concordia. Las características fisicoquímicas de la solución obtenida fueron:

Alcalinidad Total (mg/l  $\text{CO}_3\text{Ca}$ ) = 42

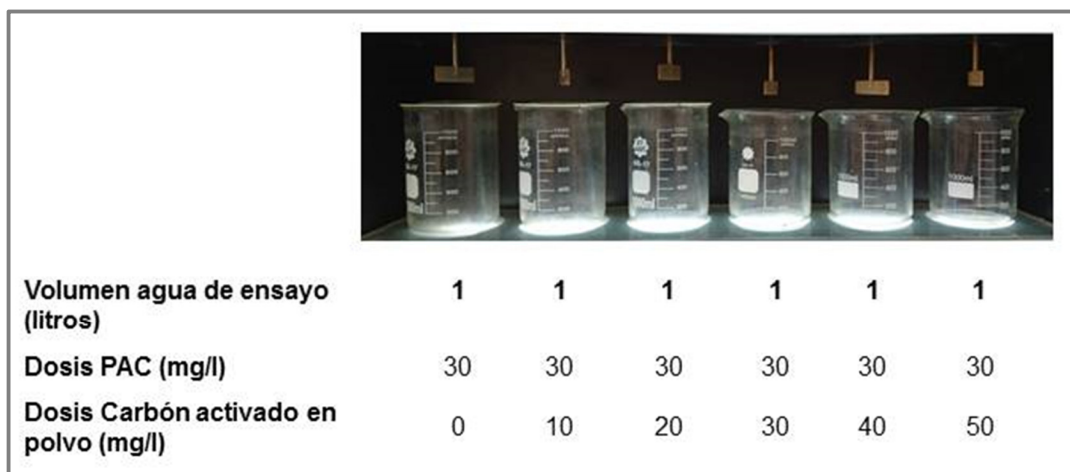
Turbiedad (NTU) = 26,60

Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) = 48,8

pH = 6,96

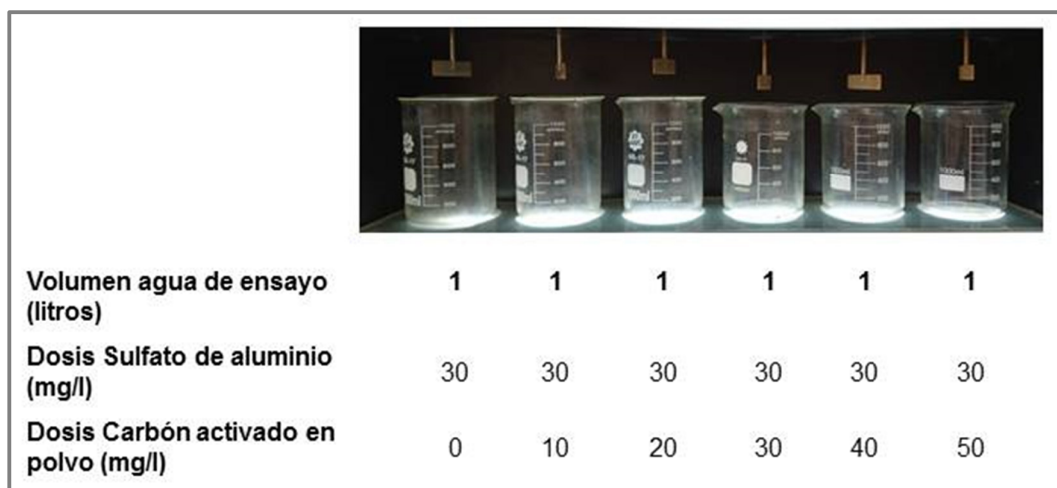
Concentración de microcystina ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ) = 14,40

- Este ensayo consiste en la simulación del proceso de potabilización a escala laboratorio realizando ensayo de Jar Test. Se utilizaron las siguientes variables:
  - ✓ Concentración inicial de CAP (mg/l) = 0, 10, 20, 30, 40 y 50.
  - ✓ Coagulante utilizado = sulfato de aluminio y Policloruro de Aluminio (PAC).
- Se toman 6000 ml de agua natural adicionada con microcystina y se distribuye en seis vasos de precipitado de 1000 ml y se dosifica con una suspensión de CAP 0, 10, 20, 30, 40 y 50 mg/l a cada vaso de precipitado. Se comienza la agitación realizando una mezcla rápida durante 1 minuto, en este intervalo se dosifica la dosis óptima de coagulante que ha sido previamente determinada mediante otro ensayo de Jar Test, la misma fue de 30 mg/l para ambos coagulantes. Se realizan dos ensayos, uno utilizando PAC (*Figura 31*) y otro utilizando sulfato de aluminio (*Figura 32*), como coagulantes. Luego de la mezcla rápida (1 minuto) se realiza una mezcla lenta durante 19 minutos y finalmente se detiene la agitación y se deja sedimentar durante 40 minutos.



**Figura 31: Ensayo de adsorción de microcystinas con CAP, utilizando PAC como coagulante**

- Luego de los 40 minutos de sedimentación se determina la turbiedad en el sobrenadante y la concentración de microcystina, para cada uno de los ensayos. Significa 60 minutos de tiempo de contacto con CAP.
- Los ensayos se realizaron por triplicado.



**Figura 32: Ensayo de adsorción de microcystinas con CAP, utilizando Sulfato de aluminio como coagulante**

#### **4.4. RESULTADOS**

##### **A. ENSAYOS EN AGUA DESTILADA ADICIONADA CON MICROCYSTINAS**

Aplicando la metodología descrita se han obtenido los siguientes resultados:

**I. ENSAYO DE ACCIÓN DEL CLORO SOBRE LA REMOCIÓN DE MICROCYSTINAS EN DISTINTAS CONDICIONES DE PH Y TIEMPOS DE CONTACTO.**

Se procede de acuerdo a lo descrito en el apartado 4.2B.II de este capítulo. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 13. Se informan las condiciones ensayadas: Cloro activo total aplicado, tiempo de contacto, pH, el valor medio de la concentración de microcystina al final de tratamiento ( $[Mic]_{fin}$ ), su desviación estándar y coeficiente de variación porcentual (CV), el cual es igual a la relación entre la desviación estándar y el valor medio. Se realizaron dos réplicas de cada ensayo, y cada réplica se realizó por duplicado.

**Tabla 13: Resultados obtenidos del ensayo en agua destilada adicionada con microcystinas**

	$[Mic]_{ini}$ ( $\mu g/l$ )	Cloro activo total aplicado (mg/l)	Tiempo de contacto (min.)	pH	Valor Medio $[Mic]_{fin}$ ( $\mu g/L$ )	Desv. Estándar	CV (%)	Valor Medio % R $[Mic]$ (%)	Desv. Estándar	CV (%)
1	2	2	20	6,13	0,519	0,007	1,42%	74,04	0,368	0,50%
2	2	2	20	8,04	0,574	0,003	0,51%	71,30	0,147	0,21%
3	2	4	20	6,13	0,049	0,001	1,91%	97,53	0,047	0,05%
4	2	4	20	8,04	0,089	0,004	4,00%	95,55	0,178	0,19%
5	2	2	30	6,13	0,246	0,004	1,71%	87,72	0,210	0,24%
6	2	2	30	8,04	0,376	0,004	1,20%	81,22	0,225	0,28%
7	2	4	30	6,13	0,047	0,001	3,01%	97,65	0,071	0,07%
8	2	4	30	8,04	0,079	0,003	3,93%	96,07	0,155	0,16%
9	2	0	30	7,00	2,00	0,009	0,45%	-	-	-
10	4	2	20	6,13	1,318	0,014	1,03%	67,06	0,339	0,51%
11	4	2	20	8,04	1,470	0,002	0,15%	63,25	0,054	0,09%
12	4	4	20	6,13	0,082	0,002	1,99%	97,95	0,041	0,04%
13	4	4	20	8,04	0,126	0,002	1,35%	96,86	0,042	0,04%
14	4	2	30	6,13	0,774	0,005	0,70%	80,64	0,136	0,17%
15	4	2	30	8,04	1,111	0,003	0,24%	72,22	0,066	0,09%
16	4	4	30	6,13	0,043	0,002	5,84%	98,93	0,062	0,06%
17	4	4	30	8,04	0,101	0,004	4,44%	97,47	0,112	0,12%
18	4	0	30	7,00	4,00	0,018	0,46%	-	-	-

Los datos 9, y 18 de la *Tabla 13* representan el ensayo control, a los cuales no se le aplicó cloro y no se le ajustado el pH, el cual corresponde al agua del agua destilada. A los 30 minutos de ensayo no se observa variación del valor medio en la concentración de microcystinas.

La variable de control es la concentración de microcystinas, se mide antes del ensayo y luego de aplicar los tratamientos propuestos, en distintas condiciones

(pH, tiempo de contacto y concentración de cloro activo). En función de esta variación, entre la concentración inicial,  $[Mic]_{ini}$ , y final de microcystinas,  $[Mic]_{fin}$ , se determina la Remoción de  $[Mic]$  (%) (tabla 13).

$$Remoción\ de\ [Mic](\%) = \frac{[Mic]_{ini} - [Mic]_{fin}}{[Mic]_{ini}} \times 100$$

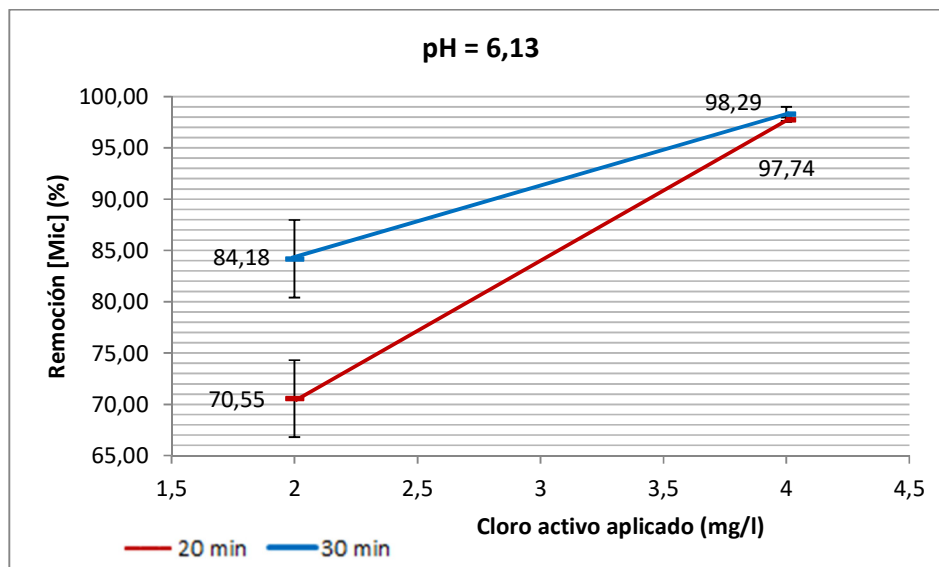
Para el análisis de los datos obtenidos se realizó un diseño de experimento multifactorial categórico. Se eligieron 3 factores (cloro activo inicial, tiempo de contacto y pH), cada uno en dos niveles (tabla 14) y aplicando el análisis de la varianza (ANOVA), utilizando el programa Statgraphics Centurión, se evaluó su incidencia sobre la variable respuesta Remoción de  $[Mic]$  (%).

**Tabla 14: factores y niveles aplicados a la variable respuesta.**

FACTORES	NIVELES	VARIABLE RESPUESTA
Cloro activo inicial	2 y 4 mg/l	
Tiempo de contacto	20 y 30 minutos	Remoción de $[Mic]$ (%)
pH	6,13 y 8,04	

Se determinó que los factores concentración de cloro activo, tiempo de contacto y pH tienen un efecto estadísticamente significativo ( $p < 0,95$ ) sobre la remoción de microcystinas, con un nivel de confianza del 95%; y que existe interacción entre los factores cloro activo – pH y cloro – tiempo de contacto, según se ilustra en tabla ANOVA de ANEXO II.

Los gráficos de la *Figura 33 y 34* muestran el incremento en la remoción de microcystinas al aumentar la concentración de cloro activo aplicado, para ambos tiempos de contacto (20 y 30 minutos), y para ambos pH (6,13 y 8,04).



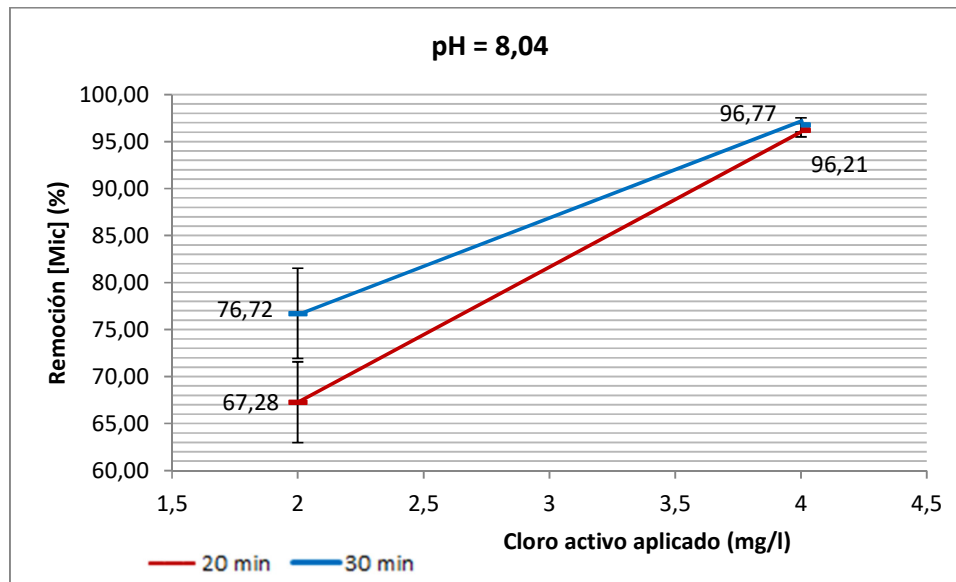
**Figura 33: Variación de la Remoción [Mic] (%) con la concentración de cloro activo aplicada, para 20 y 30 minutos de tiempo de contacto y pH = 6,13**

La concentración de cloro activo al final del tratamiento aplicado, es decir luego de los 20 y 30 minutos, es igual a la concentración de cloro activo aplicado e igual a la concentración de cloro residual libre, ya que se tratan de soluciones diluidas de microcystinas en agua destilada, por tal motivo no se observa demanda de cloro y formación de compuestos clorados.

**Tabla 15: Remoción de microcystinas: tabla de medias por mínimos cuadrados con intervalo de confianza del 95% según la concentración de cloro activo y el tiempo de contacto para pH = 6,13.**

Cloro activo (mg/L)	Tiempo de contacto (min)	Media Remoción [Mic] (%)	Límite inferior (%)	Límite superior (%)
2	20	70,55	66,80	74,30
2	30	84,18	80,39	87,87
4	20	97,74	97,52	97,96
4	30	98,29	97,50	98,88

Los valores ilustrados en el gráfico de la *figura 33*, pueden verse en la *tabla 15*, de igual manera la *tabla 16*, muestra los datos ilustrados en el gráfico de la *figura 34*.



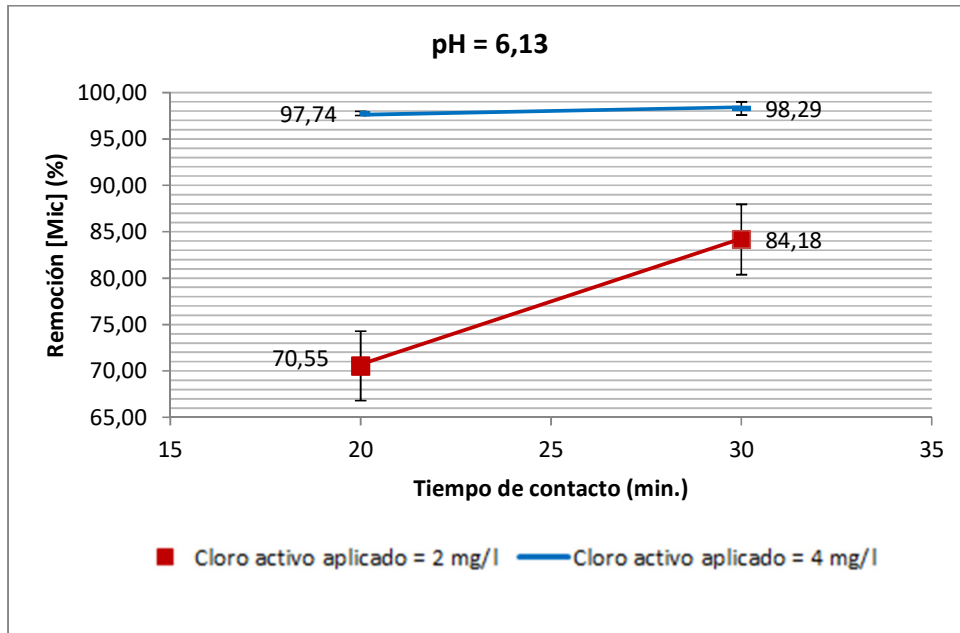
**Figura 34:** Variación de la Remoción [Mic] (%) con la concentración de cloro activo aplicada, para 20 y 30 minutos de tiempo contacto y pH = 8,04

Los gráficos de las *figuras 33 y 34*, muestran entonces la incidencia de la concentración de cloro activo aplicada sobre la Remoción de microcystinas. Al aumentar la concentración aplicada aumenta el porcentaje de remoción de microcystinas.

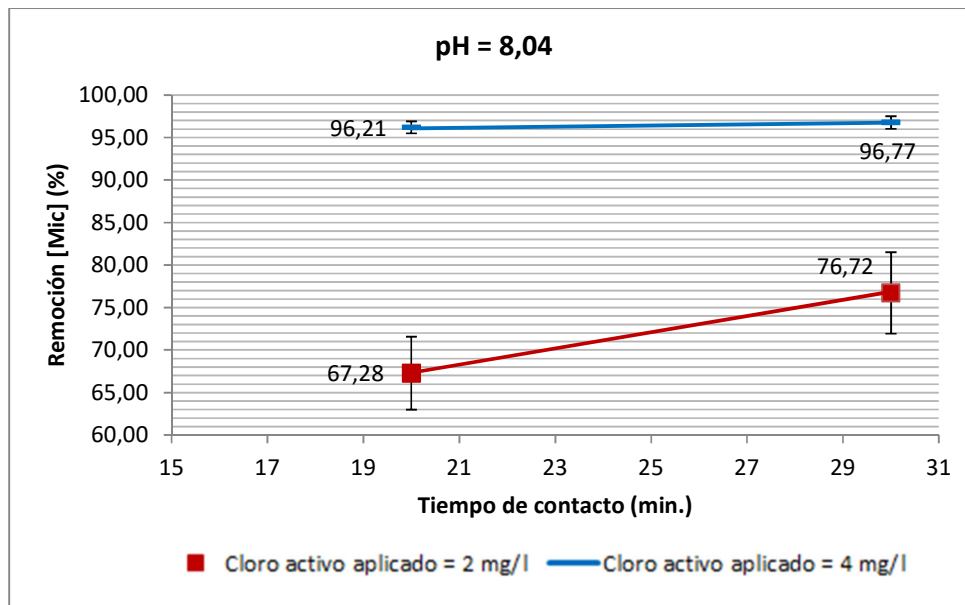
**Tabla 16:** Remoción de microcystinas: tabla de medias por mínimos cuadrados con intervalo de confianza del 95% según la concentración de cloro activo y el tiempo de contacto para pH = 8,04.

Cloro activo (mg/l)	Tiempo contacto (min)	Media Remoción [Mic] (%)	Límite inferior (%)	Límite superior (%)
2	20	67,28	62,97	71,59
2	30	76,22	71,91	81,53
4	20	96,21	95,50	96,92
4	30	96,77	96,02	97,52

Los datos de *las tablas 15 y 16*, también pueden mostrarse como el incremento en la Remoción de microcystinas al aumentar el tiempo de contacto, para ambas concentraciones de cloro activo aplicadas y para ambos pH (gráficos de *figuras 35 y 36*).



**Figura 35: Variación de la Remoción [Mic] (%) con el tiempo de contacto, para ambas concentraciones de cloro activo aplicada y pH = 6,13**



**Figura 36: Variación de la Remoción [Mic] (%) con el tiempo de contacto, para ambas concentraciones de cloro activo aplicada y pH = 8,04**

Como se mencionó anteriormente, esto demuestra que otra variable que incide en la remoción de microcystinas es el tiempo de contacto del tratamiento de cloración, al aumentar el tiempo de contacto se incrementa la remoción de microcystinas, según se muestra en las gráficas de las *figuras 35 y 36*.

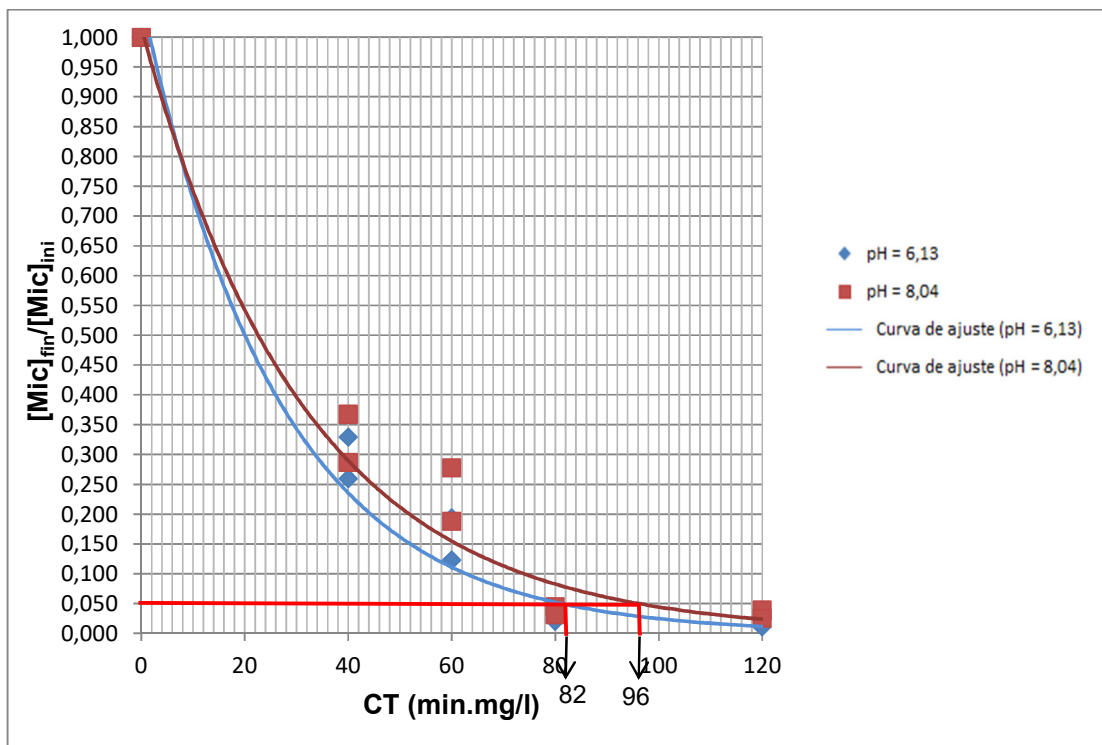
Hemos observado que inciden en la remoción de microcystinas la concentración de cloro activo aplicada (C) y el tiempo de contacto (T), de aquí surge el concepto de exposición al tratamiento de cloración, CT, y está expresado como el producto de la concentración de cloro residual libre por el tiempo de contacto, tiene unidades de min.mg/l.

Con los valores de la tabla 13 calculamos la exposición al cloro, CT. En la *tabla 17* se observa el valor CT para cada tratamiento.

**Tabla 17: Exposición (CT) al tratamiento de cloración**

	[Mic] <sub>ini</sub> (µg/l)	Cloro activo total aplicado (mg/l)	Tiempo de contacto (min.)	pH	Valor Medio [Mic] <sub>fin</sub> (µg/l)	CT (mg.min/l)	Valor Medio % R [Mic] (%)
1	2	2	20	6,13	0,519	40	74,04
2	2	2	20	8,04	0,574	40	71,30
3	2	4	20	6,13	0,049	80	97,53
4	2	4	20	8,04	0,089	80	95,55
5	2	2	30	6,13	0,246	60	87,72
6	2	2	30	8,04	0,376	60	81,22
7	2	4	30	6,13	0,047	120	97,65
8	2	4	30	8,04	0,079	120	96,07
9	4	2	20	6,13	1,318	40	67,06
10	4	2	20	8,04	1,470	40	63,25
11	4	4	20	6,13	0,082	80	97,95
12	4	4	20	8,04	0,126	80	96,86
13	4	2	30	6,13	0,774	60	80,64
14	4	2	30	8,04	1,111	60	72,22
15	4	4	30	6,13	0,043	120	98,93
16	4	4	30	8,04	0,101	120	97,47

En la *figura 37* se ilustra la degradación de microcystinas, expresada como la relación entre la concentración final ([Mic]<sub>fin</sub>) e inicial de microcystinas ([Mic]<sub>ini</sub>), versus CT.



**Figura 37: Degradación de microcistinas versus CT**

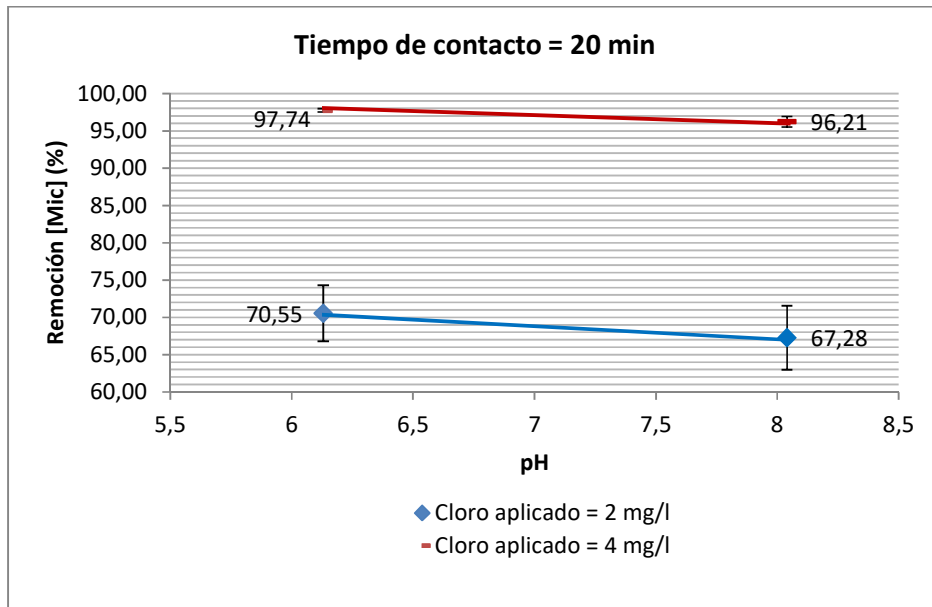
En dicho gráfico se observa que para lograr una remoción del 95%, es decir una relación  $[Mic]_{fin}/[Mic]_{ini} = 0,05$ , a pH 6,13 el valor de CT = 82 min.mg/l y para pH 8,04 el valor de CT = 96 min.mg/l.

Acero y colaboradores (Acero, Rodriguez, y Meriluoto, 2005) reportaron que microcistina-LR, RR e YR presentan similar reactividad frente al cloro. Trabajaron con concentraciones iniciales de microcistina-LR entre 10 y 50  $\mu\text{g/l}$ , pH entre 6 y 9, encontró también que al incrementarse el pH disminuye la remoción de microcistinas. Informa que el valor CT, para reducir la concentración de microcistina-LR, microcistina-RR y microcistina-YR a valores menores a 1  $\mu\text{g/l}$ , es comparable con el recomendado para la inactivación del 99% (2-log) de *Giardia*, e igual a 69 min.mg/l, entre pH 6 y 9.

Xagorarakí y colaboradores (Xagorarakí y col., 2006), trabajaron con soluciones acuosas de microcistinas, preparadas en laboratorio. Informaron valores de CT (min.mg/l), en función del pH, para lograr una degradación del 95%, de 46, 220 y 646 para pH 6; 7,5 y 9 respectivamente.

Acero y Xagorarakí obtienen valores de CT de 69 min.mg/l, entre pH 6 y 9, y 46 min.mg/l para pH = 6, para lograr remociones en la concentración inicial de microcistinas de 99% y 95%, respectivamente, valores que son comparables con los obtenidos en el presente trabajo CT = 82 min.mg/l, pH = 6,13 y remoción del 95%.

La *figuras 38 y 39* muestran que al disminuir el pH se incrementa la remoción de microcystinas, para ambas concentraciones de cloro activo aplicadas y ambos tiempos de contacto.

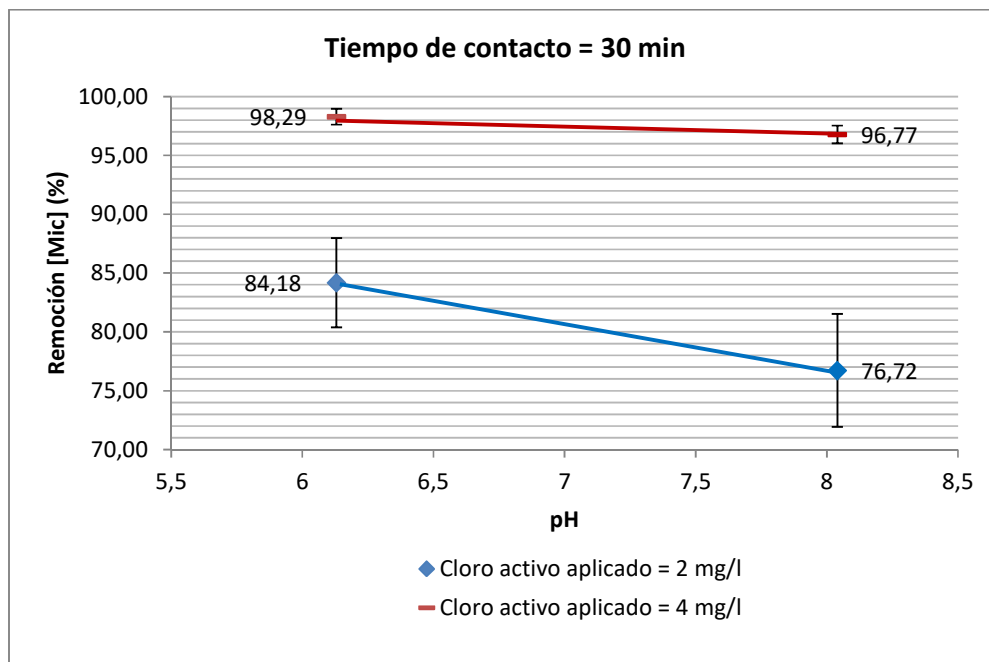


**Figura 38:** Variación de la Remoción [Mic] (%) con el pH, para ambas concentraciones de cloro activo aplicada y Tiempo de contacto = 20 minutos

En la *tabla 18* se observan los resultados graficados en la *figura 38*, de igual manera que en la *tabla 19* podemos ver los graficados en la *figura 39*.

**Tabla 18:** Remoción de microcystinas: tabla de medias por mínimos cuadrados con intervalo de confianza del 95% según el pH y la concentración de cloro activo aplicada para Tiempo de contacto = 20 minutos.

pH	Cloro activo aplicado (mg/l)	Media Remoción [Mic] (%)	Límite inferior (%)	Límite superior (%)
6,13	2,00	70,55	66,80	74,30
8,04	2,00	67,28	62,97	71,59
6,13	4,00	97,74	97,52	97,96
8,04	4,00	96,21	95,50	96,92

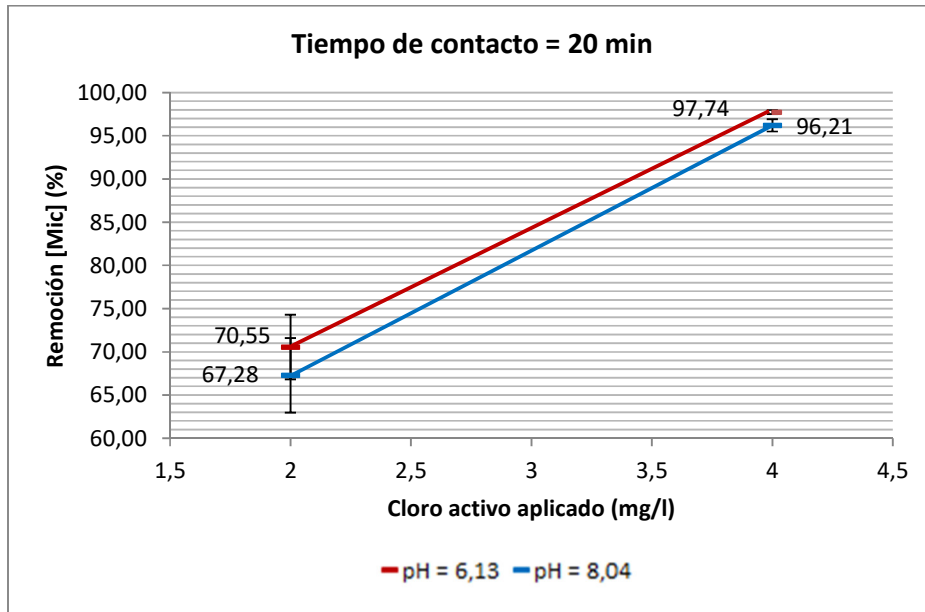


**Figura 39: Variación de la Remoción [Mic] (%) con el pH, para ambas concentraciones de cloro activo aplicada y Tiempo de contacto = 30 minutos**

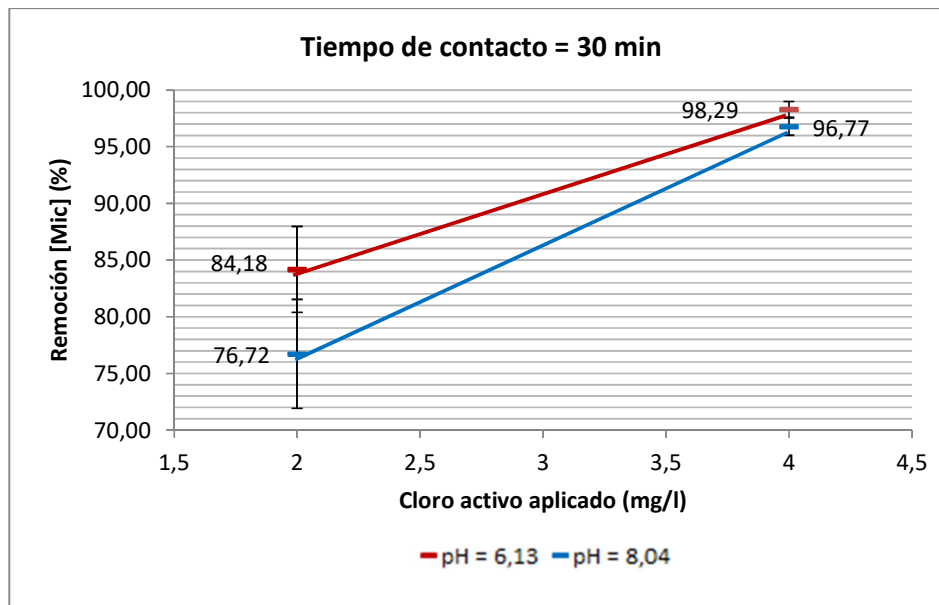
**Tabla 19: Remoción de microcystinas: tabla de medias por mínimos cuadrados con intervalo de confianza del 95% según el pH y la concentración de cloro activo aplicada para Tiempo de contacto = 30 minutos.**

pH	Cloro activo aplicado (mg/l)	Media Remoción [Mic] (%)	Límite inferior (%)	Límite superior (%)
6,13	2,00	84,18	80,39	87,97
8,04	2,00	76,72	71,91	81,53
6,13	4,00	98,29	97,60	98,98
8,04	4,00	96,77	96,02	97,52

Los datos de las tablas 18 y 19, también pueden mostrarse como el incremento en la Remoción de microcystinas al aumentar la concentración de cloro activo aplicada, para ambos pH y ambos tiempos de contactos (gráficos de figuras 40 y 41).



**Figura 40:** Variación de la Remoción [Mic] (%) con la concentraciones de cloro activo aplicada, para ambos pH y Tiempo de contacto = 20 minutos



**Ilustración 41:** Variación de la Remoción [Mic] (%) con la concentraciones de cloro activo aplicada, para ambos pH y Tiempo de contacto = 30 minutos

La mayor remoción de microcystinas al disminuir el pH, se justifica por el mayor poder oxidante del cloro, relacionado con la mayor proporción de ácido hipocloroso (HOCl) presente, que es la forma más reactiva del cloro (Deborde y von Gunten, 2008). En solución acuosa, el HOCl, está en equilibrio con el ión hipoclorito (OCl<sup>-</sup>) en función del pH: a pH = 7,0 hay un 79% de HOCl, a pH = 7,5 hay un 55% de HOCl, a pH = 8,0 hay un 28% de HOCl y a pH = 10 hay un 0,4% de HOCl (White,

1998). A pH = 6,0 la tasa de oxidación de microcystina-LR es 20 veces mayor que a pH = 9,0 (American Water Works Association (AWWA), 2010). El ácido hipocloroso es un oxidante más poderoso que el ion hipoclorito.

Tal como se observa en *gráficos 33, 35, 39 y 41*, el mayor porcentaje de remoción en la concentración inicial de microcystinas se logra aplicando una concentración inicial de cloro activo de 4 mg/l, un tiempo de contacto de 30 minutos a pH = 6,13, y su valor medio fue de 98,29%.

Estos resultados con coincidentes con los obtenidos por otros autores, se demuestra que las variable que inciden sobre la remoción de microcystinas son la concentración de cloro activo aplicada, el tiempo de contacto y el pH. Al aumentar la concentración de cloro activo aplicada y el tiempo de contacto y al disminuir el pH, se logra un incremento en la remoción de la concentración de microcystinas. Los porcentajes de esta remoción varían de acuerdo a las condiciones aplicadas al tratamiento y las características fisicoquímicas del agua, por lo que no es sencillo comparar los resultados obtenidos en esta investigación con los publicados por otros autores.

Nicholson y colaboradores (Brenton C Nicholson, Rositano, y Burch, 1994) trabajaron con soluciones acuosas de microcystina-LR, en un rango de concentración de 1 a 40 µg/l de microcystinas, y lograron remociones del 95% de la concentración inicial de microcystinas. Indican que son necesarios al menos 0,5 mg/l de cloro residual libre después de 30 min de tiempo de contacto, a un pH menor a 8.

Tsuji y colaboradores (Kiyomi Tsuji y col., 1997) aplicaron a soluciones acuosas de microcystina-LR, concentraciones de cloro residual libre entre 0,7 mg/l y 2,8 mg/l, a pH menor a 7,2, y obtuvieron remociones del 72% en la concentración inicial de microcystinas para 2,4 mg/l de cloro residual libre aplicado y una remoción del 99% en la concentración inicial de microcystinas para 2,8 mg/l de cloro libre aplicado, ambos tiempos de contacto fueron de 30 minutos.

Izaguirre y Román (Izaguirre, Roman, y Bogarin, 2009) realizaron ensayos en laboratorio con 2 µg/l de microcystina disuelta inicial, lograron remociones del 38% en la concentración inicial de microcystinas para dosis de cloro activo aplicada de 3 mg/l, tiempo de contacto de 20 minutos a pH 7.8 y remociones del 80% para dosis de cloro activo aplicada de 5 mg/l, tiempo de contacto de 20 minutos al mismo pH, el cloro libre residual se mantuvo en todo momento superior a 0.50 mg/l. También demostraron el incremento en la remoción de microcystinas al disminuir el pH.

Bruchet y colaboradores (Bruchet, Bernazeau, Baudin, y Pieronne, 1998) trabajaron con soluciones, en agua libre de materia orgánica, de 500 µg/l de microcystinas y

obtuvieron remociones del 80% de su concentración inicial aplicando 1 mg/l de cloro durante 120 minutos.

Para lograr remociones en la concentración inicial de microcystina del mismo orden los tratamientos informados por Nicholson y Tsuji son menos rigurosos, es decir requieren una concentración menor de cloro a menor tiempo de contacto, que los obtenidos en el presente trabajo. Mientras que los obtenidos por Izaguirre y Bruchet, requieren tratamientos más intensos para lograr remociones de menor porcentaje que las informadas en la presente investigación.

En cuanto a la toxicidad de los productos de oxidación de las microcystinas, varios autores han informado que dichos productos no son nocivos. Tsuji y colaboradores (Kiyomi Tsuji y col., 1997) han identificado como subproducto mayoritario de clorinación del doble enlace del grupo Adda a la dihydroxymicrocystina. Acero y colaboradores (Acero y col., 2005) reportaron que la acción del cloro frente a microcystina-LR, RR e YR presentan la misma reducción de toxicidad en los productos de oxidación. Sugieren que la hidroxilación del grupo Adda es el primer sitio de oxidación. Huang y colaboradores (T.-L. Huang, Zhao, y Chai, 2008) también reportaron que el ácido hipocloroso reacciona con el enlace insaturado del grupo ADDA, para formar dihydroxymicrocystina como producto de reacción no tóxico. Merel y colaboradores (Merel, LeBot, Clément, Seux, y Thomas, 2009) han identificado cuatro subproductos de reacción y sus isómeros: monocloro-microcystina, monocloro-dihydroxymicrocystina, dichloro-dihydroxy-microcystina y tricloro-hydroxy-microcystina.

Como han reportado varios autores los productos de reacción de cloro sobre microcystinas no son tóxicos, la determinación de la toxicidad de los mismos excede el objetivo del presente trabajo, por lo tanto no se han realizado test de toxicidad.

## II. ENSAYO DE ACCIÓN DEL CARBÓN ACTIVADO EN POLVO SOBRE LA REMOCIÓN DE MICROCYSTINAS.

Se procede según lo descrito en el apartado 4.2B.III de este capítulo. Los resultados obtenidos para el ensayo de remoción de microcystinas por adsorción con carbón activado en polvo se informan en la *Tabla 20*. Se demuestra la significancia estadística, sobre el incremento de la remoción de microcystinas, que tiene el incremento de la dosis de CAP aplicada, con un nivel de confianza del 95%.

**Tabla 20: Remoción de microcystinas (valores medios y desviación estándar) según la concentración de CAP aplicada**

Concentración de CAP aplicada (mg/l)	Remoción de microcystinas (%)
3	7,9 ± 1,6
5	22,4 ± 7,0
10	43,6 ± 4,2
15	53,5 ± 1,4
22	66,2 ± 5,8
50	79,6 ± 0,2
100	96,8 ± 0,4

En las condiciones ensayadas, agua destilada adicionada, aplicando 15 mg/l de CAP, se logran remociones de microcystinas del orden del 53%. Para lograr remociones mayores al 80% deberían aplicarse dosis de CAP mayores a 50 mg/l.

La eficiencia de adsorción depende del tipo de carbón activado y de la calidad del agua (Donati y col., 1994). El carbón activado a base de madera presenta mejores características para la adsorción de microcystinas, que está relacionado con el mayor volumen de mesoporos (Donati y col., 1994); (Pendleton y col., 2001). La presencia de materia orgánica natural (MON) disminuye la adsorción de microcystinas, debido a que compite con los sitios activos del CAP (Donati y col., 1994); (Cook y Newcombe, 2008); (Gayle Newcombe, Drikas, y Hayes, 1997); (G Newcombe, Morrison, Hepplewhite, y Knappe, 2002), por lo tanto es necesario realizar ensayos con agua natural de río Uruguay adicionada con microcystinas.

## B. ENSAYOS EN AGUA SEDIMENTADA ADICIONADA

### I. ENSAYO DE ACCIÓN DEL CLORO

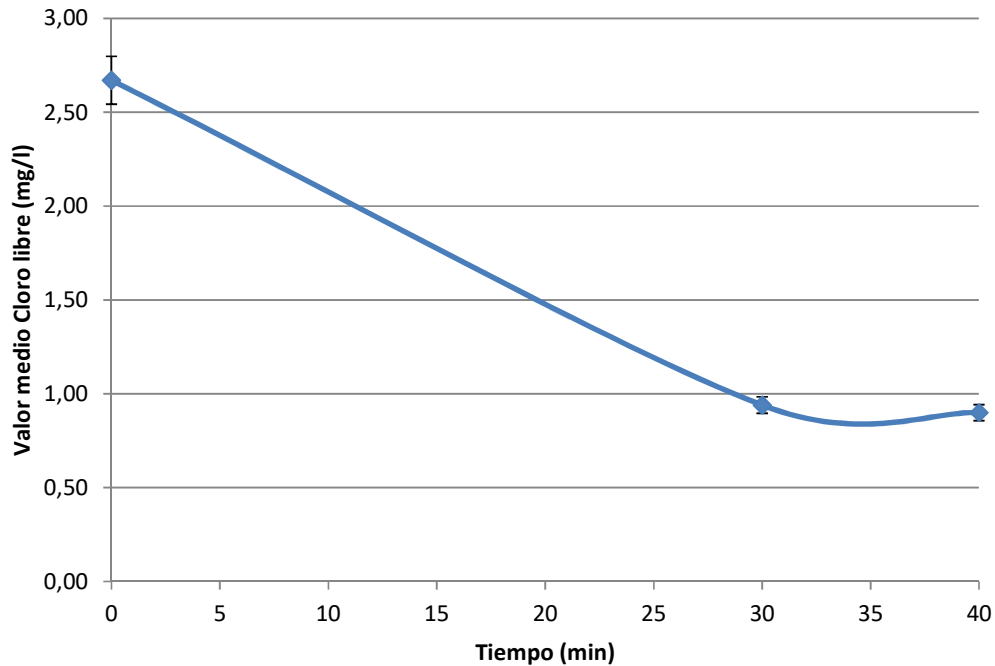
Luego de proceder según se describe en el apartado 4.3.A.II de este capítulo, se informan los resultados obtenidos a continuación. La concentración de cloro libre y cloro total, al inicio de la reacción, a los 30 y 40 minutos de iniciada la reacción, se informan en la *Tabla 21*. El método utilizado fue DPD (APHA y col., 1992).

**Tabla 21: Determinación de cloro total y cloro libre al comienzo y final de reacción, para 30 y 40 minutos, valores medios y desviación estándar.**

	Cloro libre (mg/l)		Cloro total (mg/l)	
	Valor medio	Desv. Estándar	Valor medio	Desv. Estándar
t = 0 minutos	2,67	0,12	3,73	0,21
t = 30 minutos	0,94	0,05	2,02	0,11
t = 40 minutos	0,90	0,04	1,78	0,08

La *Tabla 21* muestra la concentración inicial de cloro, libre y total, al comienzo del ensayo (t = 0), a los 30 minutos y a los 40 minutos.

Graficando la concentración de cloro libre en función del tiempo se obtiene, obtenemos el gráfico de la *Figura 42*. El área comprendida bajo la curva es la exposición al tratamiento (CT).



**Figura 42: Variación de la concentración de cloro libre en función del tiempo**

El cloro sigue una cinética de degradación de primer orden, de acuerdo a la siguiente expresión:

$$C = C_0 \times e^{-k.t} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Dónde:

C = Concentración de cloro libre (al tiempo t), en mg/l.

C<sub>0</sub> = Concentración inicial de cloro libre (al tiempo t = 0), en mg/l.

k = Constante de desaparición de cloro, en min<sup>-1</sup>.

t = tiempo, en min.

Para conocer el valor de CT, es decir el área bajo la curva de la *figura 42*, es necesario integrar la *ecuación 1* en función del tiempo:

$$CT = \int_0^t C_0 \times e^{-k.t} dt$$

Integrando entre los límites indicados obtenemos:

$$CT = \frac{C_0}{k} \times (1 - e^{-k.t}) \quad (\text{Ecuación 2})$$

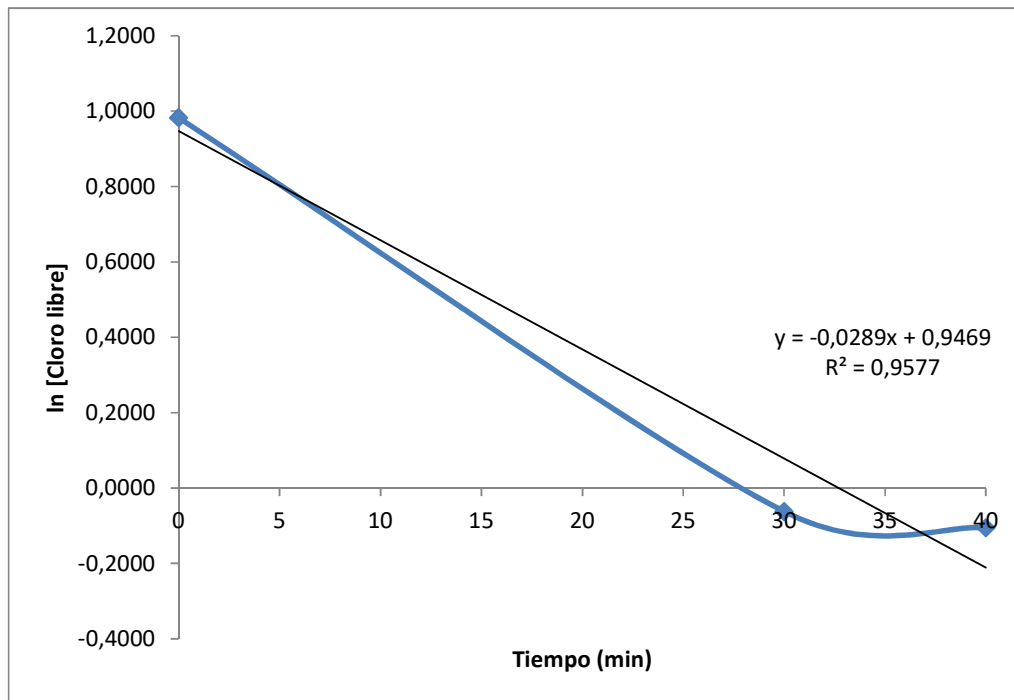
Para calcular el valor de k, aplicamos logaritmo natural a ambos miembros de la ecuación 1, obtenemos:

$$\ln C = \ln C_0 - k.t$$

Graficamos  $\ln C$  en función de  $t$ , y la pendiente de la recta es el valor de  $k$ .

**Tabla 22:  $\ln$  [cloro libre] para cada tiempo**

Tiempo (min)	Cloro libre (mg/l)	$\ln$ [cloro libre]
0	2,67	0,9821
30	0,94	-0,0619
40	0,90	-0,1054



**Figura 43:  $\ln$ [cloro libre] vs. tiempo para calcular el valor de  $k$ .**

El valor de  $k$  es igual a  $0,0289 \text{ min}^{-1}$ . Con el valor de  $k$ , mediante la ecuación 2, podemos calcular el valor de  $CT$ , para cada tiempo de exposición (*tabla 23*).

**Tabla 23: Cálculo de  $CT$  para cada tiempo de exposición**

Tiempo (min)	Cloro libre (mg/l)	$CT = \frac{C_0}{k} \times (1 - e^{-k.t})$ (min.mg/l)
30	0,94	53,60
40	0,90	63,30

La concentración de microcystinas a los 30 y 40 minutos de reacción se informa en la *Tabla 24*.

**Tabla 24: Determinación de la concentración de microcystinas al comienzo y final de reacción, para cada exposición CT**

Ensayo acción del cloro	Concentración microcystina ( $\mu\text{g/l}$ )	Remoción microcystina (%)	CT (min.mg/l)
Concentración inicial	29,50		
Concentración, t = 30 min	1,20	95,93	53,60
Concentración, t = 40 min	0,97	96,71	63,30

También luego de aplicar los tratamientos propuestos se determinó la concentración de Trihalometanos: Cloroformo, Bromodiclorometano, Dibromoclorometano, Bromoformo y Trihalometanos totales en cada una de las muestras sometidas a la acción del cloro.

En la *Tabla 25* se observan los resultados del análisis de trihalometanos, los cuales están muy por debajo de los niveles guía recomendados por la OMS.

**Tabla 25: Trihalometanos a los 40 minutos de aplicar cloro**

PARAMETRO	UNIDAD	RESULTADO
Cloroformo	$\mu\text{g/l}$	<5,0
Bromodiclorometano	$\mu\text{g/l}$	<1,0
Dibromoclorometano	$\mu\text{g/l}$	<1,0
Bromoformo	$\mu\text{g/l}$	<1,0
Trihalometanos totales	$\mu\text{g/l}$	<8,0

Se observa un incremento en la remoción de microcystina, en una solución de agua sedimentada adicionada, al aumentar el tiempo de contacto con cloro (*Tabla 24*). Utilizando una concentración de cloro total inicial de 3,73 mg/l y 40 minutos de tiempo de contacto, que representa un valor de CT = 63,30 min.mg/l, se logra una remoción de 96,71% en la concentración de microcystinas a un pH de 6,0. Con un valor de CT = 53,60 min.mg/l, para el mismo pH, obtenemos una remoción en la concentración inicial de microcystinas de 95,93%.

Xagorarakí, además de trabajar con soluciones acuosas de microcystinas, preparadas en laboratorio también ensayó con siete muestras de agua superficial,

que contienen microcystinas en forma natural, y fueron colectadas de siete lagos o reservorios de EEUU, que representan diversidad geográfica y de calidad de agua. Para las soluciones de microcystinas preparadas en laboratorio había informado valores de CT (min.mg/l), para lograr una degradación del 95%, de 46, 220 y 646 para pH 6; 7,5 y 9 respectivamente. Los resultados obtenidos para las muestras colectadas de aguas superficiales muestran que la microcystina es degradada más rápidamente que las muestras de laboratorio, o sea que aplicando valores de CT obtenidos en laboratorio serían suficientes para la reducción de la concentración inicial a valores de 1 µg/l (Xagorarakí y col., 2006).

En el presente trabajo con valores de CT de 53,60 min.mg/l, se obtienen remociones de 95,93% a pH = 6,0, valores similares a los informados por Xagorarakí.

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, EPA (U.S. EPA Standards and Risk Management Division, 2016), informa que la efectividad del cloro depende del pH, temperatura, presencia de materia orgánica natural (NOM), concentración de cloro aplicado y tiempo de contacto. Encontraron que para reducir la concentración inicial de microcystinas desde un valor de 50 µg/l a un valor final de 0,3 µg/l, lo que representa una remoción del 99,40%, a pH = 6 y 20°C, es necesaria una exposición CT = 53,50 min.mg/l, valor similar al obtenido en el presente trabajo.

La Global Water Research Coalition, GWEC, (Global Water Research Coalition y Water Quality Research Australia, 2009), informa que para lograr remociones del 100% en la concentración inicial de microcystinas, es necesario tener una concentración de cloro residual libre mayor a 0,5 mg/l luego de 30 minutos, o aplicar una dosis de cloro mayor a 3 mg/l a pH menor a 8. Esto es coincidente con los resultados obtenidos en el presente trabajo, luego de 30 minutos se tiene una concentración de cloro residual libre de 0,94 mg/l y se aplicó una concentración de cloro total de 3,73 mg/l (*tabla 22*).

En las condiciones ensayadas, concentración de cloro activo aplicada, tiempo de contacto, pH y calidad del agua sedimentada no se observa formación de Trihalometanos. Estos compuestos pueden formarse cuando se aplican tratamientos de cloración a una suspensión que contiene cianobacterias, es decir agua antes de ingresar al tratamiento de sedimentación (Di Bernardo y col., 2010).

## II. ENSAYO DE ACCIÓN DEL PERMANGANATO DE POTASIO

Luego de proceder según lo descripto en el apartado 4.3.B.II de este capítulo, se determinaron las concentraciones de microcystinas luego de 30 minutos de ensayo, que fueron realizados por triplicado, para cada una de las concentraciones de permanganato de potasio aplicadas (1,0 y 1,5 mg/l) y cada uno de los pH (6,0 y 8,5), se determinaron los valores medios, desviación estándar y coeficiente de variación (C.V) para cada ensayo. Dichos valores se informan en la (Tabla 26).

**Tabla 26: Concentración final de microcystinas luego de cada ensayo, según la concentración de permanganato de potasio aplicada y el pH**

Dosis MnO <sub>4</sub> K	1,0 mg/l		1,5 mg/l	
pH	6,0	8,5	6,0	8,5
[Myc] <sub>fin</sub> <sup>1</sup> (µg/l)	3,95	5,90	0,98	5,62
[Myc] <sub>fin</sub> <sup>2</sup> (µg/l)	4,66	7,10	1,05	5,20
[Myc] <sub>fin</sub> <sup>3</sup> (µg/l)	3,66	6,18	0,77	6,05
Valor Medio [Myc] <sub>fin</sub> (µg/l)	4,09	6,39	0,93	5,62
Desviación estándar	0,51	0,63	0,15	0,43
C.V. (%)	12,58%	9,82%	15,61%	7,56%

Se determinó también, luego de 30 minutos de reacción, la concentración de Mn<sup>++</sup>, los resultados se informan en la Tabla 27.

**Tabla 27: Concentración de Mn<sup>++</sup> luego de los tratamientos de oxidación con permanganato de potasio propuestos**

	t = 0 [Mn <sup>++</sup> ] (mg/l)	t = 30 minutos [Mn <sup>++</sup> ] (mg/l)
[KMnO <sub>4</sub> ] <sub>inicial</sub> = 1,0 mg/l pH = 6,0	0	0
[KMnO <sub>4</sub> ] <sub>inicial</sub> = 1,5 mg/l pH = 6,0	0,1	0,1
[KMnO <sub>4</sub> ] <sub>inicial</sub> = 1,0 mg/l pH = 8,0	0	0
[KMnO <sub>4</sub> ] <sub>inicial</sub> = 1,5 mg/l pH = 8,0	0,1	0,1

Las Normas de calidad de agua exigen límites obligatorios para la concentración de Mn<sup>++</sup> en agua potable:

- ✓ C.A.A (Código Alimentario Argentino): la Provincia de Entre Ríos no tiene reglamentación al respecto, por este motivo la Planta Potabilizadora de la

Ciudad de Concordia se ajusta a esta regulación, que establece un límite máximo permitido de 0,10 mg/l

- ✓ Las Normas de calidad de agua potable de la Provincia de Santa Fe establecen un límite obligatorio de 0,10 mg/l y un límite recomendado 0,05 mg/l.

La *Tabla 27* muestra que al aplicar 1,5 mg/l de permanganato de potasio, el valor de  $Mn^{++}$  residual está en el límite máximo establecido en el C.A.A.

Teniendo en cuenta que la concentración inicial de microcystinas fue de 35,74  $\mu g/l$ , en la *Tabla 28*, se informan los valores de remoción porcentual calculados.

**Tabla 28: Concentración de Microcystinas luego de aplicar los tratamientos de oxidación con Permanganato de Potasio. Tiempo de contacto 30 minutos.**

Ensayo acción del $KMnO_4$	Valor medio $[Myc]_{fin}$ ( $\mu g/l$ )	Remoción microcystina (%)
$[KMnO_4]_{inicial} = 1,0 \text{ mg/l}$ pH = 6,0	4,09	88,56%
$[KMnO_4]_{inicial} = 1,5 \text{ mg/l}$ pH = 6,0	0,93	97,40%
$[KMnO_4]_{inicial} = 1,0 \text{ mg/l}$ pH = 8,5	6,39	82,12%
$[KMnO_4]_{inicial} = 1,5 \text{ mg/l}$ pH = 8,5	5,62	84,28%

Se realiza el test T-Student para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas sobre la concentración final de microcystinas al aumentar el pH, de 6,0 a 8,5. Los resultados obtenidos muestran que los estadísticos t calculados, para ambos pH, son menores que el valor crítico de t tabulado (4,3026), por lo tanto no existe diferencia estadísticamente significativa sobre la concentración final de microcystinas al variar el pH, con una significancia del 95%. Los resultados de dichos test se muestran en las *tablas 54 y 55* del ANEXO II.

Estos resultados son coincidentes con lo informado por otros autores, quienes tampoco han observado incidencia del pH en la concentración final de microcystinas, al aplicar permanganato de potasio como oxidante (E. Rodríguez, Onstad, y col., 2007), (E. Rodríguez, Majado, Meriluoto, y Acero, 2007), (Acero, Rodríguez, Majado, Sordo, y Meriluoto, 2008), (Westrick, Szlag, Southwell, y Sinclair, 2010).

En la *Tabla 27* se puede observar que al utilizar concentraciones de permanganato de potasio de 1,5 mg/l, en el tratamiento de oxidación de microcystinas, se obtienen valores residuales de  $Mn^{++}$  iguales al límite máximo obligatorio de la normativa de

agua potable, por lo tanto esta concentración representa la máxima concentración de permanganato de potasio a aplicar al tratamiento.

El permanganato actúa sobre el doble enlace del grupo Adda, eliminando la toxicidad de las microcystinas (A. Lawton y K. J. Robertson, 1999), (Westrick y col., 2010).

Muchos autores han reportado la efectividad del tratamiento oxidativo con permanganato sobre microcystinas, al aplicar 1 mg/l durante 30 minutos, sin informar la condiciones en que se ha realizado el tratamiento (US EPA Office of Water, 2016), (Giannuzzi y col., 2009), (WHO y col., 1999). Otros autores han informado que se requieren más estudios para recomendar al permanganato de potasio como barrera efectiva para la eliminación de microcystinas (Global Water Reaserch Coalition y Water Quality Reaserch Australia, 2009).

En las condiciones ensayadas en el presente trabajo se logran remociones de la concentración inicial de microcystinas del orden del 97%, aplicando 1,5 mg/l de permanganato de potasio durante 30 minutos a pH 6,0 (*Tabla 28*).

Otros autores han reportado remociones del 95% aplicando 1 mg/l de permanganato de potasio durante 30 minutos, cuando la concentración inicial de microcystinas es de 200 µg/l (A. Lawton y K. J. Robertson, 1999), (Rositano y Nicholson, 1994).

Rodríguez informa que es necesario aplicar una concentración de permanganato de potasio entre 1 y 1,25 mg/l, durante 120 minutos, para reducir la concentración de microcystinas desde 3,2 µg/l a 1 µg/l, es decir remociones de casi 69% (E. Rodríguez, Majado, y col., 2007).

Este trabajo demuestra la efectividad del permanganato de potasio sobre la remoción de microcystinas, la independencia del pH en este tratamiento oxidativo, y se obtienen valores de remoción de la concentración inicial de microcystinas del orden de los obtenidos por otros autores.

### III. ENSAYO ACCIÓN DEL CARBÓN ACTIVADO EN POLVO (CAP)

En este ensayo se evalúa la remoción de microcystinas contenidas en el agua natural de río Uruguay, mediante la dosificación de carbón activado en polvo (CAP).

Se dosifica el CAP, en distintas concentraciones, para evaluar la remoción de microcystinas, luego se dosifica el coagulante en dosis óptima, para eliminar turbiedad del agua natural de río. Se dosifica el CAP antes que el coagulante porque se pretende lograr el mayor tiempo de contacto entre CAP y el agua natural que contiene microcystinas.

Luego de realizado el ensayo que simula la coagulación, floculación y sedimentación, para cada uno de los coagulantes (policloruro de aluminio y sulfato de aluminio), según se describe en el apartado 4.3.C.II de este capítulo, se determina la turbiedad del sobrenadante y la concentración de microcystina, en cada uno de los recipientes, esto es a los 60 minutos de dosificado el CAP. Los ensayos se realizaron por triplicado, las *tablas 29 y 30* muestran los resultados obtenidos para coagulación con policloruro de aluminio y sulfato de aluminio, respectivamente.

**Tabla 29: Valor medio y desviación estándar para concentración de microcystinas y turbiedad, ensayo de adsorción con CAP coagulante Policloruro de aluminio.**

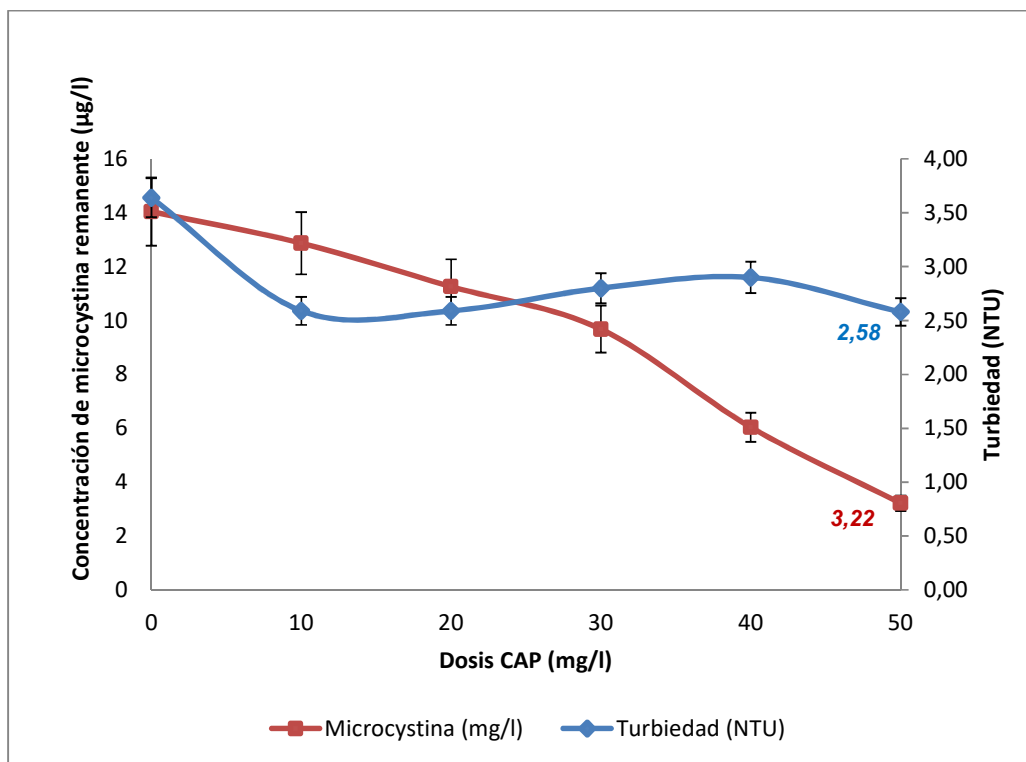
Dosis CAP (mg/L)	Policloruro de aluminio			
	Valor Medio [Myc]	Desviación estándar	Valor medio Turbiedad (NTU)	Desviación estándar
0	14,04	1,25	3,64	0,16
10	12,87	2,41	2,59	0,14
20	11,26	0,13	2,59	0,11
30	9,68	0,67	2,80	0,12
40	6,04	0,30	2,90	0,16
50	3,22	0,07	2,58	0,14

Con los valores medios de la *tabla 29*, concentración de microcystinas y turbiedad, realizamos el gráfico de la *figura 44*, para coagulación con policloruro de aluminio.

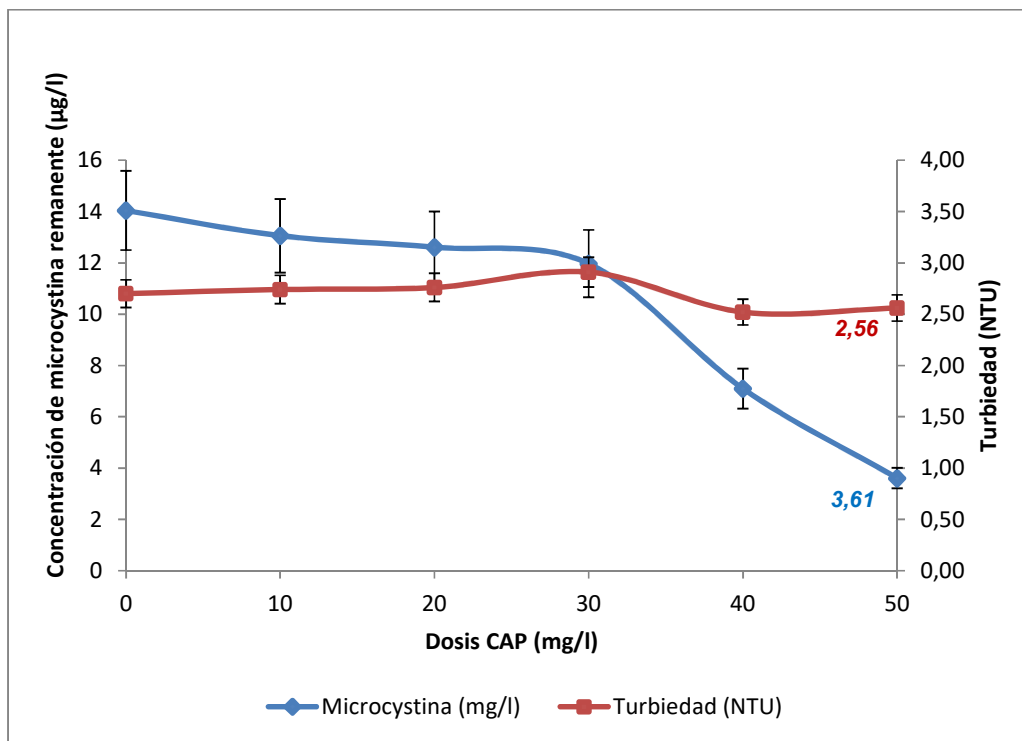
Con los valores medios de la *tabla 30*, concentración de microcystinas y turbiedad, realizamos el gráfico de la *figura 45*, para coagulación con sulfato de aluminio.

**Tabla 30: Valor medio y desviación estándar para concentración de microcystinas y turbiedad, ensayo de adsorción con CAP coagulante sulfato de aluminio.**

Dosis CAP (mg/L)	Sulfato de aluminio			
	Valor Medio [Myc]	Desviación estándar	Valor medio Turbiedad (NTU)	Desviación estándar
0	14,04	1,17	2,70	0,19
10	13,06	1,54	2,74	0,11
20	12,61	2,64	2,76	0,08
30	11,97	1,41	2,91	0,16
40	7,10	0,10	2,52	0,13
50	3,61	0,05	2,56	0,13



**Figura 44: Ensayo de adsorción con CAP, coagulación con dosis óptima de PAC igual a 30 mg/l**



**Figura 45: Ensayo de adsorción con CAP, coagulación con dosis óptima de Sulfato de aluminio igual a 30 mg/l**

Los gráficos de las Figuras 44 y 45, muestran el incremento en la remoción de microcystinas al aumentar la concentración de carbón activado en polvo (CAP), para ambos coagulantes (sulfato de aluminio y policloruro de aluminio). Para la dosis 50 mg/l de CAP no se observan diferencias significativas, en la disminución de turbiedad ni en la remoción de microcystinas, al utilizar sulfato de aluminio o policloruro de aluminio (PAC) como coagulante, según se puede observar en las Figuras 44 y 45 y en las Tablas 31 y 32.

La Tabla 31 muestra la remoción porcentual de microcystinas y turbiedad, para el ensayo de adsorción con carbón activado en polvo, en agua natural de río Uruguay, cuando se utiliza PAC como coagulante.

La Tabla 32 muestra la remoción porcentual de microcystinas y turbiedad, para el ensayo de adsorción con carbón activado en polvo, en agua natural de río Uruguay, cuando se utiliza sulfato de aluminio como coagulante.

**Tabla 31: Remoción porcentual Microcystinas y turbiedad, ensayo adsorción con CAP, coagulación con PAC. Concentración inicial Microcystinas = 14,04 µg/l, Turbiedad inicial = 26,60 NTU.**

<b>Carbón activado en polvo dosificado (mg/l)</b>	<b>Remoción microcystina (%)</b>	<b>Remoción Turbiedad (%)</b>
0	0	86,32
10	8,30 %	90,26
20	19,80 %	90,26
30	31,05 %	89,47
40	57,00 %	89,10
50	77,08 %	90,30

Ambas tablas (30 y 31), muestran que se requieren concentraciones elevadas de CAP, de 50 mg/l, para lograr remociones del orden de 75% en la concentración inicial de microcystinas, luego de 60 minutos.

**Tabla 32: Remoción porcentual Microcystinas y turbiedad, ensayo adsorción con CAP, coagulación con sulfato de aluminio. Concentración inicial Microcystinas = 14,04 µg/l, Turbiedad inicial = 26,60 NTU.**

<b>Carbón activado en polvo dosificado (mg/l)</b>	<b>Remoción microcystina (%)</b>	<b>Remoción Turbiedad (%)</b>
0		89,85
10	7,00 %	89,70
20	10,20 %	89,62
30	14,74 %	89,06
40	49,40 %	90,53
50	74,30 %	90,38

Los resultados obtenidos por otros autores son variables, ya que como se mencionó en el apartado 2.3.B.a. *Adsorción con carbón activado*, el proceso de adsorción de cianotoxinas es muy complejo y depende del tipo de carbón activado

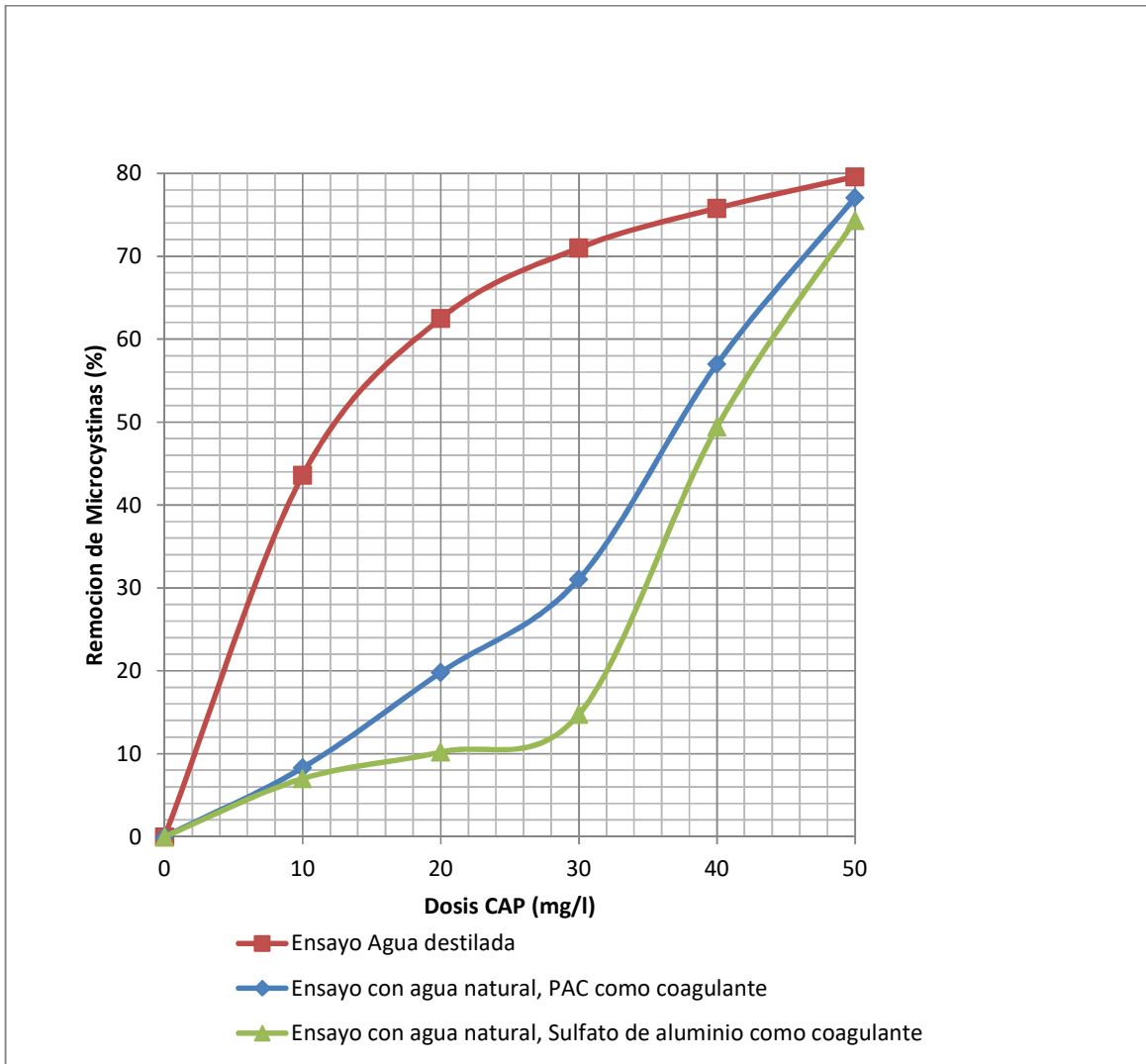
utilizado, del adsorbato (tipo de cianotoxina) y de la calidad del agua, por lo cual es muy difícil realizar una comparación con otros resultados, ya que son muchas las variables que inciden en el rendimiento del proceso.

Ho utilizó una concentración inicial de microcystinas de 22  $\mu\text{g/l}$ , tiempos de contacto de 30, 45 y 60 minutos, y agua proveniente de dos fuentes. Encontró que no existe diferencia significativa entre los resultados obtenidos para los 30, 45 y 60 minutos, lo que sugiere una cinética de adsorción rápida. Para una de la fuentes, lago Warragamba, fueron necesarios 50 mg/l de CAP para lograr una remoción en la concentración inicial de microcystinas del 95%, mientras que para la otra fuente, lago Waikerie, fueron necesarios 100 mg/l de CAP para logra la misma remoción (Ho, Lambling, Bustamante, Duker, y Newcombe, 2011).

Newcombe trabajó con concentraciones iniciales de microcystinas de 2, 5 y 10  $\mu\text{g/l}$ , tiempos de contacto de 60 minutos. Para lograr una concentración final de 1  $\mu\text{g/l}$  de microcystina, es decir remociones de 50, 80 y 90% respectivamente, fue necesario utilizar concentración de CAP de 15, 29 y 38 mg/l respectivamente (Gayle Newcombe y Nicholson, 2004).

Lambert trabajando con concentraciones iniciales de microcystinas en el rango de 0,15 a 0,87  $\mu\text{g/l}$ , logra remociones del 50% utilizando 30 mg/l de CAP (Lambert, Holmes, y Hruddy, 1996b).

El gráfico de la *Figura 46* muestra la comparación entre la remoción porcentual para los ensayos de adsorción de microcystinas realizados en agua destilada adicionada y los realizados en agua natural de río Uruguay adicionada. Para el caso de los ensayos realizados con agua destilada, también se observaba el incremento en la remoción de microcystinas al aumentar la concentración de CAP aplicada, utilizando 50 mg/l se lograba una remoción de casi el 80 % en la concentración inicial de microcystinas.



**Figura 46: Comparación entre la remoción porcentual para los ensayos de adsorción sobre microcystinas en agua destilada y de adsorción sobre microcystinas en agua natural de río Uruguay**

En la *Figura 46* se puede apreciar que para el agua destilada hay una mayor remoción porcentual de microcystina, en comparación con lo que ocurre en agua natural de río. A baja concentración de CAP se nota que es mayor la diferencia en la remoción de microcystinas, lo que evidencia que en agua natural de río la presencia de materia orgánica natural (MON) compite con la microcystina por los sitios de adsorción, dicha competencia no existe en agua destilada. A concentraciones de CAP de 50 mg/l de CAP aplicado esta diferencia desaparece, ya que el CAP probablemente ha adsorbido las moléculas de microcystinas y de MON del agua.

#### **4.5. DISCUSIÓN**

Se ha utilizado un amplio rango de concentraciones iniciales de microcystinas para los distintos ensayos, en agua destilada adicionada 2 y 4 µg/l, en agua sedimentada adicionada, 29,5 µg/l para el ensayo con cloro, 35,74 µg/l para el ensayo con permanganato de potasio y 14,64 µg/l para el ensayo con carbón activado en agua natural, demostrándose la eficiencia de cada uno de los tratamientos en un amplio rango de concentraciones iniciales y los resultados son comparables en términos porcentuales.

Para los ensayos de oxidación con cloro en agua destilada adicionada se obtienen remociones porcentuales de microcystinas del orden del 97%, aplicando dosis de cloro activo total de 4 mg/l, con tiempos de contacto de 30 minutos. Para lograr remociones similares en agua sedimentada de proceso de potabilización se deben utilizar 40 minutos de contacto. La efectividad en la remoción es mayor al disminuir el pH, por lo tanto la dosificación de cloro debería realizarse antes del proceso de dosificación de cal hidratada. En las condiciones ensayadas, cuando se dosifica el cloro luego del proceso de sedimentación, cuando ya se ha removido el 99% de la materia orgánica en suspensión, no se observa formación de subproductos de cloración (Trihalometanos).

Cuando se utiliza permanganato de potasio como oxidante, se logran remociones de 97%, aplicando una dosis de 1,5 mg/l, durante 30 minutos, en agua sedimentada de proceso adicionada. Su acción es independiente del pH, por lo tanto podría dosificarse indistintamente antes o después del proceso de alcalinización. No debería utilizarse una dosis mayor a 1,5 mg/l ya que se corre el riesgo de sobrepasar el valor máximo regulado para Mn<sup>++</sup> residual, que ha sido fijado en 0,1 mg/l. Los resultados obtenidos con permanganato de potasio, en cuanto a remoción de microcystinas, son del mismo orden que los obtenidos con cloro. La ventaja del permanganato de potasio es su mayor poder oxidante y que no genera subproductos potencialmente nocivos; tiene la desventaja que pasando la dosis de 1,5 mg/l puede generar Mn<sup>++</sup> residual en agua en concentraciones mayores a las reguladas y una sobre dosificación puede otorgar una coloración rosada al agua. Para este caso se recomienda realizar ensayos a escala piloto antes de probar su efectividad en planta potabilizadora.

En el caso del carbón activado se debería continuar ensayando con carbones del mercado local, de distintas fuentes y formas de activación, para determinar el tipo que presenta mayor eficiencia para la remoción de microcystinas, en las condiciones de calidad de agua de la planta potabilizadora de la ciudad de Concordia. Si bien es un tratamiento viable desde el punto de vista técnico, su aplicación no sería viable económicamente, ya que el CAP tiene un costo del orden

de U\$S 3,5 el kilogramo, para lograr remociones del orden del 80 % deberían aplicarse concentraciones de 50 mg/l de CAP. Esto significa que para una producción de agua de 70.000 m<sup>3</sup>/día, serían necesarios 3.500 kg/día de CAP, o sea U\$S 12.250/día.

Se puede concluir que de los tres tratamientos propuestos, el tratamiento de oxidación con cloro es el de mayor factibilidad técnica y económica para la remoción de microcystinas, lográndose remociones del 97% en la concentración inicial de microcystinas. Es un tratamiento que está probado y ya se aplica a escala planta potabilizadora, solamente deberían ajustarse las variables de proceso (pH, tiempo de contacto y concentración de cloro activo aplicado) para optimizar la remoción de microcystinas y aplicarlo luego del proceso de sedimentación o mejor aún luego de la filtración, para evitar la formación de Trihalometanos. En cuanto los tratamientos de remoción de microcystinas con permanganato de potasio y carbón activado en polvo, es necesario continuar realizando ensayos a escala piloto antes de probar su aplicación al proceso de potabilización de la ciudad de Concordia.

**CAPITULO 5**

**ENSAYO PARA LA REMOCIÓN DE  
CÉLULAS DE CIANOBACTERIAS**

## **5. CAPÍTULO 5**

### **5.1. INTRODUCCIÓN**

En este capítulo se presentan los resultados de dos trabajos, Por un lado muestra los resultados del trabajo realizado a escala de laboratorio tendiente a ensayar la remoción de células del grupo de cianobacterias, potencialmente tóxicas, mediante tratamiento convencional de potabilización aplicable en la planta potabilizadora de la ciudad de Concordia.

Por otra parte se informa los resultados de un monitoreo, de cianobacterias y turbiedad, realizado a escala planta potabilizadora en un período de estudio comprendido entre 17/11/2009 y 22/05/2012.

## **5.2. ENSAYOS DE LABORATORIO PARA EVALUAR LA REMOCIÓN DE CÉLULAS DE CIANOBACTERIAS DURANTE EL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.**

### **A. OBJETIVO**

Evaluar la remoción de células de cianobacterias en muestras de agua natural proveniente del río Uruguay, a la altura de la toma de la planta potabilizadora de la ciudad de Concordia, por acción de tratamientos de coagulación, floculación, sedimentación y filtración, utilizando distintos coagulantes primarios (sulfato de aluminio y policloruro de aluminio) y distintos medios filtrantes (filtro de arena y filtro arena y antracita), en condiciones de laboratorio.

### **B. METODOLOGÍA**

Para alcanzar los objetivos propuestos, se ejecutaron las siguientes etapas de trabajo:

1. Extracción, purificación y cuantificación de cianobacterias desarrolladas en condiciones naturales en cursos de aguas de la región (*Figura 47*).

Se realizó la extracción y concentración de cianobacterias, por arrastre con red de fitoplancton, de ambientes naturales.



**Figura 47: Brazo lago Salto Grande con visible desarrollo de cianobacterias**

Las muestras extraídas se tamizan a través de una malla gruesa que deja pasar la suspensión de cianobacterias, pero retiene materiales orgánicos que flotan en el agua, tales como ramas, hojas y otros restos de vegetales. Esta suspensión de cianobacterias se deja en reposo, en una probeta, durante tres horas aproximadamente para favorecer la flotación y concentración de la suspensión de cianobacterias y separar material de mayor peso específico que el agua. Este sobrenadante se separa y se cuantifica el número de células por mililitros.


La identificación de los organismos se realizó en el Laboratorio de Algas y Toxinas de la Facultad de Ciencias de la Alimentación de la UNER. Se informa un predominio de *Microcystis spp.* sobre *Dolichospermum spp.*, en una relación 9:1 (*Microcystis spp.*:*Dolichospermum spp.*). Las especies más representativas son *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii*, *Dolichospermum circinale*, *Dolichospermum spiroides* y *Dolichospermum planctonicum*. Resultados similares han sido reportados por O'Farrell (O'Farrell, Bordet, y Chaparro, 2012).

2. Se prepararon suspensiones, en agua natural de río, de concentración inicial conocida adicionada con el concentrado de cianobacterias preparado en el punto 1, para la realización de los ensayos propuestos (Figura 48). La concentración de la suspensión preparada fue de  $8,5 \times 10^5$  cel/ml (ensayo 1 y 2) y  $3,7 \times 10^5$  cel/ml (ensayo 3 y 4).



**Figura 48: Agua natural de río Uruguay adicionada con células de cianobacterias**

3. Sobre las suspensiones de densidad poblacional inicial conocida, se llevaron a cabo los siguientes tratamientos:
  - a. **ENSAYO 1:** coagulación, floculación y sedimentación utilizando una solución comercial de policloruro de aluminio como coagulante primario. La *Figura 49* ilustra las dosis de Policloruro de Aluminio adicionadas.

						
<b>Volumen agua de ensayo (litros)</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<b>Dosis PAC (mg/l)</b>	28	30	32	34	36	38

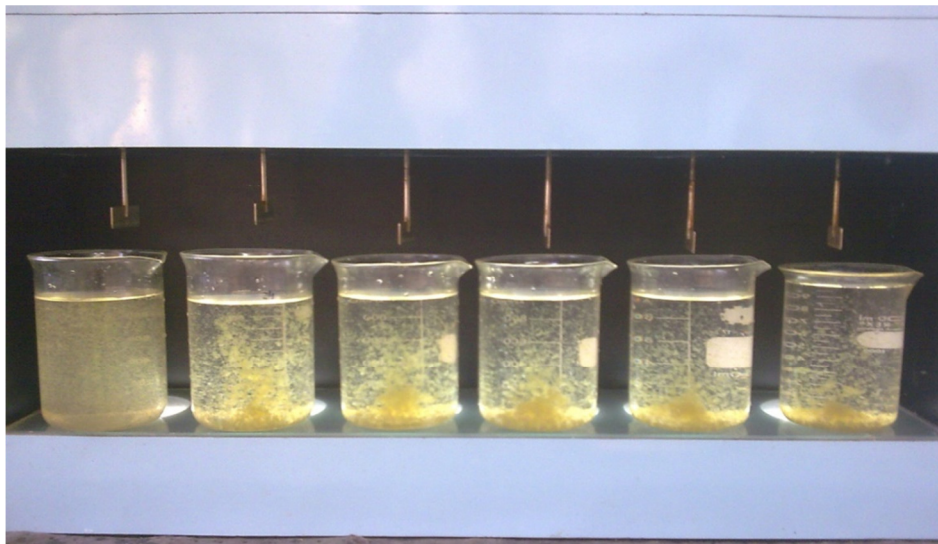
**Figura 49: Ensayo 1 coagulación con PAC, dosis adicionadas**

Para determinar la dosis óptima de coagulante y simular en laboratorio condiciones hidráulicas equivalentes a las del proceso de potabilización se realizó ensayo de jarras (Jar Test), utilizando los siguientes tiempos y velocidades de agitación para cada etapa:

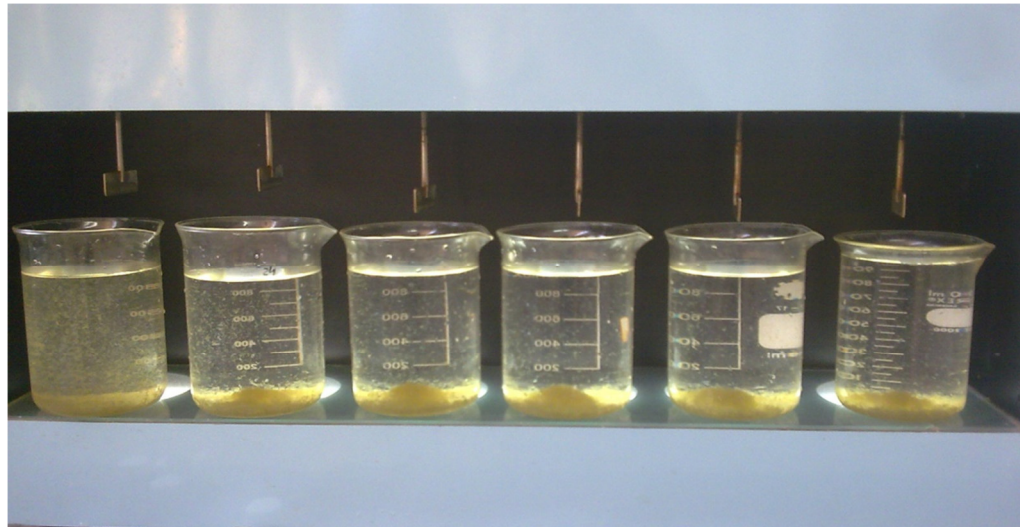
- Se simula mezcla rápida mediante agitación: 1 minuto a 150 rpm (*Figura 50*).
- Se simula floculación mediante mezcla lenta: 19 minutos a 60 rpm.
- Sedimentación 30 minutos (*Figura 51 y Figura 52*).



**Figura 50: Etapa mezcla rápida ensayo Jar Test**



**Figura 51: Etapa de sedimentación, se observan flocs formados durante el ensayo Jar Test**




**Figura 52: Etapa de sedimentación en ensayo Jar Test**

- b. **ENSAYO 2:** coagulación, floculación y sedimentación utilizando una solución comercial de sulfato de aluminio como coagulante primario. Para simular las condiciones hidráulicas de planta se procedió de igual manera que en el punto a. La *Figura 53* ilustra las dosis de Sulfato de Aluminio adicionadas.

<b>Volumen agua de ensayo (litros)</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<b>Dosis Sulfato de Al (mg/l)</b>	28	30	32	34	36	38

**Figura 53: Ensayo 2 - coagulación con sulfato de aluminio, dosis adicionadas**


- c. **ENSAYO 3:** coagulación, floculación y sedimentación utilizando una solución comercial de policloruro de aluminio como coagulante primario y un coadyuvante de floculación. Para simular las condiciones hidráulicas de planta se procedió de igual manera que en el punto a. La *Figura 54* ilustra las dosis de PAC y polímero coadyuvante de floculación adicionadas.



Volumen agua de ensayo (litros)	1	1	1	1	1	1
Dosis PAC (mg/l)	32	32	32	32	32	32
Dosis polímero (mg/l)	1,0	1,0	1,0	1,5	1,5	1,5

**Figura 54: Ensayo 3 - Coagulación con PAC + coadyuvante de floculación, dosis adicionadas**

- d. **ENSAYO 4:** coagulación, floculación y sedimentación utilizando una solución comercial de sulfato de aluminio como coagulante primario y un coadyuvante de floculación. Para simular las condiciones hidráulicas de planta se procedió de igual manera que en el punto a. La *Figura 55* ilustra las dosis de Sulfato de Aluminio y polímero coadyuvante de floculación adicionadas.



Volumen agua de ensayo (litros)	1	1	1	1	1	1
Dosis Sulfato de Al (mg/l)	34	34	34	34	34	34
Dosis polímero (mg/l)	1,0	1,0	1,0	1,5	1,5	1,5

**Figura 55: Coagulación con Sulfato de aluminio + coadyuvante de floculación, dosis adicionadas**

- e. Se comparó la eficiencia de los tratamientos de coagulación, floculación y sedimentación aplicados, en los ensayos 1 al 4, en términos de la remoción de células de cianobacterias.
- f. Se comparó la eficiencia de la filtración a través de lechos de arena, y lechos duales de arena y antracita, en términos de la remoción de células de cianobacterias. Para ello se realizó nuevamente un ensayo de jarras

dosificando en los seis vasos de precipitado la dosis óptima obtenida previamente (puntos a, b, c y d), para cada uno de los ensayos (1 al 4):

- ✓ Ensayo 1 de filtración: coagulación con dosis óptima de PAC y posterior filtración en filtro de arena y filtro de arena y antracita (*Figura 56*).
- ✓ Ensayo 2 de filtración: coagulación con dosis óptima de Sulfato de aluminio y posterior filtración en filtro de arena y filtro de arena y antracita (*Figura 57*).
- ✓ Ensayo 3 de filtración: coagulación con dosis óptima de PAC + coadyuvante de floculación y posterior filtración en filtro de arena y filtro de arena y antracita (*Figura 58*).
- ✓ Ensayo 4 de filtración: coagulación con dosis óptima de Sulfato de aluminio + coadyuvante de floculación y posterior filtración en filtro de arena y filtro de arena y antracita (*Figura 59*).

De este modo se realizó la filtración de seis litros de agua sometida en primera instancia a los tratamientos de coagulación, floculación y sedimentación, con la dosis óptima de cada ensayo.

La velocidad de filtración se ajustó entre 5 y 7 m/h accionando la válvula de agua filtrada para la regulación y la carrera de filtración fue de 12 horas. La carrera de filtración se define como el tiempo que transcurre entre dos retro lavados, también se llama ciclo de filtración (AWWA, 2011).

La filtración se realizó utilizando dos tipos de filtro de laboratorio construidos en acrílico transparente de 45 mm de diámetro interno (*Figura 56*). La altura de lecho filtrante es igual a los filtros de planta potabilizadora.

El filtro, denominado A, es de arena y cuenta con la siguiente composición, de abajo hacia arriba:

- ✓ Grava 4 – 6 mm: 80 mm
- ✓ Grava 2 – 4 mm: 160 mm
- ✓ Arena: 350 mm

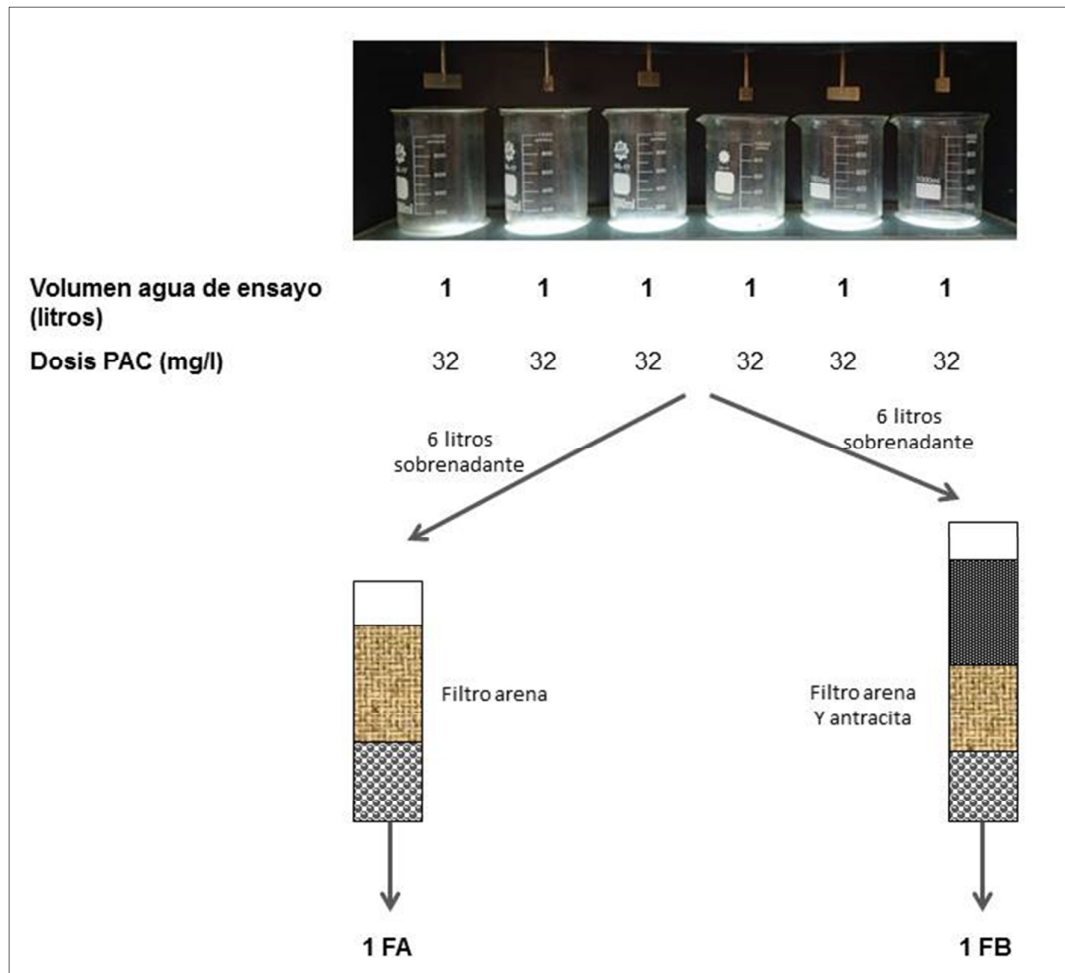
Mientras que el filtro, denominado B, es dual (de arena y antracita) y cuenta con la siguiente composición, de abajo hacia arriba:

- ✓ Grava 4 – 6 mm: 80 mm
- ✓ Grava 2 – 4 mm: 120 mm

- ✓ Arena: 250 mm
- ✓ Antracita: 300 mm

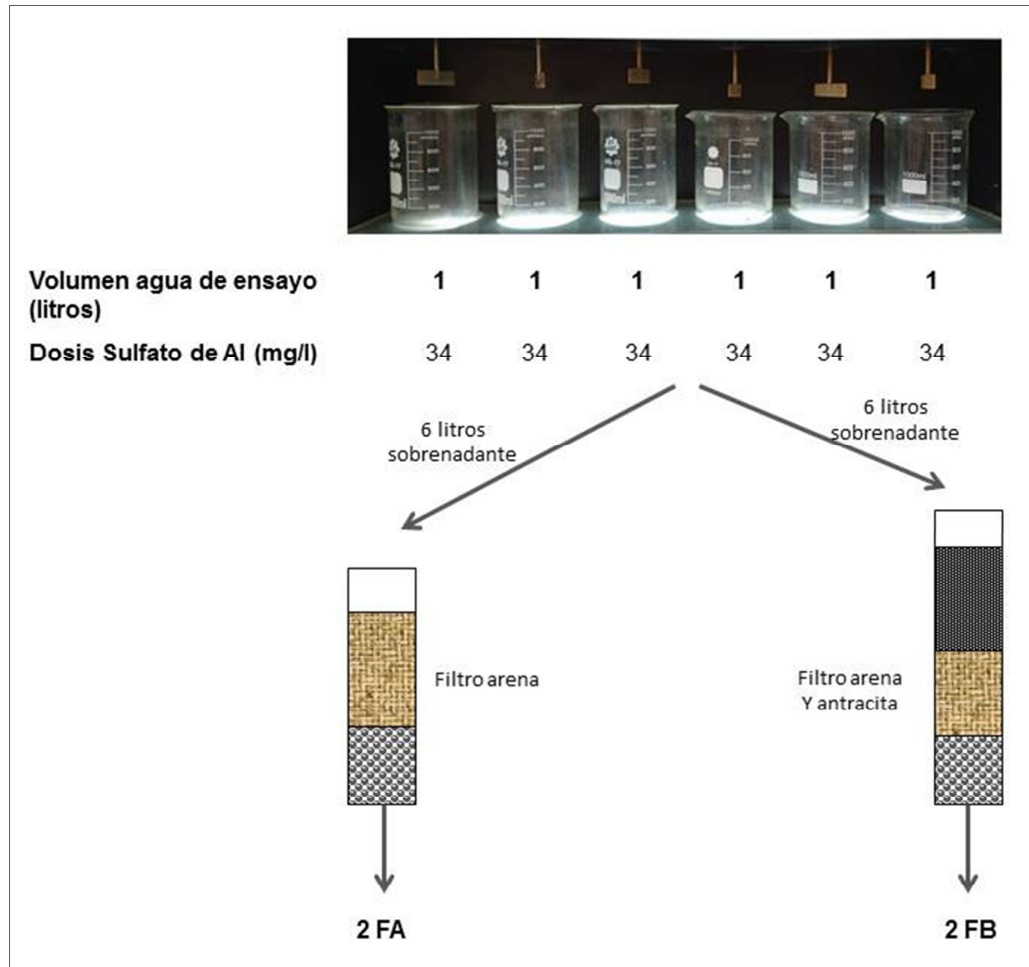


**Figura 56: Filtro piloto, a la derecha filtro de arena (FA) y a la izquierda filtro arena y antracita (FB)**



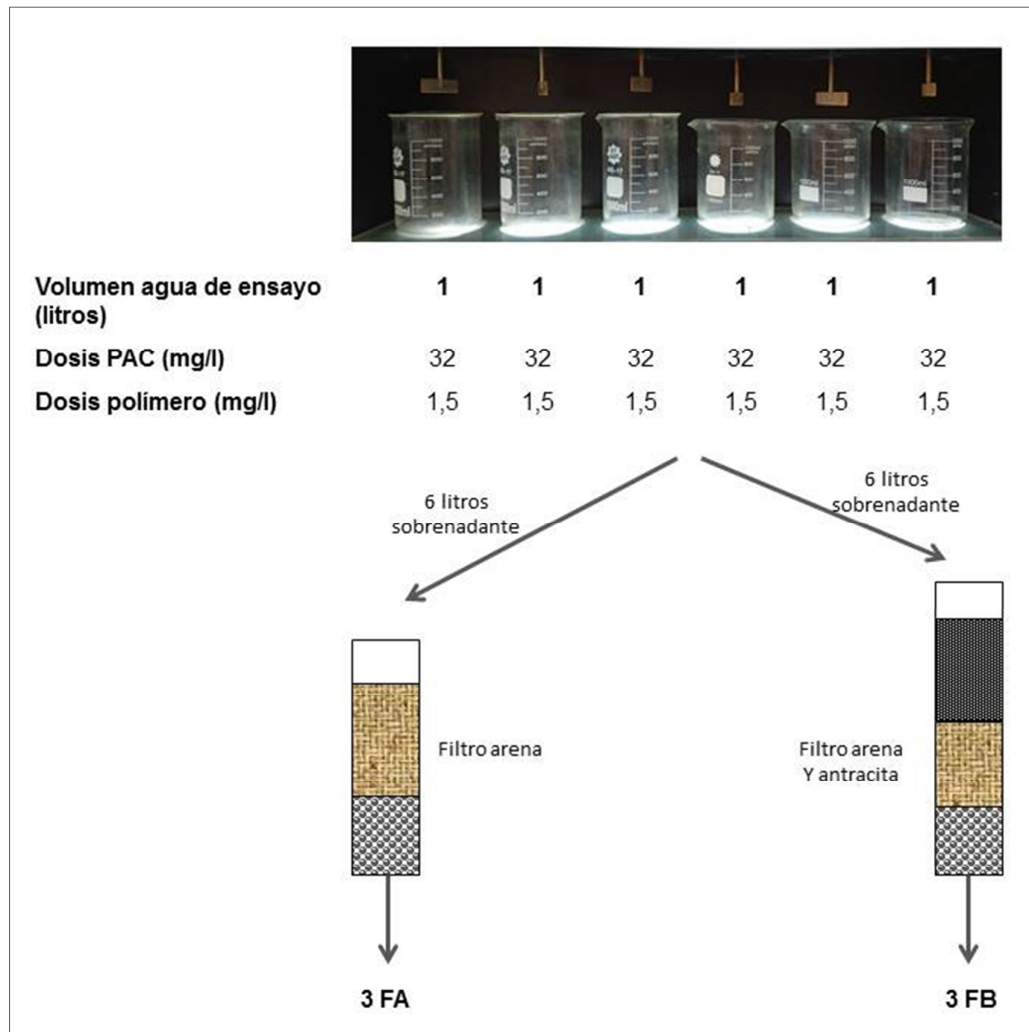
**Figura 57: Ensayo de filtración con dosis óptima de Ensayo 1**

En la Figura 57, 1 FA, corresponde al filtrado utilizando la dosis óptima de PAC, según el Ensayo1, en filtro de arena, a velocidad regulada entre 5 y 7 m/h y carreras de filtración de 12 horas; y 1 FB es el filtrado de la dosis óptima, también del ensayo en las mismas condiciones, pero en filtro de arena y antracita, a la misma velocidad y carrera de filtración.



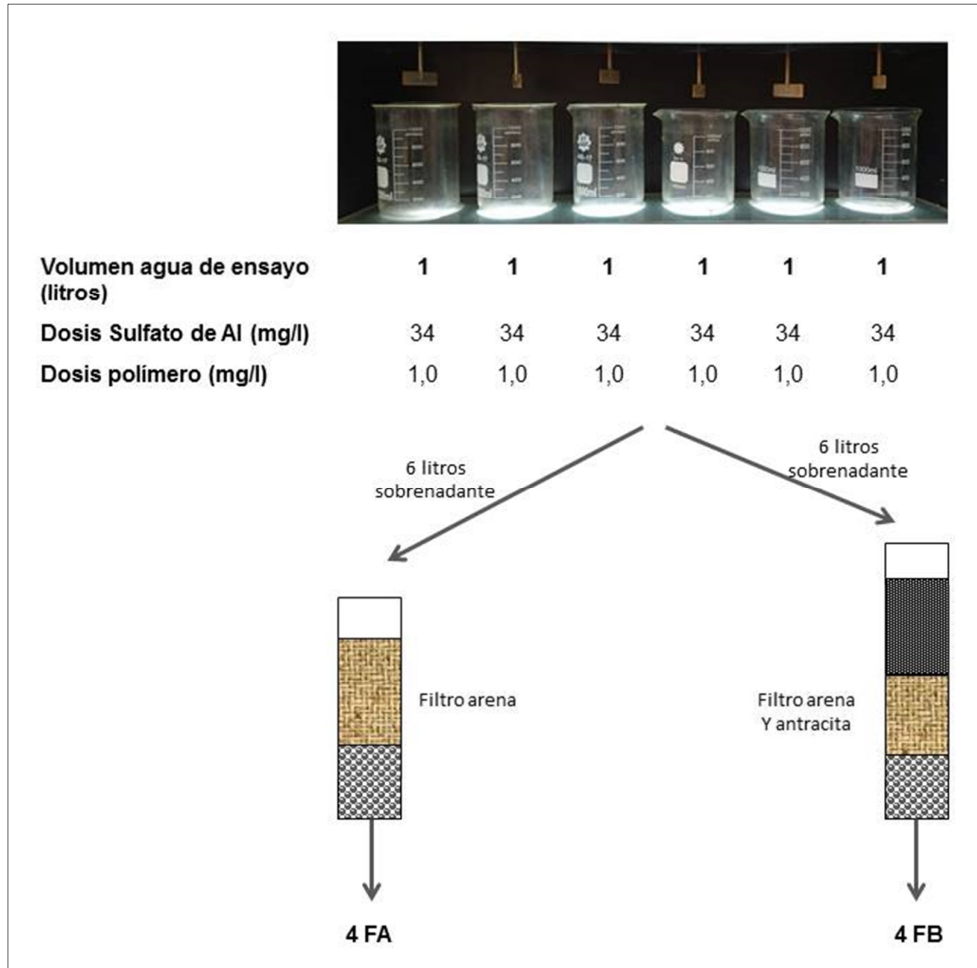
**Figura 58: Ensayo de filtración con dosis óptima ensayo 2**

En la Figura 58, 2 FA, corresponde al filtrado de la dosis óptima del ensayo utilizando la dosis óptima de sulfato de aluminio, según el Ensayo 2, en filtro de arena, a velocidad regulada entre 5 y 7 m/h y carreras de filtración de 12 horas; y 2 FB es el filtrado de la dosis óptima, también del ensayo en las mismas condiciones, pero en filtro de arena y antracita, a la misma velocidad y carrera de filtración.



**Figura 59: Ensayo de filtración con la dosis óptima del Ensayo 3**

En la Figura 59, 3 FA, corresponde al filtrado de la dosis óptima del ensayo utilizando la dosis óptima de PAC y coadyuvante de filtración, según el Ensayo 3, en filtro de arena, a velocidad regulada entre 5 y 7 m/h y carrera de filtración de 12 horas; y 3 FB es el filtrado de la dosis óptima, también del ensayo en idénticas condiciones, pero en filtro de arena y antracita, a la misma velocidad y carrera de filtración.



**Figura 60: Ensayo de filtración con la dosis óptima del Ensayo 4**

En la Figura 60, 4 FA, corresponde al filtrado de la dosis óptima del ensayo utilizando la dosis óptima de sulfato de aluminio y coadyuvante de filtración, según el Ensayo 4, en filtro de arena, a velocidad regulada entre 5 y 7 m/h y carreras de filtración de 12 horas; y 4 FB es el filtrado de la dosis óptima, también del ensayo en las mismas condiciones, pero en filtro de arena y antracita, a la misma velocidad y carrera de filtración.

4. Determinación de indicadores de calidad del agua tratada luego de aplicar los distintos tratamientos: pH, turbiedad, análisis cuantitativo y cualitativo de cianobacterias y clorofila a.

#### **I. TECNICAS ANALÍTICAS Y EQUIPAMIENTO UTILIZADOS**

- pH: método electrométrico (APHA y col., 1992). Se cuenta para las determinaciones con Potenciómetro marca ORION, modelo 290 A (Figura 26).

- **Determinación de Turbiedad:** método nefelométrico descrito en el Standard Methods For Examination of Water and Wastewater (APHA y col., 1992)

Para realizar la determinaciones de densidad óptica se utilizó Turbidímetro marca HACH, modelo 2100 AN (*Figura 61*).



**Figura 61: Turbidímetro HACH 2100 AN**

- **Determinación de clorofila a:** se realiza la extracción y determinación espectrofotométrica del pigmento de acuerdo a lo descrito en el Standard Methods For Examination of Water and Wastewater (APHA y col., 1992).

La *Figura 62* muestra el fitoplancton retenido, luego de filtrar un volumen de agua. A partir de esta masa sólida, se realizó la extracción del pigmento con acetona para su cuantificación.



**Figura 62: Fitoplancton retenido, luego de filtrar un volumen de agua**

- **Recuento de células de cianobacterias:** se procede de acuerdo al método de recuento de Utermöhl (Utermöhl, 1958). Límite de detección ( $n_{det}$ ) del método es la mínima concentración de un taxón específico o grupo que puede ser determinada con una probabilidad específica (CEN, 2005). Se determina por la relación:

$$n_{det} = -\frac{\ln(\alpha) \times f_{total}}{V \times f_{contados}}$$

$n_{det}$  = límite de detección

$\alpha$  = nivel de significancia = 95%

$f_{total}$  = número total de campos del microscopio en la cámara = 118

$f_{contados}$  = número de campos contados = 15

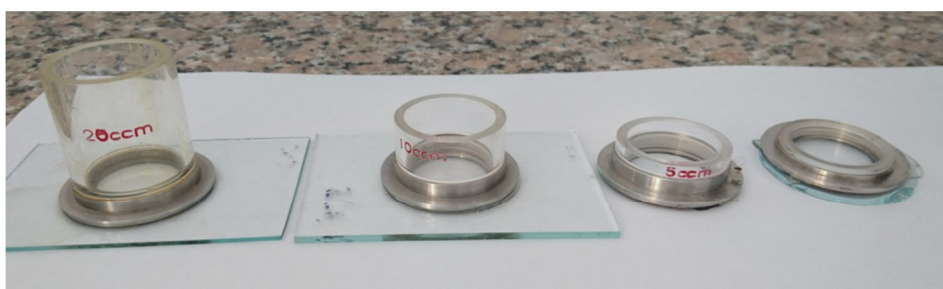
$V$  = volumen de sub muestra en la cámara = 20 ml

Aplicando los valores a la fórmula se obtiene que el límite de detección para nuestro caso es de 1,18 cel/ml.

Para el recuento se utilizó microscopio invertido marca MOTIC, modelo AE31 (Figura 63), y cámaras de sedimentación de distintos volúmenes (Figura 64).



**Figura 63: Microscopio invertido MOTIC AE31**



**Figura 64: Cámaras de sedimentación**

## II. ESPECIFICACIONES DE LOS INSUMOS DE POTABILIZACIÓN UTILIZADOS

### a. Policloruro de Aluminio

El producto utilizado en los ensayos, y en planta potabilizadora, cumple con las especificaciones de la norma IRAM 41.106, que se detallan en la *Tabla 33*.

Además el producto y el establecimiento elaborador cuentan con certificación de inscripción y habilitación en el Ministerio de Salud, A.N.M.A.T., I.N.A.L., que avala la aptitud del producto para potabilización de agua destinada al consumo humano.

**Tabla 33: Especificaciones para el Policloruro de aluminio**

Aspecto		Líquido
pH		0,4 – 0,8
Densidad relativa a 20°C		1,36 – 1,41
Aluminio (Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	g/100 g	17,5 +/- 0.5
Basicidad	g/100 g	38 – 45

<b>Cloruros (Cl)</b>	g/100 g	20 – 22
<b>Hierro (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)</b>	g/100 g	Máximo 0,01 ♦
<b>Manganeso (Mn)</b>	g/100 g	Máximo 0,05 ♦
<b>Arsénico (As)</b>	g/100 g	Máximo 0,005 ♦
<b>Cadmio (Cd)</b>	g/100 g	Máximo 0,0025 ♦
<b>Cromo (Cr)</b>	g/100 g	Máximo 0,02 ♦
<b>Mercurio (Hg)</b>	g/100 g	Máximo 0,0006 ♦
<b>Níquel (Ni)</b>	g/100 g	Máximo 0,01 ♦
<b>Plomo (Pb)</b>	g/100 g	Máximo 0,0075 ♦
<b>Antimonio (Sb)</b>	g/100 g	Máximo 0,003 ♦
<b>Cobre (Cu)</b>	g/100 g	Máximo 0,65 ♦
<b>Boro (B)</b>	g/100 g	Máximo 0,01 ♦
<b>Zinc (Zn)</b>	g/100 g	Máximo 2,5 ♦
<b>Selenio (Se)</b>	g/100 g	Máximo 0,025 ♦
<b>Benceno</b>	g/100 g	Máximo 0,0025 ♦
<b>Tolueno</b>	g/100 g	Máximo 0,5 ♦
<b>Xileno</b>	g/100 g	Máximo 0,3 ♦
<b>1,2 Diclorobenceno</b>	g/100 g	Máximo 0,03 ♦
<b>1,4 Diclorobenceno</b>	g/100 g	Máximo 0,004 ♦

♦ *Estos valores están referidos al contenido de Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.*

#### **b. Sulfato de Aluminio**

El Sulfato de Aluminio utilizado en los ensayos, y en planta potabilizadora, es base hidrato sólido, granulado o triturado, no excede 2 cm en cualquiera de sus dimensiones y cumple con lo especificado en la norma IRAM 41159-1, que se detalla en la *Tabla 34*.

Además el producto y el establecimiento elaborador cuentan con certificación de inscripción y habilitación en el Ministerio de Salud, A.N.M.A.T., I.N.A.L., que avala la aptitud del producto para potabilización de agua destinada al consumo humano.

**Tabla 34: Especificaciones técnicas para el Sulfato de aluminio**

Aluminio (III) (expresado como Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	16 gr % gr MIN
Hierro Total (como Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	0.05 gr % gr MAX
Residuo insoluble en solución de Ácido Sulfúrico	0.2 gr % gr MAX
Residuo insoluble en Agua	0.5 gr % gr MAX
Acidez Libre (como H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	0.1 gr % gr MAX
Alcalinidad libre (como H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )	0.5 gr % gr MAX
Manganeso expresado como Mn (referido al Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	0.05 gr % gr MAX
Hierro (II), expresado como FeO (referido al Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	0.015 gr % gr MAX
Detergentes y sustancias que reaccionan con Azul de Metileno (referido al Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	0.007 gr % gr MAX
Arsénico expresado como As (referido al Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	0.05 gr % gr MAX
Mercurio expresado como Hg (referido al Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	0.0005gr % gr MAX
Cadmio expresado como Cd (referido al Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	0.004 gr % gr MAX
Plomo expresado como Pb (referido al Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	0.02 gr % gr MAX

### **c. Coadyuvante de floculación**

El producto utilizado en los ensayos es una poliacrilamida aniónica de anionicidad media grado agua potable.

Cuenta con la certificación del INAL, ANMAT para utilizarse en potabilización de agua destinada a consumo humano.

#### **Identificación del producto:**

- Nombre químico: poliacrilamida aniónica.
- Nombre comercial; MAK POWER FLOC AN934 PWG

#### **Composición e información de los componentes:**

- Polímero Aniónico soluble en agua

**Propiedades físicas:**

- Forma: solido granular
- Color: blanco
- Olor: no posee
- pH solución al 0,5%: 5,0 – 7,0
- Peso molecular relativo: alto
- Punto de fusión (°C): no es aplicable.
- Punto de ebullición (°C): no es aplicable.
- Temperatura de auto ignición (°C): no es aplicable.
- Presión de vapor (mm Hg): no es aplicable.
- Densidad (kg/m<sup>3</sup>): 800 ± 50
- Viscosidad (cps) al 0,1%: 300
- Viscosidad (cps) al 0,25%: 800
- Viscosidad (cps) al 0,50%: 2000

**C. RESULTADOS**

Luego de realizado el ensayo JAR TEST, que simula la coagulación, floculación y sedimentación, para cada uno de los ensayos propuestos, se determinó el número de células de cianobacterias/ml y la turbiedad del sobrenadante en cada uno de los recipientes, se obtienen los resultados informados a continuación.

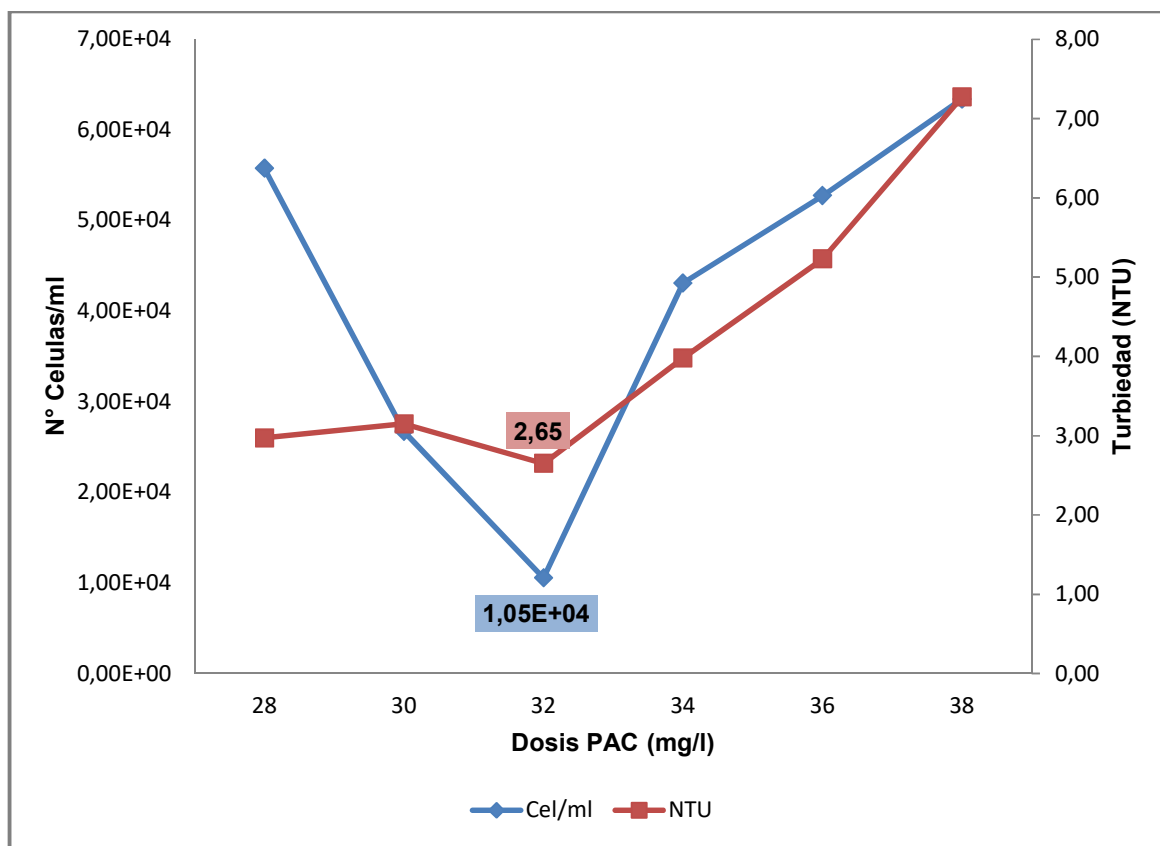
*I. ENSAYO 1.*

Los parámetros iniciales del agua natural, adicionada con células de cianobacterias, fueron para el Ensayo 1 (coagulación con policloruro de aluminio) y Ensayo 2 (coagulación con sulfato de aluminio):

- ✓ Concentración de células (cel/ml):  $8,5 \times 10^5$
- ✓ Turbiedad (NTU): 68,80
- ✓ Clorofila a (µg/l): 66,65

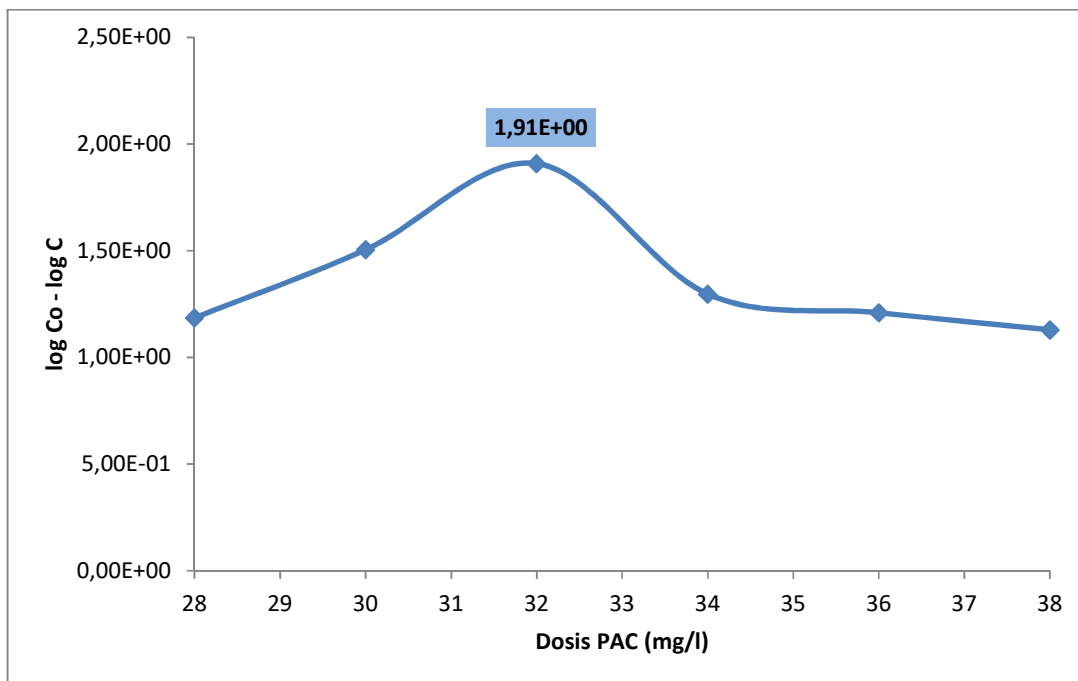
En la *Figura 65* se representa en el eje de ordenadas principal el recuento de células por mililitro ( $N^{\circ}$  células/ml) y en el eje de ordenadas secundario la turbiedad, en NTU, versus la dosis de policloruro de aluminio, utilizado como coagulante, en abscisas.

Se observa que para la dosis óptima de coagulante, obtenida en función de la menor turbiedad residual (2,65 NTU), e igual a 32 mg/l de PAC, también se obtiene el menor recuento de células ( $1,05 \times 10^4$  cel/ml).



**Figura 65: Ensayo 1, variación del recuento de células y turbiedad en función de la dosis de PAC**

En la *Figura 66* se ha representado en el eje de ordenadas principal la remoción de células, expresada en unidades logarítmicas ( $\log C_0 - \log C$ ), versus la dosis de policloruro de aluminio en abscisas; y el mismo ilustra que para la dosis óptima de coagulante utilizado en el Ensayo 1, 32 mg/l de PAC, se obtiene la mayor remoción en el  $N^{\circ}$  de células, que es igual a 1,91 ciclos logarítmicos.



**Figura 66: Ensayo 1, remoción de células de cianobacterias, expresada en unidades logarítmicas, en función de la dosis de coagulante (PAC)**

Posteriormente se reitera el ensayo JAR TEST adicionando a cada uno de los seis vasos de precipitado la dosis óptima de coagulante para la remoción de turbiedad, obtenida en el Ensayo 1 (coagulación con PAC), y luego se filtra a través de filtro de arena (1FA). De igual manera se reitera el JAR TEST adicionando a cada uno de los seis vasos de precipitado la dosis óptima de PAC para la remoción de turbiedad, obtenida en el Ensayo 1, y se filtra a través de arena y antracita (1FB).

La velocidad de filtración se ajustó entre 5 y 7 m/h y la carrera de filtración fue de 12 horas.

Los resultados se ilustran en la *Tabla 35*. En la misma se puede observar que en las condiciones de filtración ensayadas (velocidad de filtración, carrera de filtración) se logra una remoción del 100% en la concentración de células de cianobacterias, para ambos filtros, FA y FB, partiendo de recuento de células inicial de  $8,5 \times 10^5$  cel/ml, que se reduce luego de la etapa de sedimentación a  $1,05 \times 10^4$  cel/ml.

En cuanto a la turbiedad, se logran valores prácticamente equivalentes en ambos filtros, FA y FB

**Tabla 35: Resultados Ensayo 1 con filtración**

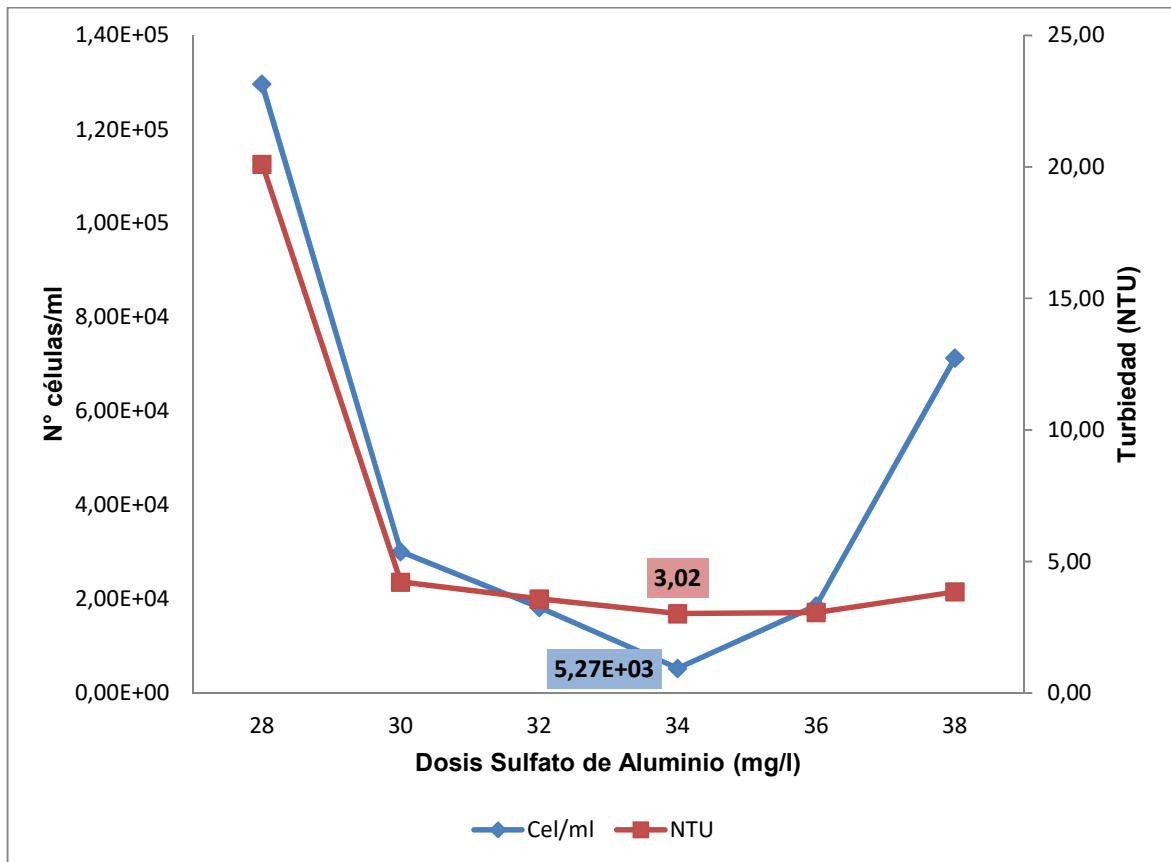
Nomenclatura	Concentración de células (Células/ml)	Remoción células (%)	Turbiedad (NTU)	Remoción Turbiedad (%)	Clorofila a (µg/l)
Concentración Inicial células ensayo 1 y 2	8,5x10 <sup>5</sup>		68,80		66,65
1FA	< 1,18 (*)	99,99%	0,35	99,49%	0,63
1FB	< 1,18 (*)	99,99%	0,38	99,45%	0,66

(\*) Límite de detección 1,18 cel/ml

## II. ENSAYO 2

En el Ensayo 2 se parte de un agua natural adicionada con células de cianobacterias de iguales características físico-químicas y biológicas que en el Ensayo 1.

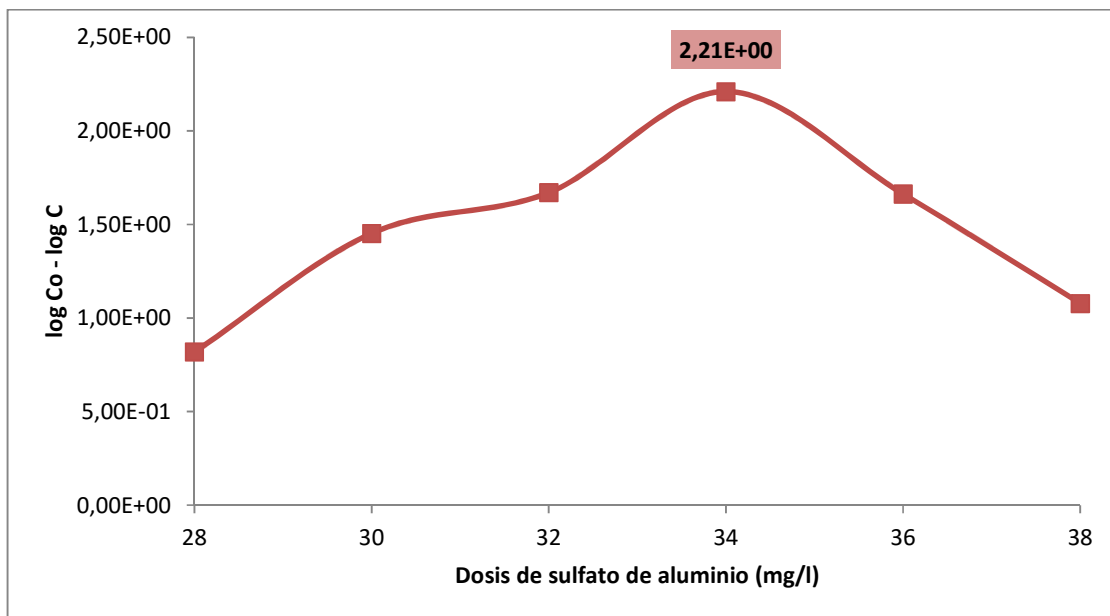
En la *Figura 67* se representa en el eje de ordenadas principal el recuento de células por mililitro (N° células/ml) y en el eje de ordenadas secundario la turbiedad, en NTU, versus la dosis de sulfato de aluminio, utilizado como coagulante, en abscisas.



**Figura 67: Ensayo 2, variación del recuento de células y turbiedad en función de la dosis de Sulfato de aluminio**

Se observa que para la dosis óptima de coagulante, obtenida en función de la menor turbiedad residual (3,02 NTU), e igual a 34 mg/l de sulfato de aluminio, también se obtiene el menor recuento de células ( $5,27 \times 10^3$  cel/ml).

En la *Figura 68* se ha representado en el eje de ordenadas principal la remoción de células, expresada en unidades logarítmicas ( $\log C_0 - \log C$ ), versus la dosis de sulfato de aluminio en abscisas; y el mismo ilustra que para la dosis óptima de coagulante utilizado en el Ensayo 2, 34 mg/l de Sulfato de Aluminio, se obtiene la mayor remoción en el N° de células, que es igual a 2,21 ciclos logarítmicos.



**Figura 68: Ensayo 2, remoción de células de cianobacterias, expresada en unidades logarítmicas, en función de la dosis de coagulante (Sulfato de aluminio)**

Al igual que en el Ensayo 1, posteriormente se reitera el JAR TEST adicionando a cada uno de los seis vasos de precipitado la dosis óptima de coagulante, para la remoción de turbiedad, obtenida en el Ensayo 2 (34 mg/l de sulfato de aluminio), y se filtra luego del período de ensayo a través de filtro de arena (2FA). De igual manera se reitera el JAR TEST adicionando a cada uno de los seis vasos de precipitado la dosis óptima de sulfato de aluminio, para la remoción de turbiedad, obtenida en el Ensayo 2, y se filtra a través de arena y antracita (2FB).

La velocidad de filtración se ajustó entre 5 y 7 m/h y la carrera de filtración fue de 12 horas.

Los resultados se ilustran en la *Tabla 36*. En la misma se puede observar que las condiciones de filtración ensayadas (velocidad de filtración, carrera de filtración) se logra una remoción del 100% en la concentración de células de cianobacterias, para ambos filtros, FA y FB, partiendo de recuento inicial de células de  $8,5 \times 10^5$  cel/ml, que se reduce a  $5,27 \times 10^3$  cel/ml luego de la etapa de sedimentación.

En cuanto a la turbiedad, se logran los mismos valores en ambos filtros, FA y FB

**Tabla 36: Resultados ensayo 2 con filtración**

Nomenclatura	Concentración de células (Células/ml)	Remoción células (%)	Turbiedad (NTU)	Remoción Turbiedad (%)	Clorofila a (µg/l)
Concentración Inicial células ensayo 1 y 2	8,5x10 <sup>5</sup>		68,80		66,65
2FA	< 1,18 (*)	99,99%	0,23	99,67%	0,55
2FB	< 1,18 (*)	99,99%	0,23	99,67%	0,58

(\*) Límite de detección 1,18 cel/ml

### III. ENSAYO 3

La *Tabla 37* informa los resultados para el Ensayo 3, ilustrado en la *Figura 54*, y en la *Figura 59*, para el ensayo de filtración.

**Tabla 37: resultados ensayo 3, coagulante primario utilizado Policloruro de aluminio más polielectrolito como coadyuvante de floculación**

Nomenclatura	Concentración de células (Células/ml)	Remoción células (%)	Turbiedad (NTU)	Remoción Turbiedad (%)	Clorofila a (µg/l)
<b>Concentración Inicial células ensayo 3 y 4</b>	3,70X10 <sup>5</sup>		48,50		39,05
3PAC+poli 1	4,73x10 <sup>3</sup>	98,70%	2,53	94,78%	0,89
3PAC+poli 1,5	3,81x10 <sup>3</sup>	98,97%	2,48	94,89%	0,84
3FA	4,01x10 <sup>2</sup>	99,89%	0,75	98,45%	0,77
3FB	< 1,18 (*)	99,99%	0,73	98,49%	0,75

(\*) Límite de detección 1,18 cel/ml

De este ensayo se concluye que con este coadyuvante de floculación, en las concentraciones utilizadas, no se logran remociones en el número de células significativamente mayores que al utilizar solo policloruro de aluminio como coagulante. En este caso se obtuvo, para la dosis óptima de ensayo 32 mg/l PAC + 1,5 mg/l coadyuvante, una remoción en el número de células de 98,97%, mientras que utilizando solo 32 mg/l de PAC se logró una remoción de 98,77%.

Para la turbiedad no se logran mejores resultados utilizando coadyuvante adicionado al PAC, que si se utiliza solo PAC.

La *Tabla 37* muestra que los filtros de arena y antracita tienen una mayor eficiencia en la remoción de células, que los filtros de arena. Esto puede explicarse porque los filtros de antracita tienen mayor capacidad de retención de partículas, aunque ello no se refleje en los valores de turbiedad. Este es un tema complejo que merece seguir investigando.

#### IV. ENSAYO 4

La *Tabla 38* informa los resultados para el Ensayo 4, ilustrado en la *Figura 55*, y en la *Figura 60*, para el ensayo de filtración. Las características físico químicas y biológicas iniciales, del agua de análisis, son iguales que para el ENSAYO 3.

**Tabla 38: resultados ensayo 4, coagulante primario utilizado Sulfato de aluminio más polielectrolito como coadyuvante de floculación.**

Nomenclatura	Concentración de células (Células/ml)	Remoción células (%)	Turbiedad (NTU)	Remoción Turbiedad (%)	Clorofila a (µg/l)
<b>Concentración Inicial células ensayo 3 y 4</b>	3,70X10 <sup>5</sup>		48,50		39,05
4SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> +poli 1	2,82x10 <sup>3</sup>	99,24%	2,91	94,00%	0,91
4SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> +poli 1,5	3,77x10 <sup>3</sup>	98,98%	3,71	92,35%	0,96
4FA	4,48x10 <sup>2</sup>	99,88%	0,33	99,32%	0,63
4FB	< 1,18 (*)	99,99%	0,28	99,42%	0,60

(\*) Límite de detección 1,18 cel/ml

De este ensayo se puede concluir que al utilizar este coadyuvante de floculación, en las concentraciones estudiadas, se logran remociones en el número de células del mismo orden que al utilizar solo sulfato de aluminio como coagulante. En este caso se obtiene, para la dosis óptima de ensayo 34 mg/l de sulfato de aluminio + 1,0 mg/l coadyuvante, una remoción en el número de células de 99,24%, mientras que utilizando solo 34 mg/l de Sulfato de aluminio se logra una remoción de 99,38%, valores que prácticamente son iguales.

Para la turbiedad no se logran mejores resultados utilizando coadyuvante adicionado al Sulfato de aluminio, que si se utiliza solo Sulfato de aluminio.

La *Tabla 38* muestra que los filtros de arena y antracita tienen una mayor eficiencia en la remoción de células, que los filtros de arena. Esto puede explicarse, al igual que en el Ensayo 3, por la mayor capacidad de retención de partículas de la antracita, en iguales condiciones de velocidad y carrera de filtración, aunque ello no se refleje en los valores de turbiedad. Este es un tema complejo que merece seguir investigando.

**Tabla 39: Resumen remoción total, N° células y turbiedad, para los distintos ensayos aplicados (sin filtración)**

	REMOCIÓN TOTAL CÉLULAS (%)	REMOCIÓN TOTAL TURBIEDAD (%)
ENSAYO 1 (coagulación con PAC)	98,76 <sup>a (*)</sup>	96,15 <sup>b (*)</sup>
ENSAYO 2 (coagulación con sulfato de aluminio)	99,38 <sup>a</sup>	95,61 <sup>b</sup>
ENSAYO 3 (coagulación con PAC + 1,0 ppm coadyuvante)	98,70 <sup>a</sup>	94,78 <sup>b</sup>
ENSAYO 3 (coagulación con PAC + 1,5 ppm coadyuvante)	98,97 <sup>a</sup>	94,89 <sup>b</sup>
ENSAYO 4 (coagulación con sulfato de aluminio + 1,0 ppm coadyuvante)	99,24 <sup>a</sup>	94,00 <sup>b</sup>
ENSAYO 4 (coagulación con sulfato de aluminio + 1,5 ppm coadyuvante)	98,98 <sup>a</sup>	92,35 <sup>b</sup>

(\*) Se ha identificado un grupo homogéneo, según la letra de referencia, entre los cuales no existen diferencias estadísticamente significativas. El test empleado para discriminar entre las medias es el procedimiento de comparaciones múltiples (HSD) de Tukey ( $P < 0,10$ ).

La *Tabla 39* resume las remociones porcentuales, en N° células y turbiedad, para los distintos tratamientos aplicados (sin filtración) y se observa que no existen diferencias estadísticamente significativas al aplicar los distintos tipos de tratamiento, en las condiciones ensayadas.

**Tabla 40: Resumen remoción total, N° células y turbiedad, para los distintos ensayos aplicados (con filtración)**

	REMOCIÓN TOTAL CÉLULAS (%)	REMOCIÓN TOTAL TURBIEDAD (%)
Ensayo 1 + Filtración en arena (FA)	99,99 <sup>a</sup> (*)	99,49 <sup>b</sup> (*)
Ensayo 1 + Filtración en arena y antracita (FB)	99,99 <sup>a</sup>	99,45 <sup>b</sup>
Ensayo 2 + Filtración en arena (FA)	99,99 <sup>a</sup>	99,67 <sup>b</sup>
Ensayo 2 + Filtración en arena y antracita (FB)	99,99 <sup>a</sup>	99,67 <sup>b</sup>
ENSAYO 3 (coagulación con PAC + 1,5 ppm coadyuvante) +(FA)	99,89 <sup>a</sup>	98,45 <sup>b</sup>
ENSAYO 3 (coagulación con PAC + 1,5 ppm coadyuvante) +(FB)	99,99 <sup>a</sup>	98,49 <sup>b</sup>
ENSAYO 4 (coagulación con sulfato de aluminio + 1,0 ppm coadyuvante) +(FA)	99,87 <sup>a</sup>	99,32 <sup>b</sup>
ENSAYO 4 (coagulación con sulfato de aluminio + 1,0 ppm coadyuvante) + (FB)	99,99 <sup>a</sup>	99,42 <sup>b</sup>

(\*) Se ha identificado un grupo homogéneo, según la letra de referencia, entre los cuales no existen diferencias estadísticamente significativas. El test empleado para discriminar entre las medias es el procedimiento de comparaciones múltiples (HSD) de Tukey ( $P < 0,10$ ).

La *Tabla 40* resume las remociones porcentuales, en N° células y turbiedad, para los distintos tratamientos aplicados (con filtración). Se observa que en el ensayo 3 y 4 no existen diferencias estadísticamente significativas, para la remoción de células de cianobacterias, entre la filtración en arena y la filtración en arena y antracita.

### **5.3. MONITOREO DE PLANTA POTABILIZADORA**

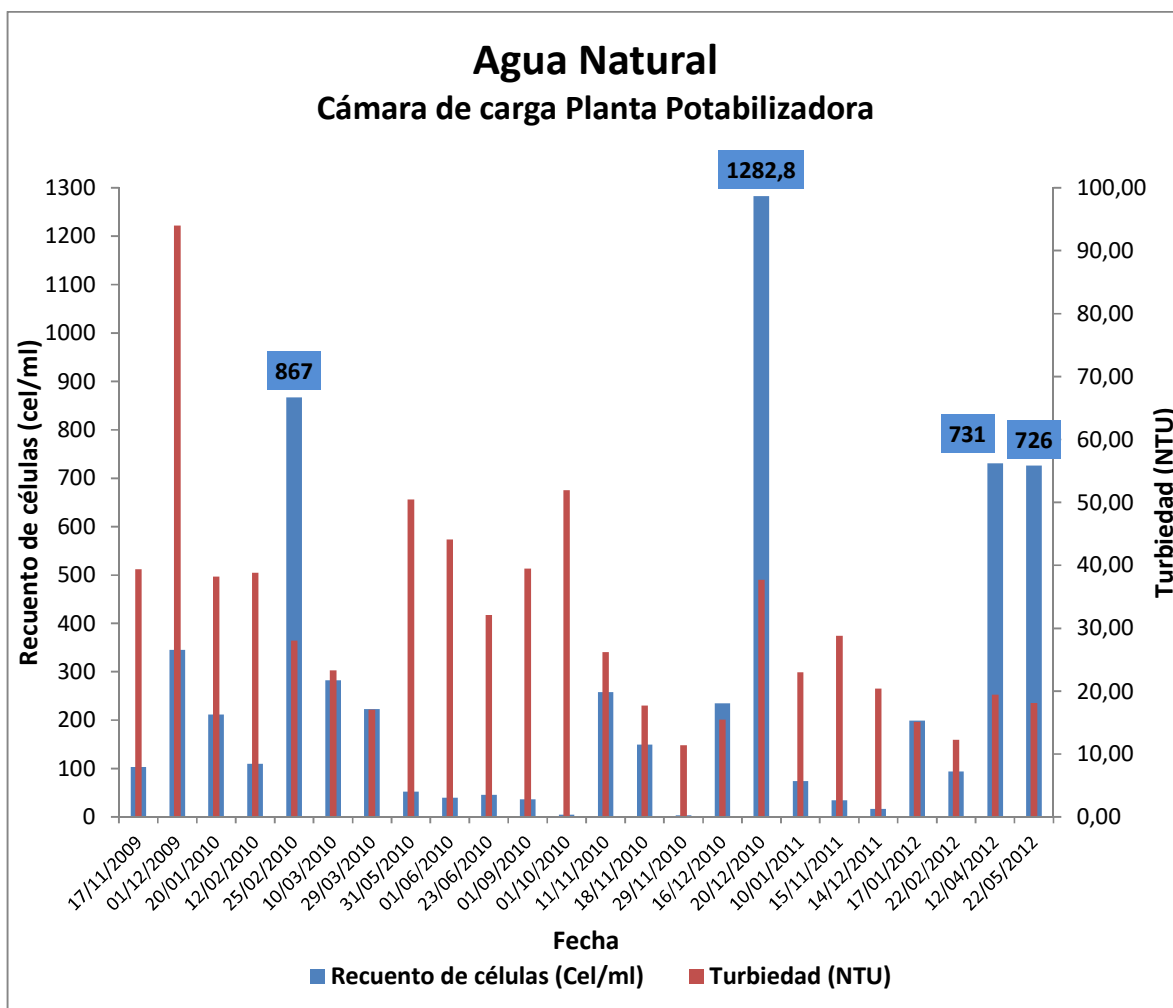
A continuación se transcriben datos de monitoreo de planta potabilizadora, obtenidos en el período de estudio comprendido entre el 17/11/2009 y el 22/05/12.

Los parámetros analizados fueron la turbiedad y el recuento de células de cianobacterias, en tres puntos de muestreo: agua natural, agua sedimentada y agua filtrada.

La muestra de agua natural fue extraída de la cámara de carga de planta potabilizadora, la muestra de agua sedimentada fue extraída a la salida de los sedimentadores del módulo A de potabilización y la muestra de agua filtrada fue extraída a la salida de los filtros, también del módulo A de potabilización.

En el módulo A de potabilización se utiliza sulfato de aluminio como coagulante.

El gráfico de la *Figura 69* muestra, para el agua natural de río Uruguay, en eje de ordenadas principal la variación del recuento de células de cianobacterias, en cel./ml, para el período de estudio; y en el eje de ordenadas secundario la variación de la turbiedad, en NTU, en el mismo período de estudio.

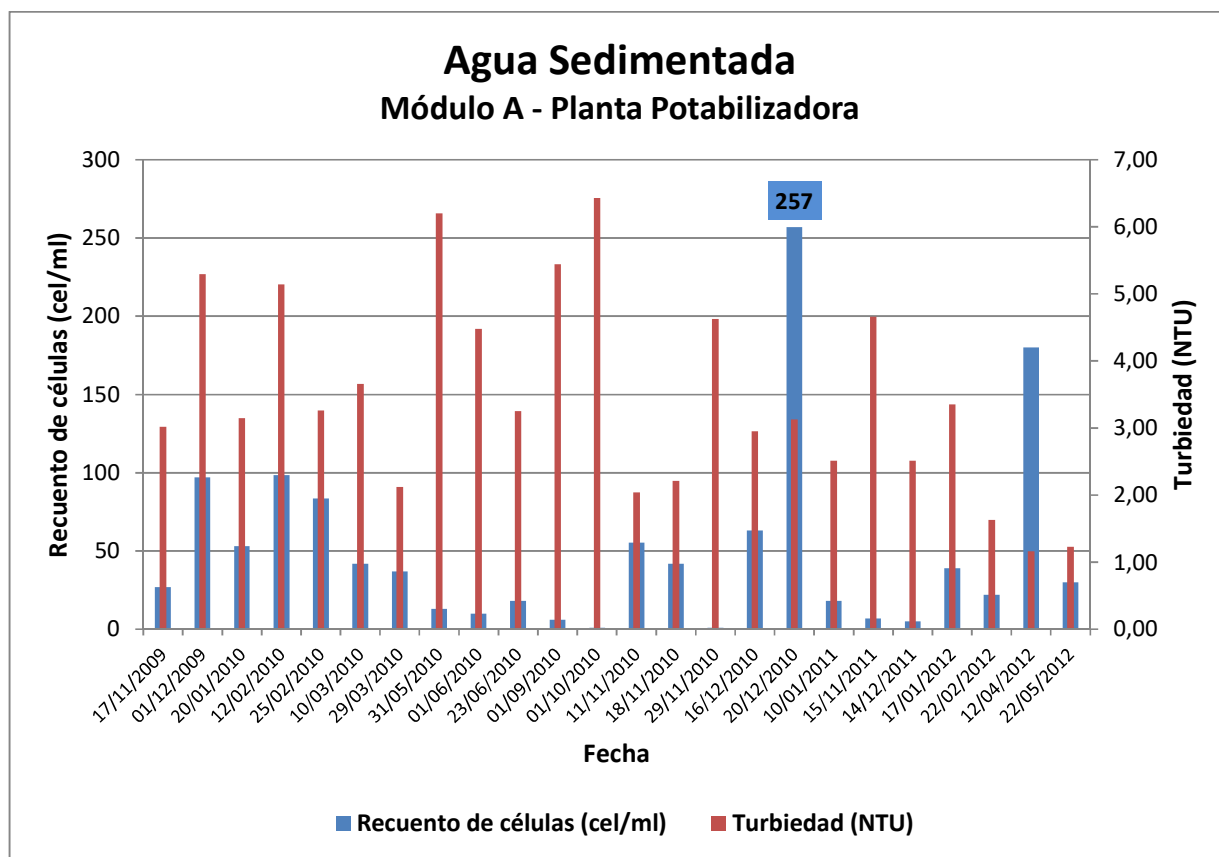


**Figura 69: Variación del recuento de células y turbiedad, para el agua natural, en el período de estudio**

Para el día 20/12/10 se registró un valor para el recuento de células que sobresale sobre el resto y es igual a 1282,8 cel./ml. Este valor es del orden de dos ciclos logarítmicos menor que la concentración inicial de células utilizada en el ensayo de laboratorio, que fue igual a  $8,5 \times 10^5$  cel./ml (Ensayo 1 y 2) y  $3,7 \times 10^5$  cel./ml (Ensayo 3 y 4). Se eligió trabajar en laboratorio con condiciones iniciales más desfavorables que las registradas al ingreso de planta potabilizadora.

El gráfico de la *Figura 70* muestra, para el agua sedimentada, en eje de ordenadas principal la variación del recuento de células de cianobacterias, en cel./ml, para el período de estudio; y en el eje de ordenadas secundario la variación de la turbiedad, en NTU, en el mismo período de estudio.

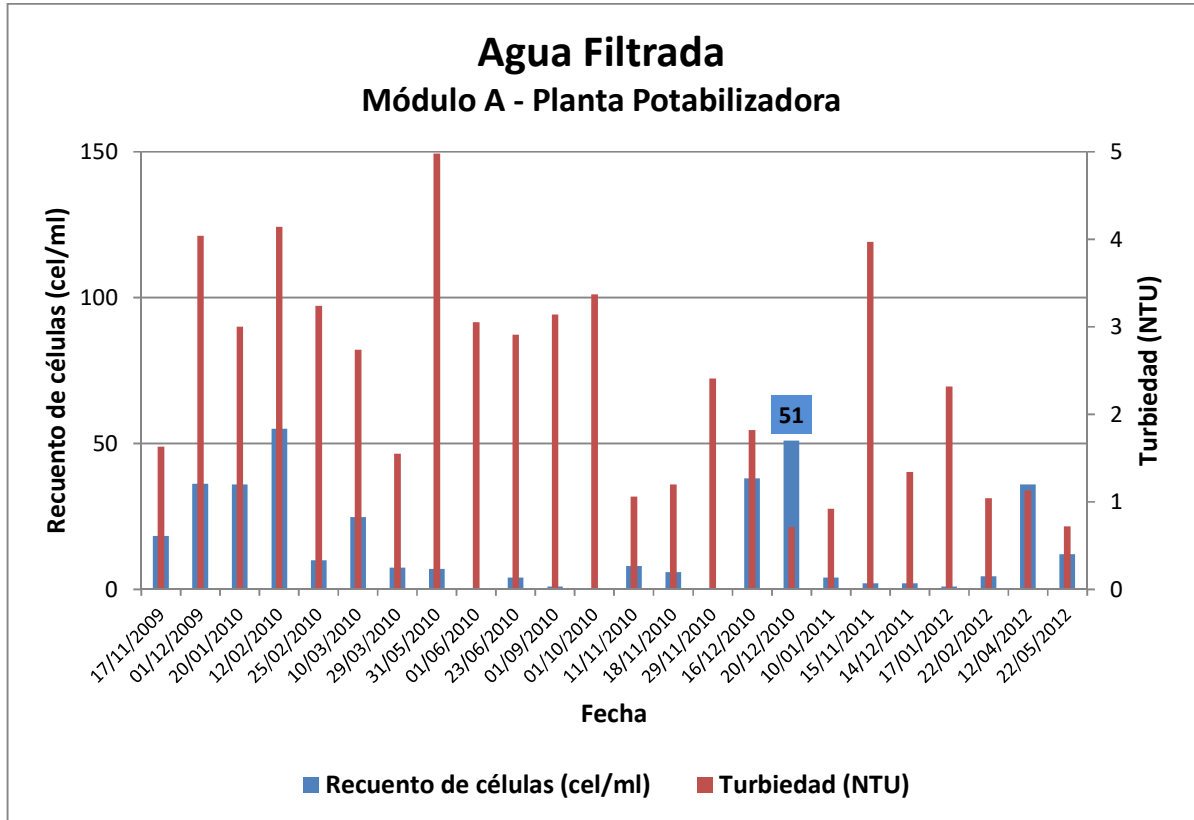
Se observa que el pico del día 20/12/10, descendió a 257 cel./ml, es decir se logró una remoción porcentual del 80 % en la etapa de sedimentación.



**Figura 70: Variación del recuento de células y turbiedad, para el agua sedimentada, en el período de estudio**

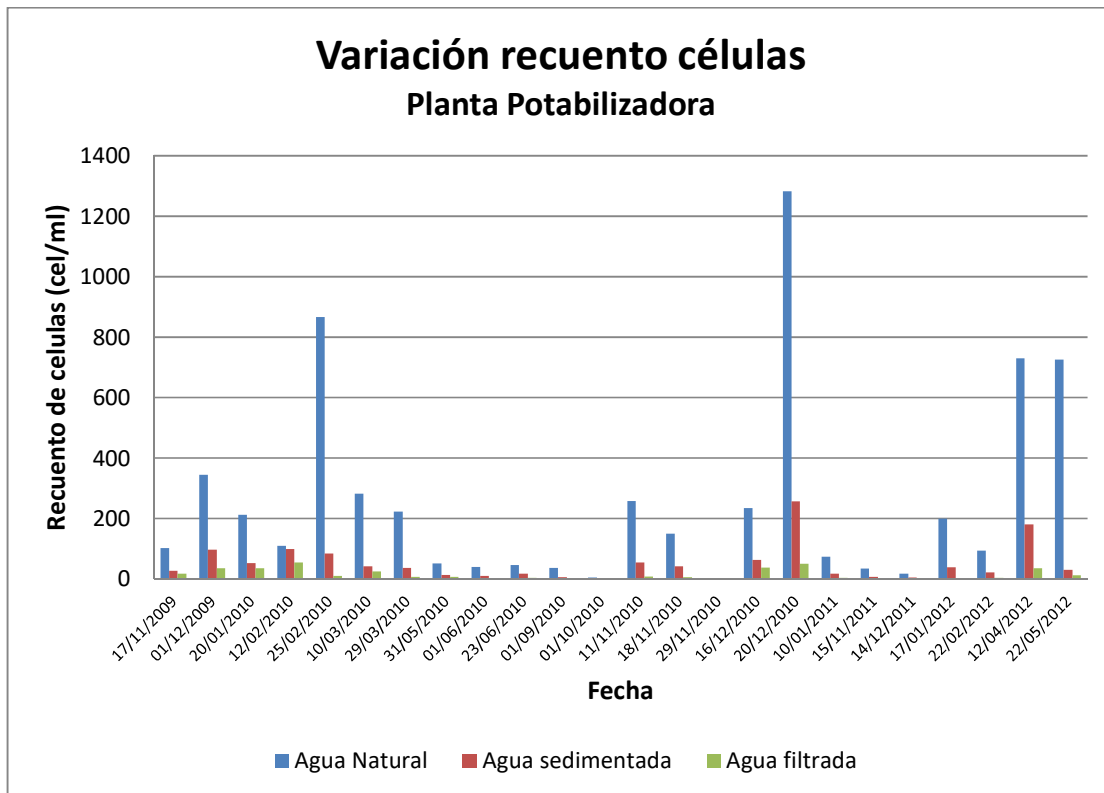
El gráfico de la *Figura 71* muestra, para el agua filtrada, en eje de ordenadas principal la variación del recuento de células de cianobacterias, en cel./ml, para el período de estudio; y en el eje de ordenadas secundario la variación de la turbiedad, en NTU, en el mismo período de estudio.

Se observa que el pico del día 20/12/10, descendió a 51 cel./ml, es decir se logró una remoción porcentual total del 96 %, para las etapas de sedimentación y filtración, que corresponde a la remoción total para ese día.



**Figura 71: Variación del recuento de células y turbiedad, para el agua filtrada, en el período de estudio**

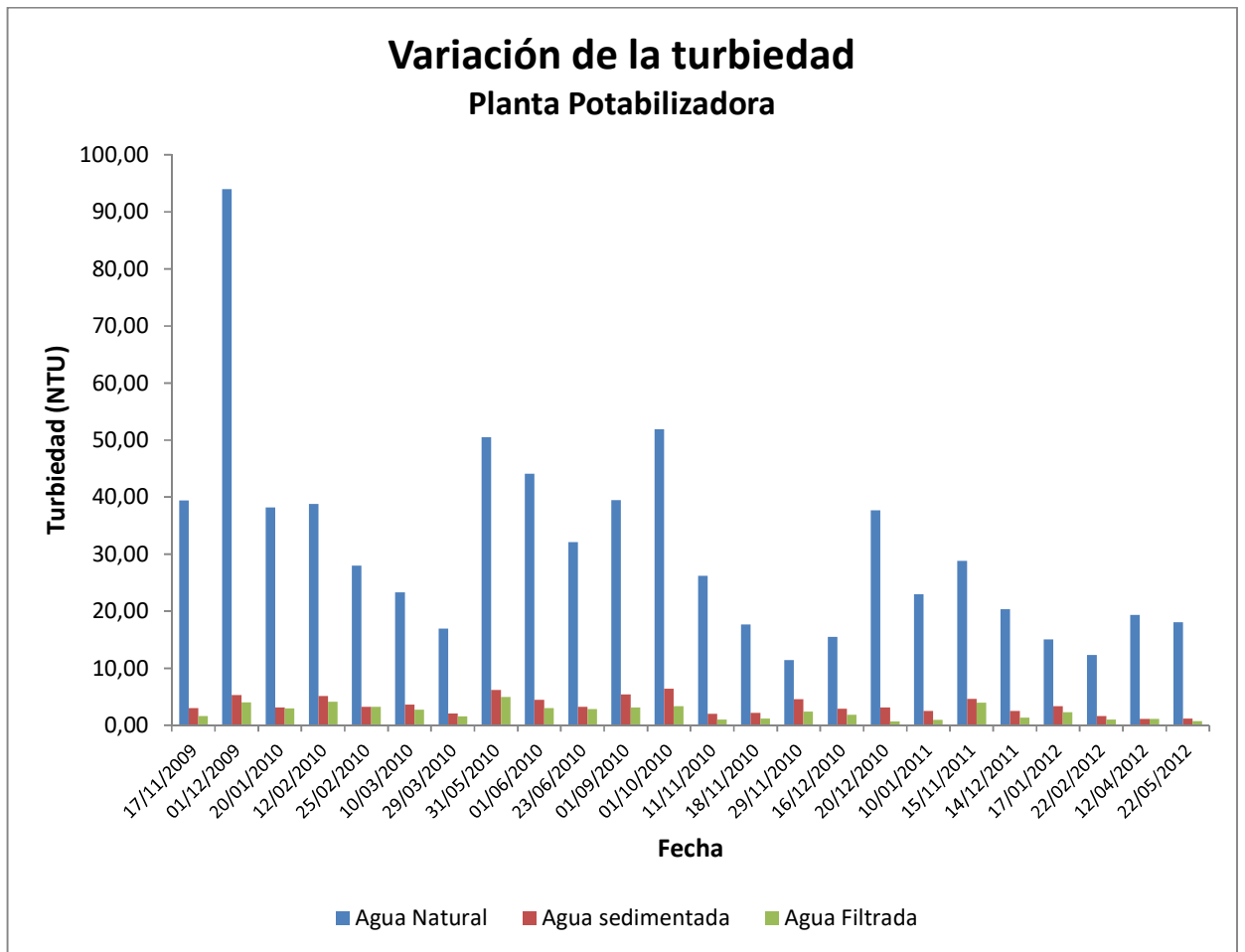
La *Figura 72* muestra la variación en el recuento de células a lo largo de las distintas etapas del proceso de potabilización, desde el ingreso a Planta Potabilizadora hasta la etapa de agua filtrada. En el eje de ordenadas se grafica el recuento de células (cel./ml) para el período de estudio comprendido entre el 17/11/2009 y el 22/05/2012.



**Figura 72: Variación del recuento de células en planta potabilizadora**

La *Figura 73* muestra la variación de la turbiedad a lo largo de las distintas etapas del proceso de potabilización, desde el ingreso a Planta Potabilizadora hasta la etapa de agua filtrada. En el eje de ordenadas principal se grafica la turbiedad (NTU), en el eje de ordenadas secundario se grafica la remoción porcentual total de turbiedad en el período de estudio comprendido entre el 17/11/2009 y el 22/05/2012.

El valor medio para la remoción total de turbiedad en planta potabilizadora, en este período es de 91,5%.

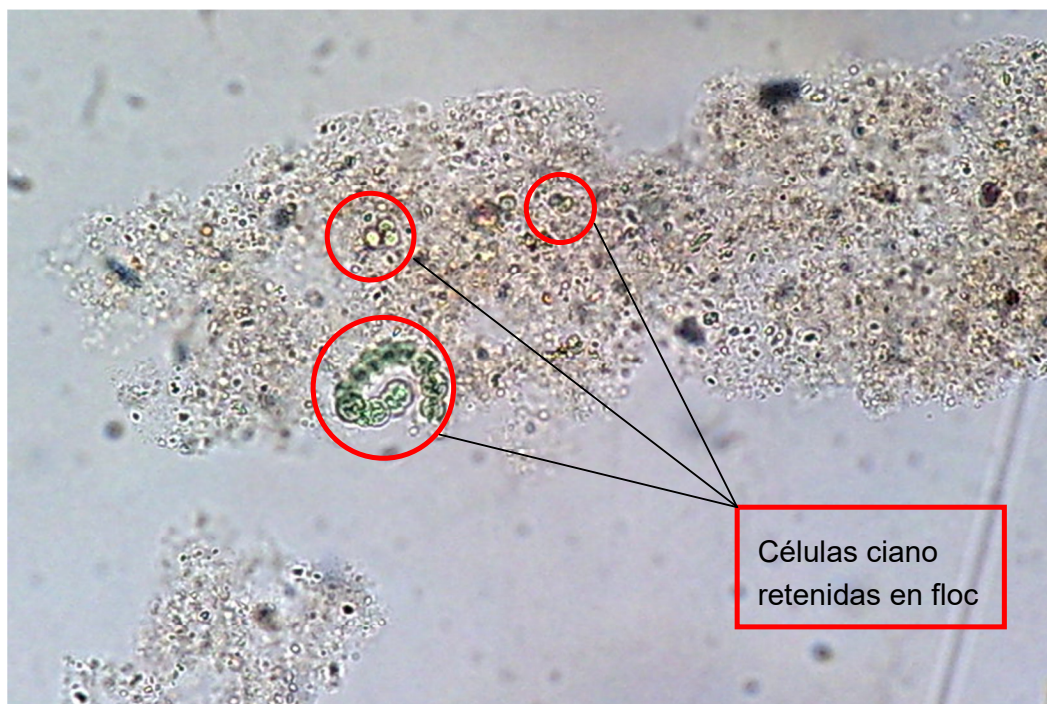


**Figura 73: Variación de la turbiedad en planta potabilizadora**

#### **5.4. DISCUSIÓN**

Como se puede observar en los gráficos de las Figuras 65 y 67 la curva de remoción de turbiedad y de remoción de células sigue la misma tendencia, al utilizar como coagulante tanto sulfato de aluminio como policloruro de aluminio.

Esto se puede explicar observando las imágenes de microscopio invertido aumento 40X (Figuras 74 y Figura 75) que muestran células de cianobacterias retenidas en la estructura de los flocs, es decir que una buena proporción de células es removida durante un proceso convencional de potabilización.



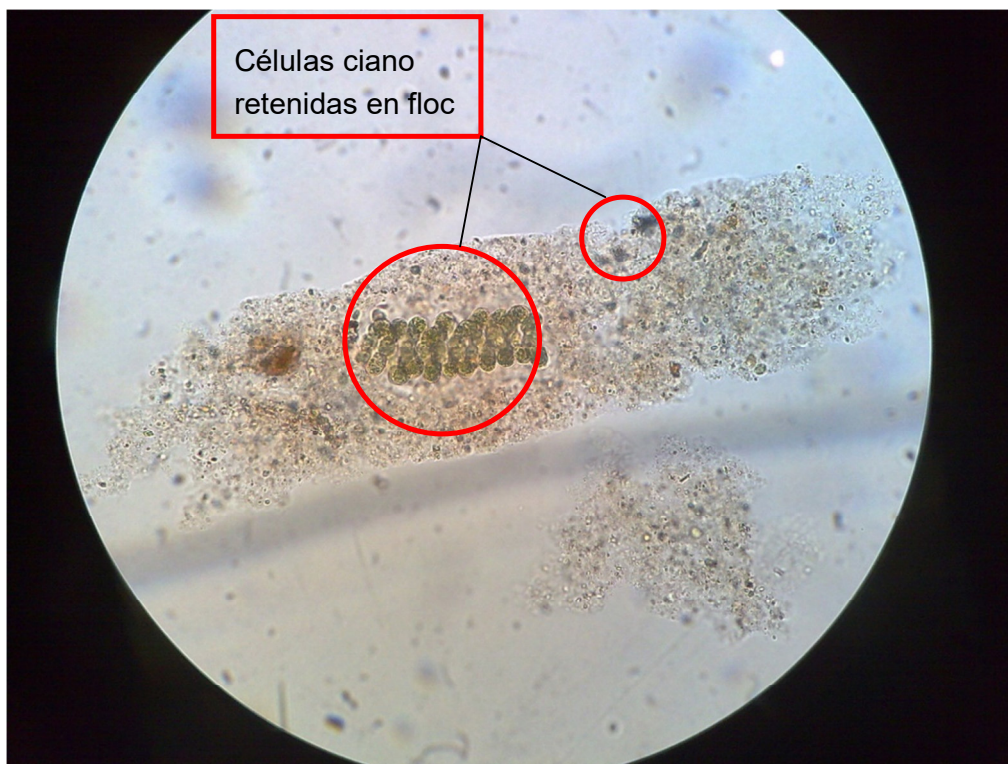
**Figura 74: Células de cianobacterias retenidas en la estructura del floc**

En el ensayo a escala de laboratorio, utilizando PAC como coagulante (ENSAYO 1), se logró una remoción total de células del 98,77%, en las operaciones de coagulación – floculación – sedimentación. No obstante como el recuento de células inicial es elevado ( $8,5 \times 10^5$  cel/ml) el recuento final también lo es  $1,05 \times 10^4$  cel/ml. Se logra la remoción de un ciclo logarítmico en el recuento de células.

En cuanto a la turbiedad, se obtiene un valor en el agua sedimentada de 2,65 NTU, corresponde a una remoción de 96,15%. Este es un valor que estaría de acuerdo a la regulación del Código Alimentario Argentino (C.A.A.), que fija como valor límite máximo para aguas de abastecimiento público en 3,00 NTU, considerando que aún falta la etapa de filtración.

Si bien la turbiedad lograda se ajuste a la norma del C.A.A., no significa que el recuento de células de cianobacterias sea nulo.

Para este ensayo, luego de la filtración se logró reducir el recuento de células a cero por ml, para ambos filtros FA y FB. En cuanto a la turbiedad se obtuvieron valores finales de 0,35 y 0,38 NTU, para el FA y FB respectivamente, que son prácticamente equivalentes. Es decir que en las condiciones ensayadas de velocidad de filtración y carrera de filtración no se obtienen diferencias significativas entre el filtro de arena y el filtro de arena y antracita.



**Figura 75: Células de cianobacterias retenidas en la estructura del floc**

Para el caso del ensayo a escala laboratorio, que utiliza sulfato de aluminio como coagulante (ENSAYO 2), se logran valores para el recuento de células de  $5,27 \times 10^3$  cel/ml, que corresponde a una remoción del 99,38%, valor que es ligeramente superior a la remoción obtenida con PAC, que fue de 98,77%.

En cuanto a los resultados obtenidos para la turbiedad en el ENSAYO 2, sucede lo mismo que para el ENSAYO 1, en la etapa de sedimentación se logra la turbiedad exigida por el CAA, considerando que aún falta la etapa de filtración; o sea que aunque la turbiedad se ajuste a norma no significa que el recuento de células sea bajo.

Para este ensayo, luego de la filtración se logró reducir el recuento de células a menores a 1,18 cel/ml, que es el límite de detección del método, para ambos filtros FA y FB. En cuanto a la turbiedad se obtuvo idéntico valor final, 0,23 NTU para el FA y el FB. Es decir que en las condiciones ensayadas de velocidad y carrera de filtración no se obtienen diferencias significativas entre el filtro de arena y el filtro de arena y antracita.

No se observa incremento significativo ni en la remoción de turbiedad, ni en la remoción de células de cianobacterias al utilizar polielectrolitos, como coadyuvantes de floculación, en dosis de 1 y 1,5 mg/l.

En cuanto al monitoreo realizado en Planta Potabilizadora, de acuerdo a lo ilustrado en la figura 69 y en la figura 70, la remoción porcentual total en el

recuento de células fue de 91,6% y del 91,5% para la turbiedad, respectivamente. Valores que son inferiores a los obtenidos en laboratorio, que fueron del orden del 99,99% para remoción de células y 99,5% para la turbiedad, de acuerdo a lo resumido en Tabla 41.

**Tabla 41: Resumen remoción porcentual a escala de laboratorio y en Planta Potabilizadora**

	Remoción recuento de células (%)	Remoción de Turbiedad (%)
Escala Laboratorio	99,99	99,6
Planta Potabilizadora	91,6	91,5

Posiblemente esta diferencia se debe a la baja velocidad de filtración, a la corta carrera de filtración utilizada en laboratorio, y además que el manto filtrante del filtro de laboratorio es nuevo, recién estratificado, en comparación con los filtros de Planta Potabilizadora que tienen 12 años de servicio a la fecha de conclusión del monitoreo. Por lo que probablemente hayan perdido manto de filtración, presenten canalizaciones y sectores con barro ocluido en el manto de filtración.

Es decir que un tratamiento convencional de potabilización es adecuado para la remoción de turbiedad del agua, pero no alcanza para la remoción completa de células de cianobacterias; esto está de acuerdo con lo informado por Di Bernardo, quien recomienda tratamientos avanzados para aguas superficiales que contienen cianobacterias (Di Bernardo y col., 2010).

En cuanto a la regulación sobre parámetros de calidad de agua se puede decir que la provincia de Santa Fe cuenta con la Ley 11.220 que dispone, entre otras cosas, las normas de calidad de agua potable y en ellas se establece que el agua potable debe estar libre de fitoplancton.

En la Provincia de Entre Ríos no hay regulación que disponga los parámetros de calidad para el agua potable, por lo tanto se adoptan las disposiciones establecidas por el Código Alimentario Argentino (C.A.A.), en el CAPÍTULO XII, artículo 982 Agua Potable.

En la tabla 42, se presenta una comparación entre la regulación de la provincia de Santa Fe y el C.A.A., para los parámetros turbiedad y recuento de fitoplancton.

**Tabla 42: Comparación entre distintas regulaciones, de calidad de agua potable, para los parámetros turbiedad y recuento de fitoplancton.**

Parámetro de control	Límite máximo Provincia de Entre Ríos	Límite máximo Provincia de Santa Fe	Límite máximo C.A.A.
Turbiedad (NTU)	No hay legislación	Obligatorio = 2 Recomendado = 0,5	3
Fitoplancton y zooplancton	No hay legislación	Ausencia en 1 litro	No regula específicamente

El C.A.A., no tiene regulación específica para el recuento de fitoplancton, solo en el artículo 982 al definir agua potable habla en forma genérica de “*substancias o cuerpos extraños de origen biológico*”, según se transcribe a continuación:

*“Con las denominaciones de Agua potable de suministro público y Agua potable de uso domiciliario, se entiende la que es apta para la alimentación y uso doméstico: no deberá contener substancias o cuerpos extraños de origen biológico, orgánico, inorgánico o radiactivo en tenores tales que la hagan peligrosa para la salud....”*

**CAPITULO 6**

**CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

## **6. CAPÍTULO 6**

### **6.1. CONCLUSIONES**

En relación a la remoción de toxinas extracelulares la oxidación química con **cloro** y la adsorción con carbón activado en polvo resultaron efectivas y son las técnicas más utilizadas para la remoción de toxinas extracelulares.

Se ha demostrado a través de los ensayos realizados que al aumentar el tiempo de contacto, la concentración de cloro activo aplicado y al disminuir el pH se produce un incremento en la remoción de microcystinas, resultados que coinciden con los reportados por diversos autores.

La mayor remoción de microcystinas que se obtiene al descender el pH se explica por el mayor poder oxidante que tiene el cloro a valores bajos de pH.

Los resultados de los ensayos realizados indican una remoción del 97% en la concentración de microcystinas al aplicar una concentración de cloro total inicial de 4 mg/l y 30 minutos de tiempo de contacto a un pH de 6,13.

Cuando se usó **permanganato de potasio** como oxidante se observó que para una misma concentración inicial de permanganato de potasio, en una solución de agua sedimentada adicionada con microcystinas, al variar el pH no se observó incidencia en la remoción de estas toxinas.

También se observó, para un determinado pH, que un aumento en la concentración de permanganato de potasio, incrementa la remoción de microcystinas. Pero existe un límite, para esta concentración, que está dado por la concentración de  $Mn^{++}$  residual que queda en solución, la cual debe tener un valor de 0,1 mg/l según lo establecido en el Código Alimentario Argentino. Al aplicar una concentración de 1,5 mg/l de permanganato de potasio, se llega a ese valor límite.

Por lo tanto la concentración máxima a aplicar de permanganato de potasio inicial no debiera superar 1,5 mg/l.

Aplicando una concentración de permanganato de potasio de 1,5 mg/l, el porcentaje de remoción de microcystinas fue del 97%, luego de un período de reacción de 30 minutos a un pH 6,0.

Para la adsorción con **carbón activado en polvo (CAP)**, se ha demostrado que se incrementa la remoción de microcystinas, al aumentar la dosis de CAP aplicada. Se utilizó un carbón activado de origen vegetal, a base de madera.

Se observó, en soluciones de microcystina en agua destilada, que aplicando 15 mg/l, se logran remociones de microcystinas del orden del 53%. Para lograr

remociones mayores al 80% deberían aplicarse dosis de CAP mayores a 50 mg/l, para el CAP ensayado.

Con una solución de microcystinas en agua natural de río, se ensayaron dos coagulantes distintos, sulfato de aluminio y policloruro de aluminio (PAC). Para ambos coagulantes se observó el incremento en la remoción de microcystinas al aumentar la concentración de carbón activado en polvo (CAP). Se requieren concentraciones elevadas, del orden del 50 mg/l de CAP, para lograr remociones del 75% en la concentración inicial de microcystinas.

Si bien el tratamiento con carbón activado en polvo es técnicamente viable, tiene un importante costo operativo (aproximadamente U\$S 3,5 el kilogramo), y para lograr remociones del 80 % se deberían aplicar concentraciones de 50 mg/l de CAP. Esto significa para una producción de agua de 70.000 m<sup>3</sup>/día, 3.500 kg/día de CAP, o sea U\$S 12.250/día. Hay que tener en cuenta que este tratamiento debería aplicarse sólo en caso de que se detectara la presencia de toxinas en el agua a tratar.

El análisis de los resultados obtenidos permite concluir que con el tratamiento de oxidación con cloro se logran remociones en la concentración de microcystinas mayores y más económicas que aplicando tratamientos de adsorción con CAP. Con permanganato de potasio se obtienen remociones del mismo orden, pero es necesario realizar ensayos a escala piloto antes de evaluar su aplicación en planta potabilizadora.

En relación a la remoción de células de cianobacterias se ha observado que la eficiencia del proceso de coagulación, floculación y sedimentación no presenta diferencias estadísticamente significativas al utilizar sulfato de aluminio o PAC, como coagulantes.

Tampoco se han encontrado diferencias estadísticamente significativas, en la remoción de células de cianobacterias, al utilizar un coadyuvante de floculación, en las concentraciones ensayadas que fueron de 1 y 1,5 ppm, con respecto a utilizar solamente el coagulante primario, sulfato de aluminio o PAC.

También se comprobó que la coagulación, floculación y sedimentación produce remociones del orden de dos ciclos logarítmicos, esto quiere decir que si se parte de concentraciones elevadas de cianobacterias, tales como las ensayadas que fueron del orden de 10<sup>5</sup> células/ml, se obtendrán luego de la sedimentación valores aún elevados, del orden de 10<sup>3</sup> células/ml.

También se puede concluir que la mínima turbiedad obtenida en los ensayos no es criterio suficiente para ajustar el tratamiento para la remoción de cianobacterias, es necesario llevar a cabo un recuento celular como medida para evaluar la eficiencia del proceso en cuanto a la remoción de las mismas.

En cuanto a los ensayos de filtración, en las condiciones estudiadas no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los filtros de arena y los filtros duales de arena y antracita, para la remoción de células de cianobacterias y de turbiedad.

También se puede concluir que los tratamientos ensayados para la remoción de toxinas son aplicables a escala de la planta potabilizadora de la ciudad de Concordia, realizando algunas inversiones como las que se mencionan en el apartado 6.2 Recomendaciones, de este capítulo.

Se ha demostrado tanto a nivel de ensayos de laboratorio y a través del análisis de los resultados del monitoreo realizado en la planta que los tratamientos convencionales de coagulación, floculación, sedimentación y filtración son efectivos en la remoción de células de cianobacterias si se optimizan las variables de los procesos.

## **6.2. RECOMENDACIONES**

Para abordar el tema de prevención de enfermedades hídricas, provocadas por cianobacterias y sus toxinas, se puede trabajar en tres aspectos:

- ✓ Gestión a nivel de cuenca
- ✓ Programas de inversión en planta potabilizadora y optimización de las variables de proceso
- ✓ Implementación de Plan de Agua Segura (PSA)

Las medidas adoptadas para la **gestión de cuenca** escapan a los objetivos y funciones del Organismo prestador del servicio de agua potable. Estas medidas, apuntan a la reducción de los aportes externos de nutrientes, nitrógeno y fósforo, a los cuerpos de agua y requieren del trabajo interdisciplinario y coordinado entre distintas dependencias del gobierno municipal, provincial y nacional, ya que la cuenca de Salto Grande recibe aportes de los países vecinos Uruguay y Brasil. Estas acciones deben apuntar a:

- Reducción y eliminación del aporte de nutrientes con aguas residuales domésticas e industriales.
- Mejorar las prácticas agrícolas y ganaderas.
- Aplicar medidas internas en los cuerpos de agua ya eutrofizados, esta es una medida costosa que implica principalmente la precipitación e inmovilización de nutrientes.

Los resultados de estas gestiones se verían a largo plazo y requiere que los gobiernos comprendan su importancia sobre la prevención de riesgos para la salud y destinen presupuesto para estas tareas y trabajen en forma sistemática y coordinada con otras dependencias gubernamentales.

Como se mencionó anteriormente muchas de las acciones estudiadas para la remoción de cianobacterias y sus toxinas pueden aplicarse en las condiciones actuales de la planta potabilizadora, pero requieren mucha atención por parte de los operarios, ya que ninguna etapa del proceso está automatizada. Por lo tanto, debería diseñarse un **plan de inversión y optimización de variables de proceso**, de modo que las medidas de control, sobre las cianobacterias y sus toxinas, no dependan tanto de la atención de los operadores de la planta.

Los programas de inversión para optimizar el proceso de producción deben incluir prioritariamente:

- Automatización del sistema de dosificación de coagulantes y monitoreo de turbiedad, mediante la adquisición e instalación del siguiente equipamiento:
  - ✓ Tres bombas peristálticas de 60 litros/h con salida de 4-20 mA.

- ✓ Tres caudalímetros ultrasónicos para instalar en cada uno de los tres canales de acceso a los módulos A y B de potabilización.
- ✓ Un PLC para automatizar la dosificación de coagulante en función del caudal de ingreso a planta. La única variable que sería ingresada en forma manual es la dosis óptima de coagulante.
- ✓ Sistema de monitoreo y alarma para el registro on line de turbiedad, que incluya:
  - 6 sensores de turbiedad para monitorear agua en ambos módulos, A y B, a instalar en los siguientes puntos: agua sedimentada, agua filtrada y agua potabilizada.
  - PLC que accione una alarma en caso que la turbiedad supere los valores máximos programados.
- Adquisición e instalación de un sistema de dosificación de carbón activado en polvo, que incluya:
  - ✓ Dos tanques de 2000 litros con agitación de paletas para la preparación de la suspensión de carbón activado en polvo.
  - ✓ Dos bombas peristálticas de 60 litros/h
- Adquisición e instalación de un sistema de monitoreo y alarma para el control de cloro libre, que incluya:
  - ✓ 4 sensores de turbiedad para monitorear agua en ambos módulos, A y B, a instalar en los siguientes puntos: agua filtrada y agua potabilizada.
  - ✓ PLC que accione una alarma en caso que la concentración de cloro libre se encuentre fuera del rango programado (fuera del rango valor mínimo y valor máximo deseados).
- Estudio integral del sistema de filtración de ambos módulos de potabilización, que incluya:
  - ✓ Estudio de mantos filtrantes que evalúe la necesidad de recambio de mantos filtrantes, sistema de lavado, velocidad de lavado.
  - ✓ Automatización de la operación de filtros rápidos de ambos módulos de potabilización: mediante la automatización de válvulas de filtrado, de lavado y de desagüe; comandadas por un PLC que ordene lavar cuando la turbiedad es mayor que el valor programado.
- Como plan de mejora y modernización también deben implementarse, sistematizarse y documentarse los procedimientos de calidad ya escritos para la dosificación de insumos de potabilización e implementarse otros para

el mantenimiento: como realizarlo, que elementos utilizar, con qué frecuencia realizarlo, quien lo realizó, etc.

Los planes de mejora y modernización, requieren recursos de inversión considerables y será necesario que las autoridades establezcan prioridades para realizarlas a corto, mediano o largo plazo y en algunos casos gestionarlas ante otros organismos ya que exceden el presupuesto de Obras Sanitarias.

En el anexo del presente trabajo se presenta una propuesta para la implementación de un **Plan de Agua Segura (PSA)**, para la prevención de los riesgos para la salud que implican las cianobacterias y sus toxinas.

Un PSA implica responsabilidad y compromiso de todos los empleados con funciones relevantes de un organismo de suministro de agua. Su ejecución exige el compromiso de todos los niveles de la organización. El personal directivo debe impulsar permanentemente una cultura de cumplimiento de los requisitos del PSA, para mantener el mismo.

Además debe existir una decisión y apoyo político para permitir la ejecución de las recomendaciones derivadas del PSA. Por ello, es importante la existencia de un comité director, integrado por directivos de Organismos Internacionales como C.A.R.U. (Comisión Administradora del Río Uruguay), C.T.M. (Comisión Técnica Mixta), Organismos Nacionales y Provinciales, como la Dirección de Medio Ambiente y Organismos Municipales, como Secretario de Salud, Director de Saneamiento y Medio Ambiente y Presidente del Directorio de Obras Sanitarias. La participación de directivos desde el comienzo del proyecto es fundamental para generar apoyo en la realización de tareas que requieren decisiones políticas, como el establecimiento de normas sobre calidad del agua, la introducción de requisitos reglamentarios, y la dedicación de recursos financieros o de personal.

En el Ente de Obras Sanitarias, de la ciudad de Concordia, los problemas más críticos son los de tipo institucional, como la falta de formación de los operarios, la carencia en el sistema de un método de rendición de cuentas para garantizar el monitoreo sistemático y la ausencia de procedimientos operativos normalizados. Por otra parte los módulos de potabilización con que se cuenta son muy antiguos y carecen de automatización y registro on line de variables de proceso.

Por ello la implementación del PSA, para contrarrestar esta situación, debe incluir como programa complementario, planes de capacitación del personal que tienen como objetivo fomentar actividades para el desarrollo de las capacidades y conocimientos de las personas involucradas en la producción de agua, su compromiso con la metodología de PSA, y su capacidad de gestionar los sistemas para suministrar agua potable. Independientemente del tipo de tratamiento que

elija, los operadores deben contar con las herramientas y la instrucción para mejorar continuamente y optimizar la calidad del agua que sale de la planta.

**ANEXO I**

**PLANES DE SEGURIDAD DE AGUA**

## **7. ANEXO I**

### **7.1. PLANES DE SEGURIDAD DE AGUA**

*“La forma más eficaz de garantizar sistemáticamente la seguridad de un sistema de abastecimiento de agua de consumo es aplicando un planteamiento integral de evaluación de los riesgos y gestión de los riesgos que abarque todas las etapas del sistema de abastecimiento, desde la cuenca de captación hasta su distribución al consumidor”*(Organización Mundial de la Salud, 2004). Este tipo de planteamientos se denominan *“Planes de seguridad del agua”* (PSA).

Los PSA se basan en muchos de los principios y conceptos aplicados en otros sistemas de gestión de riesgos, como en el sistema de barreras múltiples, en el análisis de peligros y de puntos críticos de control (APPCC o HACCP por su sigla en inglés), aplicados en la industria alimentaria y en la norma ISO 22000 de sistemas de gestión de seguridad alimentaria. Tiene un enfoque preventivo, que permite identificar los peligros y medidas de control para asegurar la inocuidad del agua.

Un plan de vigilancia del agua de bebida, debe tener los siguientes aspectos (Giannuzzi y col., 2011):

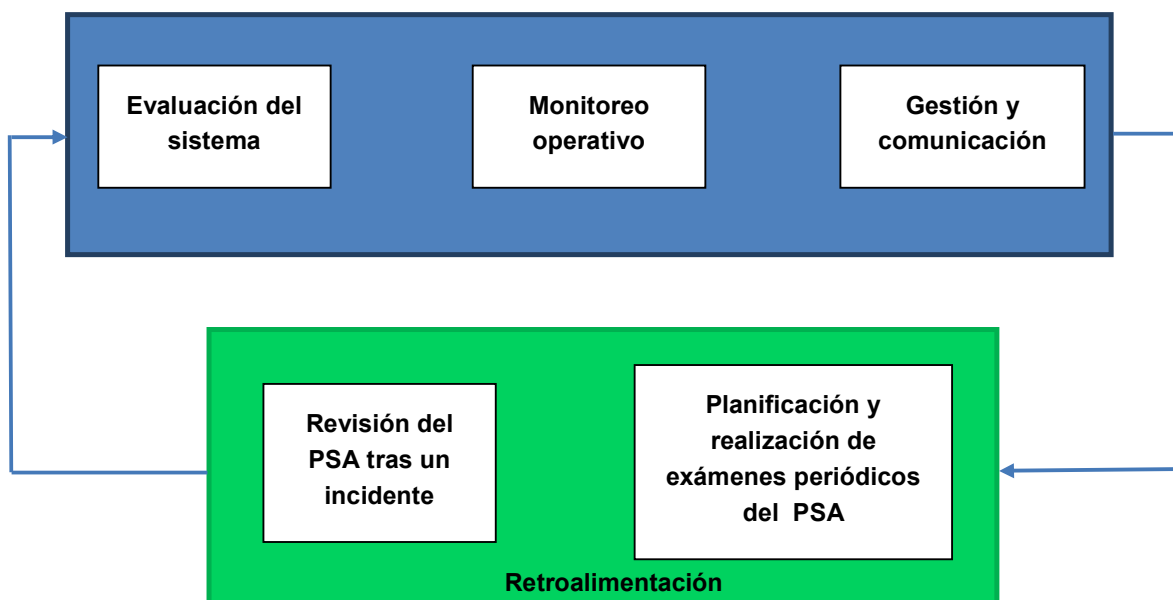
1. Objetivos basados en salud y establecidos en función de la evaluación de los aspectos de salud;
2. Evaluación del sistema, para determinar si el agua suministrada satisface los requisitos de salud;
3. Monitoreo operacional de las medidas de control;
4. Gestión de los planes de seguridad del agua, que documenta la evaluación del sistema, los planes de monitoreo y las acciones emprendidas en condiciones normales u ocasionales, entre otros; y
5. Vigilancia, que verifica que todo lo anterior opera apropiadamente.

El primer punto es de carácter político, en tanto la autoridad sanitaria asume el rol indelegable que es de competencia de las áreas de Salud (Ministerios, Secretarías, etc.) y en conjunto con el prestador y los consumidores fijan criterios y normas técnicas.

Los puntos 2, 3, y 4 forman parte del PSA, que es elaborado y aplicado por los prestadores y revisado y aprobado por la autoridad sanitaria.

El último punto también es competencia específica del Sector Salud, que periódicamente revisa todos los aspectos de seguridad que debe aplicar el prestador de servicio que es el responsable absoluto del control de calidad, del monitoreo operacional y de asegurar la aplicación de buenas prácticas operativas.

La *Figura 69* esquematiza la metodología para el desarrollo y aplicación de un Plan de Seguridad de Agua (PSA).



*Figura 76: Desarrollo y aplicación de un PSA*

Los pasos a seguir para el planteo de un PSA, basado en los peligros: cianobacterias y sus toxinas, utilizará como guía la metodología desarrollada por la OMS (Bartram y col., 2009), y consta de las siguientes etapas:

- Conformar un equipo para el desarrollo de un PSA;
- Identificar los peligros y eventos peligrosos que pueden afectar la seguridad del sistema de abastecimiento de agua, desde la cuenca de captación hasta el lugar de consumo;
- Evaluar el riesgo asociado a cada peligro y evento peligroso; considerar si existen controles o barreras para cada riesgo significativo;
- Validar la eficacia de los controles y barreras;
- Determinar en qué casos se necesitan controles nuevos o mejorados;
- Aplicar un plan de mejora, en caso de ser necesario;
- Demostrar que la seguridad del sistema se mantiene de forma permanente;
- Reexaminar periódicamente los peligros, los riesgos y los controles;
- Mantener registros confiables para ofrecer transparencia y justificar los resultados.

## **7.2. APLICACIÓN DE PLAN DE SEGURIDAD DE AGUA (PSA) A LA PLANTA POTABILIZADORA CIUDAD DE CONCORDIA**

### **A. DESCRIPCIÓN GENERAL**

A continuación, se proporciona una descripción general del proveedor de agua de la ciudad de Concordia y del contexto en el que se desarrollaron y aplicaron los PSA para prevenir los riesgos asociados a cianobacterias y sus toxinas.

### *I. PERFIL*

Corresponde a un sistema de producción y abastecimiento público, gerenciado por un Ente Descentralizado del Estado Municipal.

### *II. INTRODUCCIÓN*

El Plan de seguridad del Agua (PSA) es el producto de la investigación realizada sobre la remoción de cianobacterias y cianotoxinas en tratamientos de agua potable, presentado en este trabajo, y está basado en el “*Manual para el desarrollo de planes de seguridad de agua*”, de la Organización Mundial de la Salud (OMS) y de la International Water Association (IWA). Aunque la metodología de PSA es conocida por muchos empleados de la planta potabilizadora de la ciudad de Concordia, no cuentan con procedimientos formales de gestión preventiva de riesgos para garantizar sistemáticamente la seguridad del sistema de abastecimiento de agua de consumo, focalizado en la prevención de los riesgos provocados por cianobacterias y sus toxinas.

### *III. POBLACIÓN ABASTECIDA*

La población abastecida es de 160.000 habitantes

### *IV. FUENTE DE AGUA*

El abastecimiento a la ciudad de Concordia procede de la combinación de dos fuentes, una superficial y otra subterránea. El abastecimiento superficial proviene del río Uruguay y representa el 90% del total suministrado.

Aguas arriba de la toma de la planta potabilizadora se encuentra el embalse de la represa de Salto Grande, que es una obra de represamiento del río Uruguay construido para la generación de energía hidroeléctrica. Dicho embalse ha sido clasificado según Chalar (Chalar y col., 1993) como eutrófico, de acuerdo a su concentración media anual de fósforo total (entre 30 – 100 µg/l) (Giannuzzi y col., 2009), al igual que en ciertos veranos por su concentración de clorofila-a y abundancia de fitoplancton, según se describe en el apartado 1.1. C. del Capítulo 1.

### *V. PROCESO DE TRATAMIENTO*

Las fuentes de aguas superficiales se tratan mediante procesos convencionales que incluyen: coagulación, floculación, sedimentación, filtración y cloración, de acuerdo a lo descrito en el Capítulo 3.

Las fuentes de agua subterránea se someten a una cloración, como único tratamiento.

#### *VI. PUNTOS DE CONSUMO*

El agua proveniente de la planta potabilizadora se distribuye directamente a los domicilios, los cuales se enlazan a la red distribuidora mediante conexiones internas. No existen puntos de re bombeo en la ciudad, para incrementar la pérdida de presión durante la distribución, solamente dos tanques compensadores de presión que no alcanzan para mantener una adecuada presión de abastecimiento durante el verano y en horas pico. Por este motivo hay zonas, alejadas de la planta potabilizadora, con presión insuficiente de abastecimiento en temporada estival y en horas pico.

Para compensar esta situación muchos usuarios del servicio han instalado como parte de su conexión interna tanques elevados de almacenamiento de agua.

#### *VII. NORMAS SOBRE CALIDAD DE AGUA*

Si bien los criterios de calidad para el agua potable, están basados en el CAA, éste no contempla los riesgos para la salud del consumidor por la presencia de cianobacterias y sus toxinas y por lo tanto no establece regulaciones al respecto. Por lo tanto, se aplican las directrices sanitarias de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para estos parámetros.

#### *VIII. CALIDAD DEL SUMINISTRO*

El suministro de agua por lo general cumple con los estándares de calidad impuestos por el Código Alimentario Argentino. En temporada estival hay zonas identificadas en la ciudad donde el abastecimiento es intermitente, en horas pico se interrumpe completamente el abastecimiento de agua, en esta temporada también hay zonas donde la presión de suministro es muy baja.

En esta temporada, debido a que los módulos de potabilización se ven superados en su caudal de diseño algunos parámetros, como color y turbiedad, suelen superar las normas de calidad reglamentarias.

#### *IX. LIMITACIONES DE RECURSOS*

El Ente Administrador del servicio de producción y abastecimiento de agua potable y recolección de efluentes cloacales es un ente autárquico municipal, y la recaudación de la tasa por servicios sanitarios es suficiente para pagar sueldos, insumos de potabilización y gastos operativos de la planta potabilizadora y cuadrillas de mantenimiento de red de distribución de agua y colectoras cloacales. Sin embargo, estos recursos no son suficientes para realizar inversiones importantes en infraestructura de producción y redes de distribución.

El costo energético de la captación e impulsión de agua está a cargo de la Municipalidad de Concordia.

#### *X. ESTADO DE INFRAESTRUCTURA*

Los módulos de potabilización y sistema de distribución son antiguos, el módulo A de potabilización y parte de la red de distribución tienen más de cien años. El módulo B de potabilización fue construido en la década del setenta.

Las tuberías del sistema de distribución tienen índices de pérdidas elevados, pudiendo llegar al 50%. Esto afecta la presión de abastecimiento y la capacidad de satisfacer la demanda.

Se requieren inversiones importantes en la red de distribución para lograr un suministro adecuado.

### **B. MEDIDAS PRELIMINARES**

#### *I. FORMACIÓN DEL EQUIPO PLAN DE SEGURIDAD DEL AGUA (PSA)*

Esta etapa consiste en formar un equipo experimentado y multidisciplinar que cuente con los conocimientos técnicos necesarios para desarrollar, ejecutar y mantener el plan de seguridad del agua (PSA), como parte de sus funciones cotidianas.

El equipo debe estar integrado por personas del servicio de producción y abastecimiento de agua, ya que este debe ser capaz de comprender los componentes del sistema de producción y los peligros que pueden afectar a la seguridad del agua en todo el sistema de suministro, desde la captación hasta el punto de consumo.

Los miembros del equipo deben poseer, de forma colectiva, los conocimientos necesarios para determinar los peligros y comprender como pueden controlarse los riesgos asociados.

El equipo tendrá un jefe que dirigirá el proyecto y garantizará que se cumplan los objetivos marcados. Esta persona debe tener:

- ❖ autoridad para garantizar la ejecución del proyecto;
- ❖ mando dentro de la organización para informar a las autoridades de control pertinentes, como directores, secretarios u otros referentes dentro de la comunidad;
- ❖ conocimiento de los sistemas de gestión, incluidos los procedimientos de emergencia;
- ❖ conocimiento de los procesos utilizados para obtener y comunicar los resultados del monitoreo y la presentación de informes;

- ❖ conocimiento de las metas relativas a la calidad del agua que deben alcanzarse;
- ❖ conocimiento de las necesidades de calidad del agua de los usuarios;
- ❖ conocimiento de los aspectos prácticos de la ejecución de los PSA en el contexto operativo pertinente;
- ❖ familiaridad con los programas de formación y concienciación.

Un PSA implica responsabilidad y compromiso de todos los empleados con funciones relevantes de un organismo de suministro de agua. Su ejecución exige el compromiso de todos los niveles de la organización. El personal directivo debe impulsar permanentemente una cultura de cumplimiento de los requisitos del PSA, para mantener el mismo.

Debe existir una decisión y apoyo político para permitir la ejecución de las recomendaciones derivadas del PSA. Por ello, es importante que exista un comité director, integrado por directivos de Organismos Internacionales como C.A.R.U. (Comisión Administradora del Río Uruguay), C.T.M. (Comisión Técnica Mixta), Organismos Nacionales y Provinciales, como la Dirección de Medio Ambiente y Organismos Municipales, como Secretario de Salud, Director de Saneamiento y Medio Ambiente y Presidente del Directorio de Obras Sanitarias. La participación de directivos desde el comienzo del proyecto es fundamental para generar apoyo para realizar tareas que requieran autoridad política, como el establecimiento de normas sobre calidad del agua, la introducción de requisitos reglamentarios, y la dedicación de recursos financieros o de personal.

Puede llevar varios años comprobar todas las ventajas de la ejecución de un PSA, pero la experiencia, donde se han aplicado, ha demostrado que los recursos invertidos y el compromiso adquirido se ven recompensados, ya que el PSA mejora la eficiencia y ayuda a comprender mejor el sistema de suministro de agua, además de producir agua de una calidad sistemáticamente conforme con las metas de protección de la salud.

La metodología de PSA permite a los operarios familiarizarse más eficazmente con su sistema, ya que pasan más tiempo determinando y controlando los riesgos, en lugar de simplemente analizándolos. Una vez que el PSA se ha implantado y la organización está familiarizada con el sistema, la inversión de tiempo disminuirá.

## **C. EVALUACIÓN DEL SISTEMA**

### *I. DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE SUMINISTRO DE AGUA*

La *Figura 70* describe el sistema completo desde la fuente de captación hasta el consumidor.



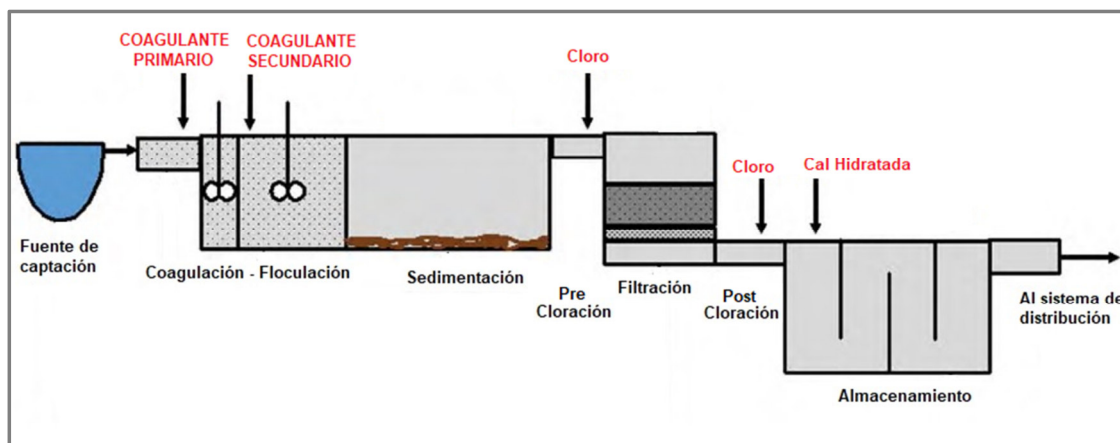
**Figura 77: Sistema completo de abastecimiento de agua**

La descripción detallada CAPTACIÓN y el TRATAMIENTO que se lleva a cabo en la planta potabilizadora de la ciudad de Concordia se realizó en el apartado 3.2 del capítulo 3.

Es de destacar que la captación se realiza del río Uruguay, que está ubicado 12,5 km aguas abajo del embalse de la represa de Salto Grande, el cual ha sido clasificado como eutrófico, tal como se mencionó en el apartado 7.2. A. IV de este capítulo. Esta característica, sumada a condiciones de bajo caudal del río Uruguay, alta transparencia, elevadas temperaturas y altos tiempos de residencia, que suelen ser frecuentes durante el verano, propician el desarrollo de cianobacterias en la toma de la planta potabilizadora. Este fenómeno es estacional y suele incrementarse en temporada estival.

Se ha mencionado, en el apartado 1.1.C del capítulo 1, que la cuenca del embalse de la Represa de Salto Grande recibe el aporte de efluentes cloacales y aportes escorrentías agrícolas y ganadera sin tratar, lo que provoca el enriquecimiento en nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo.

El TRATAMIENTO al cual se somete el agua en la planta potabilizadora se esquematiza en la *Figura 71*.



**Figura 78: Esquema del tratamiento de agua realizado en planta potabilizadora**

El sistema de DISTRIBUCIÓN se inicia en planta potabilizadora con una cañería de 650 mm y dos cañerías de 350 mm. La presión de salida en hora pico es de 60 metros columna de agua (m.c.a). No existen puntos de re bombeo en la ciudad, solamente dos tanques compensadores de presión. Por este motivo existen zonas, alejadas de la planta, que en temporada estival cuentan con un servicio intermitente, que se corta en horas de mayor consumo. Las cañerías de distribución, en la zona vieja de la ciudad, son de hierro fundido y las conexiones domiciliarias de plomo, en barrios más nuevos las cañerías son de PVC y las conexiones domiciliarias de polietileno de alta densidad.

Existen aproximadamente 160.000 usuarios del servicio, distribuidos en 40.000 cuentas, de las cuales solo un 10 % cuenta con servicio medido. El agua suministrada se destina a uso general domiciliario, también puede utilizarse para la elaboración de alimentos en pequeños comercios, no hay prácticamente industrias instaladas en el radio servido por la planta potabilizadora, por lo tanto, el uso industrial no supera el 10%.

No se contempla entre los consumidores con inmunodeficiencia significativa ni a las industrias con necesidades especiales de calidad del agua. Se recomienda en estos casos que sometan el agua a un tratamiento adicional, en el lugar de consumo, para obtener la calidad requerida por estos usuarios.

Para el control de la calidad de agua Obras Sanitarias cuenta con un laboratorio de control de calidad equipado para realizar recuento e identificación de cianobacterias, determinación de clorofila a y determinación de microcystinas por el método ELISA, en lo que respecta al monitoreo de cianobacterias y cianotoxinas. También está equipado para realizar la determinación de otros parámetros importantes para monitorear la producción de agua, tales como turbiedad, pH, conductividad, alcalinidad, dureza total, ensayo de tratabilidad (mediante jar test), exámenes microbiológicos de coliformes totales, fecales, *pseudomona aeruginosa*, microorganismos aerobios mesófilos. También cuenta con un espectrofotómetro UV-visible para la determinación de parámetros como hierro, manganeso, aluminio, nitrato, nitrito, amonio, cloro libre, cloro total y fluoruro principalmente.

## *II. DETERMINACIÓN DE LOS PELIGROS Y EVALUACIÓN DE LOS RIESGOS*

Los **peligros** se definen como agentes físicos, biológicos, químicos o radiológicos que pueden dañar la salud pública. Los **eventos peligrosos** se definen como eventos que introducen peligros (o impiden su eliminación) en el sistema de abastecimiento de agua (Bartram y col., 2009). Por ejemplo, las lluvias torrenciales (evento peligroso) pueden facilitar el aporte de microorganismos patógenos (peligro) al agua de la fuente.

El **riesgo** es la probabilidad que ocurra un daño como consecuencia de un determinado **peligro**, dependiendo del peligro y del nivel de exposición. “Se dice que una persona está en riesgo cuando se expone a un peligro y la magnitud del riesgo es función de la peligrosidad de la sustancia y de la magnitud de la exposición” (Giannuzzi y col., 2011).

El riesgo asociado a cada peligro puede describirse determinando la probabilidad de que se produzca (por ejemplo, “segura”, “posible” o “excepcional”) y evaluando la gravedad de las consecuencias en caso de producirse (por ejemplo, “insignificantes”, “graves” o “catastróficas”). La consideración más importante es el posible efecto en la salud pública, pero también deben considerarse otros factores como los efectos organolépticos, la continuidad y suficiencia del abastecimiento, y la reputación del servicio de abastecimiento de agua. El objetivo debe ser distinguir entre riesgos significativos y riesgos menos significativos.

El riesgo asociado a las cianobacterias se basa en dos características importantes que poseen:

- La capacidad de desarrollarse masivamente, es decir de producir floraciones bajo determinadas condiciones ambientales.
- La capacidad potencial de producir toxinas.

Cuando ambas condiciones se dan simultáneamente, es decir cuando se produce una floración tóxica, el riesgo asociado aumenta y debe gestionarse adecuadamente, ya que como se mencionó anteriormente representa un problema ambiental y un problema de Salud Pública.

En las *Tablas 33 a la 36* se propone un listado de los eventos peligrosos asociados a cada etapa del proceso, ilustrado en la *Figura 70*. Como se trata de la elaboración de un PSA para cianobacterias y sus metabolitos, se han enumerado únicamente los eventos peligrosos asociados con los peligros: desarrollo de cianobacterias, presencia de toxinas en concentraciones mayores a los valores guía de la OMS (1 µg/l) y metabolitos en concentraciones que causen sabores y olores en el agua.

**Tabla 43: Eventos peligrosos, asociados al peligro cianobacterias y sus metabolitos, que afectan la fuente de captación**

Evento peligrosos (fuente de peligro)	Produce
<b>Fenómenos meteorológicos y climáticos</b>	Sequía, produce bajo aporte de agua al lago y al río Uruguay lo que provoca mayores tiempos de retención, hecho que asociado a elevadas temperaturas favorece el desarrollo de cianobacterias.

<b>Variaciones estacionales</b>	Cambios en la calidad del agua: menor turbiedad, por lo tanto, mayor transparencia hecho que asociado a las elevadas temperaturas favorece el desarrollo de cianobacterias.
<b>Agricultura</b>	Escorrentías que aporten a la cuenca del lago de salto Grande y Río Uruguay materia orgánica, nitrógeno y fósforo, nutrientes esenciales para el desarrollo de cianobacterias.
<b>Ganadería</b>	Escorrentías que aporten a la cuenca del lago de salto Grande y Río Uruguay materia orgánica, nitrógeno y fósforo, nutrientes esenciales para el desarrollo de cianobacterias.
<b>Desarrollo urbano</b>	Efluentes cloacales sin tratar que aporten a la cuenca del lago de salto Grande y Río Uruguay materia orgánica, nitrógeno y fósforo, nutrientes esenciales para el desarrollo de cianobacterias.
<b>Industria</b>	Efluentes industriales sin tratar que aporten a la cuenca del lago de salto Grande y Río Uruguay materia orgánica, nitrógeno y fósforo, nutrientes esenciales para el desarrollo de cianobacterias.

**Tabla 44: Eventos peligrosos, asociados al peligro cianobacterias y sus metabolitos, que afectan a la etapa de tratamiento**

<b>Evento peligrosos (fuente de peligro)</b>	<b>Produce</b>
<b>Cualquier peligro no controlado en la captación</b>	Floraciones de cianobacterias en la captación
<b>Suministro eléctrico</b>	Interrupción en la dosificación de coagulantes y cloro, implica un tratamiento incompleto en la remoción de células y toxinas.
<b>Capacidad de las instalaciones de tratamiento</b>	Caudal de tratamiento supera la capacidad de diseño de la planta potabilizadora,

	disminuyendo los tiempos de retención hidráulicos en cada reactor, implica un tratamiento incompleto en la remoción de células y toxinas.
<b>Avería de bombas dosificadoras o de instalaciones sanitarias asociadas a la dosificación de coagulantes</b>	Interrupción en la dosificación de coagulantes, implica un tratamiento incompleto en la remoción de células de cianobacterias.
<b>Avería del sistema de cloración</b>	Interrupción en la dosificación de cloro, implica un tratamiento incompleto en la remoción de toxinas.
<b>Lavado inadecuado de filtros</b>	Eliminación insuficiente de partículas y células de cianobacterias.
<b>Lavado inadecuado de sedimentadores</b>	Re suspensión del floc con posible incorporación a la corriente de flujo de toxinas intracelulares liberadas.

**Tabla 45: Eventos peligrosos, asociados al peligro cianobacterias y sus metabolitos, que afectan a la etapa de distribución.**

<b>Evento peligrosos (fuente de peligro)</b>	<b>Produce</b>
<b>Cualquier peligro no controlado en la etapa de tratamiento</b>	Incorporación de células de cianobacterias y toxinas a la red de distribución.

**Tabla 46: Eventos peligrosos, asociados al peligro cianobacterias y sus metabolitos, que afectan los puntos de consumo.**

<b>Evento peligrosos (fuente de peligro)</b>	<b>Produce</b>
<b>Cualquier peligro no controlado en la etapa de distribución</b>	Incorporación de células de cianobacterias y toxinas a los puntos de consumo.
<b>Tanques o cisternas domiciliarias sin tapa</b>	Condiciones que pueden propiciar el desarrollo de cianobacterias y toxinas.

Para cada evento peligroso, se deben considerar los peligros asociados y asignar a los riesgos correspondientes una puntuación en función de dos factores: probabilidad y consecuencia. La probabilidad se expresaba habitualmente como frecuencia prevista. La consecuencia se expresaba generalmente en términos de población (pequeña o grande) afectada y de gravedad del efecto (operativo, organoléptico o sobre la salud).

No obstante, es frecuente encontrar dificultades para llegar a acuerdos sobre la valoración de los riesgos. Por ejemplo, es común que un mismo riesgo definido tuviera más de una connotación: probabilidad escasa de una consecuencia grave y probabilidad alta de una consecuencia leve. Por lo tanto, se debe definir claramente en que consiste cada riesgo.

En Ente de Obras Sanitarias, de la ciudad de Concordia, las amenazas más críticas identificadas fueron las de tipo institucional, como la falta de formación de los operarios, la carencia en el sistema de un método de rendición de cuentas para garantizar el monitoreo sistemático y la ausencia de procedimientos operativos normalizados. También se cuenta con módulos de potabilización viejos, que carecen de automatización y registro on line de variables de proceso.

Se ha utilizado, para evaluar los riesgos, un método semi cuantitativo basado en la matriz de valoración de los riesgos del PSA de la OMS (Bartram y col., 2009).

La *Figura 72* representa una matriz de riesgos, donde se valora la probabilidad o frecuencia de un evento peligroso y la gravedad de la consecuencia. Se valoran ambas características con números del 1 al 5. El número 5 corresponde a la mayor probabilidad o frecuencia y el 1 a la menor; mientras que el 1 corresponde al menor efecto de la gravedad de la consecuencia y el 5 a la mayor gravedad. La puntuación del riesgo corresponde al producto de la probabilidad o frecuencia con la gravedad de la consecuencia. De acuerdo a la puntuación obtenida el riesgo puede ser Bajo, Medio, Alto o Muy Alto.

		Gravedad de la consecuencia				
		Efecto nulo o insignificante - Clasificación 1	Efecto en el cumplimiento leve - Clasificación 2	Efecto organoléptico moderado - Clasificación 3	Efecto reglamentario grave - Clasificación 4	Efecto catastrófico en la salud pública - Clasificación 5
Probabilidad o frecuencia	Casi siempre/Una vez al día - Clasificación 5	5	10	15	20	25
	Probable/Una vez por semana - Clasificación 4	4	8	12	16	20
	Moderada/Una vez al mes - Clasificación 3	3	6	9	12	15
	Improbable/Una vez al año - Clasificación 2	2	4	6	8	10
	Excepcional/Una vez cada 5 años - Clasificación 1	1	2	3	4	5
<b>Puntuación del riesgo</b>		< 6	6 - 9	10 - 15	> 15	
<b>Clasificación del riesgo</b>		Bajo	Medio	Alto	Muy Alto	

*Figura 79: Método semicuantitativo basado en la matriz de riesgo (Deere y col., 2001)*

Todos los riesgos deben documentarse en el PSA y someterse a examen periódico, incluso si son poco probables y se clasifican como de riesgo bajo. Se evita así pasar por alto riesgos y permite al servicio de abastecimiento de agua documentar su actuación diligente por si se produjera algún incidente.

La *Tabla 37* muestra el resultado de la evaluación de peligros y la evaluación de riesgos, para la planta potabilizadora de la ciudad de Concordia, utilizando el método semi cuantitativo descrito anteriormente en la *Figura 72*. Asociado con los peligros: desarrollo de cianobacterias, presencia de toxinas en concentraciones mayores a 1 µg/l y metabolitos en concentraciones que causen sabores y olores en el agua.

En dicha tabla se describen los posibles eventos peligrosos asociados a cada etapa del abastecimiento de agua de consumo que pueden afectar la seguridad del agua.

**Tabla 47: Resultado de la evaluación de peligros y la evaluación de riesgos usando método semi cuantitativo**

<b>Etapa del Proceso</b>	<b>Evento peligroso</b>	<b>Probabilidad</b>	<b>Gravedad</b>	<b>Puntuación</b>	<b>Clasificación del riesgo (antes de aplicar medidas de control)</b>	<b>Fundamento</b>
Fuente de captación	Sequía	2	4	8	Medio	Bajo aporte de agua, otorga mayores tiempos de retención, hecho que asociado a elevadas temperaturas favorece el desarrollo de cianobacterias
Fuente de captación	Variaciones estacionales de turbiedad	2	4	8	Medio	La mayor transparencia asociada a las elevadas temperaturas favorece el desarrollo de cianobacterias
Fuente de captación	Escorrentías agrícolas	2	4	8	Medio	Aporte de nutrientes esenciales para el desarrollo de cianobacterias: nitrógeno y fósforo
Fuente de captación	Escorrentías agropecuarias	2	4	8	Medio	Aporte de nutrientes esenciales para el desarrollo de cianobacterias: nitrógeno y fósforo
Fuente de captación	Efluentes cloacales sin tratar	3	4	12	Alto	Aporte de nutrientes esenciales para el desarrollo de cianobacterias: nitrógeno y fósforo
Fuente de captación	Efluentes industriales sin tratar	3	4	12	Alto	Aporte de nutrientes esenciales para el desarrollo de cianobacterias: nitrógeno y fósforo

Tratamiento	Floración de cianobacterias en la captación	2	5	10	Alto	Captación de agua con alta densidad de cianobacterias y eventualmente cianotoxinas extracelulares.
Tratamiento	Interrupción suministro eléctrico	2	5	10	Alto	Interrupción en la operación de bombas dosificadoras de coagulantes y sistema de cloración, implica un tratamiento incompleto en la remoción de células y toxinas
Tratamiento	Caudales que superan capacidad de diseño de la planta	2	4	8	Medio	Disminuye los tiempos de retención hidráulicos en floculadores, sedimentadores y aumenta velocidad de filtración, implica un tratamiento incompleto en la remoción de células y toxinas
Tratamiento	Dosificación inadecuada de coagulantes	2	5	10	Alto	Errores humanos en la dosificación de la dosis óptima de coagulantes que produce una inadecuada remoción de cianobacterias.
Tratamiento	Avería sistema de dosificación coagulantes	2	5	10	Alto	Interrupción en la operación de bombas dosificadoras de coagulantes, implica un tratamiento incompleto en la remoción de células
Tratamiento	Dosificación inadecuada de cloro	2	5	10	Alto	Errores humanos en la dosificación de la dosis óptima de cloro que produce una inadecuada remoción de toxinas.
Tratamiento	Avería sistema de cloración	2	5	10	Alto	Interrupción en la operación de sistema de cloración, implica un tratamiento incompleto en la remoción

								toxinas
Tratamiento	Operación de filtros inadecuada	3	4	12	Alto	Eliminación insuficiente de partículas y células de cianobacterias		
Tratamiento	Lavado de sedimentadores inadecuado	2	4	8	Medio	Re suspensión de floc con posible incorporación a la corriente de flujo de toxinas intracelulares liberadas. Lodo viejo que induce lisis celular y liberación de toxinas al agua.		
Distribución	Deficiencia en el tratamiento	1	5	5	Bajo	Incorporación de células de cianobacterias y toxinas a la red de distribución		

Muchos de los eventos peligrosos descritos en la *Tabla 37* son de origen natural o el resultado de actividades agrícolas, ganaderas o industriales, por lo tanto, un PSA requiere que Obras Sanitarias trabaje en colaboración con otras entidades involucradas para concienciarlas de sus responsabilidades y de la repercusión de sus acciones en la capacidad del servicio de abastecimiento de suministrar agua de consumo inocua. El PSA debe fomentar el trabajo conjunto de las distintas entidades involucradas para reducir al mínimo los riesgos.

### *III. DETERMINACIÓN Y VALIDACIÓN DE MEDIDAS DE CONTROL, Y NUEVA EVALUACIÓN Y CLASIFICACIÓN DE LOS RIESGOS*

Las medidas de control, destinadas a prevenir o regular las floraciones de cianobacterias, son complejas y pueden ser de dos tipos: preventivas y de mitigación. Las *medidas preventivas* tienen el objetivo de evitar la ocurrencia de floraciones o problemas asociados. Las *medidas de mitigación o rehabilitación* se aplican luego de establecida la floración y tienen como objetivo controlar su desarrollo y disminuir sus efectos negativos (Jamie Bartram y col., 1999).

La eficacia de las medidas de control debe validarse. Los riesgos deben recalcularse, en términos de probabilidad y consecuencias, teniendo en cuenta la eficacia de cada medida de control.

Las medidas de control tienen acción sobre tres aspectos del sistema de abastecimiento:

- ✓ Gestión de cuenca
- ✓ Manejo de la captación
- ✓ Tratamiento en planta potabilizadora

Las medidas adoptadas para la gestión de cuenca escapan a los objetivos y funciones del órgano prestador del servicio de agua potable. Estas medidas, que generalmente apuntan a la reducción de los aportes externos de nutrientes, deben obedecer a políticas de gobierno nacional y provincial. En el gobierno provincial involucran principalmente a dos ministerios: el Ministerio de Planeamiento, Infraestructura y Servicios, a través de la Coordinación de Obras Hídricas y de Saneamiento, y al Ministerio de Producción, a través de la Secretaría de Ambiente y de la Secretaría de Producción Primaria, mediante la Dirección General de Ganadería y la Dirección General de Agricultura. Por lo tanto, el equipo de Plan de Seguridad de Agua (PSA) debe estar integrado por todos los actores involucrados en la gestión del sistema de abastecimiento, para la implementación y control de medidas tendientes a la reducción del aporte externo de nutrientes. La gestión de cuenca es una tarea compleja, que muchas veces excede al gobierno provincial, porque el embalse de la represa de Salto Grande recibe aportes de Argentina, Uruguay y Brasil, según se describe en el título 1.2 del capítulo 1 de este trabajo.

El Organismo prestador del servicio de agua puede actuar sobre el manejo de la captación y sobre el tratamiento en planta.

Una acción de gestión clave, utilizada como medida preventiva, para la reducción de las floraciones de cianobacterias es abordar el origen del problema mediante el control y la reducción del aporte externo de nutrientes a la fuente de agua (Chorus y col., 1999).

Las tres principales fuentes de aportes de nutrientes externos son la escorrentía y la erosión de las áreas agrícolas fertilizadas, la erosión resultante de la deforestación y las aguas residuales.

Se debe contar con información de los recursos hídricos a proteger, por lo tanto, es necesario realizar una evaluación específica de los mismos para conocer:

- ✓ Aporte de fósforo de aguas residuales (se estima 2 a 4 g P por persona por día)
- ✓ Aporte de nutrientes por escorrentía agrícola
- ✓ Hasta que concentración debe reducirse la entrada de fósforo para reducir la concentración en el cuerpo receptor por debajo del umbral de fósforo que sea efectivo en el cuerpo de agua
- ✓ Usos de la tierra y de la red de drenaje de agua y efluente, identificar afluentes principales, laderas críticas para la erosión, patrones de precipitación, prácticas agrícolas
- ✓ Datos limológicos del cuerpo de agua
- ✓ Tipo de suelo, el potencial de escorrentía y la cubierta vegetal
- ✓ Conocimiento de la cuenca hidrográfica

En la *Tabla 38* se detallan medidas de control para las distintas etapas del sistema de abastecimiento. Para la gestión de cuenca, pueden producirse retrasos sustanciales entre la implementación de la medida, para reducir las entradas externas, y los resultados logrados en la masa de agua. La experiencia demuestra que pueden ser necesarios hasta 10 años.

Los tratamientos en planta en planta potabilizadora ya fueron descritos en el Capítulo 2, Título 2.3, Remoción de cianobacterias y cianotoxinas en plantas de tratamiento de agua.

**Tabla 48: Medidas de control para las distintas etapas del sistema de abastecimiento.**

<b>GESTIÓN DE CUENCA</b>
<b>1. Reducción y eliminación del aporte de nutriente de las aguas residuales</b>
✓ Sustitución del fósforo de los detergentes para la ropa: de esta manera se puede reducir la carga de fosfato de las aguas residuales hasta un 50%, el 50% restante es

<p>inevitable porque proviene de las excretas humanas.</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Eliminación de fósforo de las plantas de tratamiento mediante precipitación química con sales férricas o mediante tratamiento biológico.</li> <li>✓ Tratamiento de aguas residuales.</li> <li>✓ Mejorar el sistema de saneamiento para evitar la descarga de aguas residuales al sistema.</li> </ul>
<p><b>2. Mejorar prácticas agrícolas:</b> la agricultura debe ser puesta sobre la misma base que otras grandes industrias con controles estrictos sobre la calidad y cantidad de descargas de efluentes.</p>
<p><i>Para la fertilización: deben observarse las siguientes tareas:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Planificación del uso de la tierra, selección de cultivos y rotación de cultivos para minimizar las pérdidas por erosión.</li> <li>✓ Estructurar las tierras de cultivo para minimizar la erosión mediante medidas tales como el uso de terrazas, la interrupción de grandes áreas con setos de arbustos y franjas de protección plantadas con arbustos a lo largo de las riberas de los ríos y las orillas de los lagos.</li> <li>✓ Planificación del manejo de nutrientes para evitar pérdidas en la granja mediante el cierre de ciclos de nutrientes, el uso de abono como fertilizante y evitar la importación de fósforo.</li> <li>✓ Medición del contenido de fertilizante actual de los suelos y la dosificación de acuerdo con la demanda calculada para el cultivo.</li> <li>✓ Aplicación de fertilizantes de acuerdo con el crecimiento del cultivo.</li> <li>✓ Cubrir los cultivos para reducir la erosión del suelo desnudo.</li> <li>✓ Manejo de riego y niveles de agua subterránea.</li> <li>✓ Usar lodo animal como fertilizante de acuerdo con la demanda del cultivo, en lugar de utilizar cultivos o pastizales como un depósito para la producción de lodo animal.</li> </ul> <p><i>En la cría de animales se deben observar los siguientes aspectos:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Reducción de la densidad del ganado a 1.5-2 unidades por hectárea.</li> <li>✓ Cierre de los ciclos de nutrientes limitando el número de existencias a los requisitos de fertilización del área utilizada para el cultivo.</li> <li>✓ Colocación de comederos y sitios de riego lejos de las aguas superficiales.</li> <li>✓ Protección de las orillas de los ríos y las orillas de los lagos con vallas para impedir el ingreso de ganado a fin de reducir tanto la contaminación directa por excretas como el aumento de la erosión al pisar.</li> </ul>
<p><b>3. Medidas internas para el control de nutrientes y cianobacterias:</b></p>
<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Precipitación de fósforo en el lago: esta medida puede ser exitosa si se logra que el fósforo quede permanentemente ligado al sedimento. Para ello se debe cumplir que la carga externa sea baja, que la profundidad sea suficiente para evitar re suspensión del sedimento y que sea adecuada la elección del coagulante. La experiencia</li> </ul>

- demuestra que la cal (tanto como  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  o como  $\text{CaCO}_3$ ) no es tóxico, es bastante económico, no produce lisis celular y se ha utilizado con éxito para coagular y precipitar células de fitoplancton. La cal también funciona como inhibidor de las algas a largo plazo, reduciendo la eutrofización al precipitar fósforo del agua. El  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  es más efectivo que el  $\text{CaCO}_3$  para precipitar fósforo.
- ✓ Drenaje de sedimentos y fijación de fósforo: la liberación de sedimentos puede ser una fuente importante de reducción de fósforo durante muchos años después de que se hayan minimizado las cargas externas.
  - ✓ Retirada del agua del fondo del hipolimnion: En los lagos eutróficos estratificados térmicamente, el fósforo se acumula en el hipolimnion (capa de agua fría) durante el estancamiento estival. Aunque la mayoría de las salidas naturales drenan las aguas superficiales, a menudo es posible detener el flujo de salida natural y abstraer el agua hipolimética (Olzewski, 1961).
  - ✓ Cambio de condiciones hidrofísicas: esto se logra por ejemplo realizando una mezcla artificial, controlando la frecuencia de descarga por compuertas, reduciendo el tiempo de residencia del agua mediante el suministro de agua de otra fuente.
  - ✓ Biomanipulación: Estas técnicas tienen como objetivo estimular el crecimiento o presencia de organismos herbívoros fitoplanctónicos o de competidores de fitoplancton. Incluye una gama de técnicas que influyen en el crecimiento de algas por manipulación de partes de la red trófica de un lago. Una desventaja de la biomanipulación es que no todas las especies de fitoplancton se comen eficientemente por zooplancton. Estimulando el zooplancton sin reducir las concentraciones de nutrientes de fitoplancton puede estimular el dominio de especies de fitoplancton no comestibles, como la formación de colonias (*Microcystis*, *Aphanizomenon*) o cianobacterias filamentosas (*Planktothrix agardhii*), o el alga verde, *Enteromorpha*.
  - ✓ Alguicidas: sulfato de cobre es el más difundido. Produce lisis celular y se liberan las toxinas contenidas en las células. Sin embargo, el tratamiento preventivo al comienzo del desarrollo de la floración ha sido ampliamente utilizado y puede ser necesario. El tratamiento con alguicidas de los cuerpos de agua se considera como una medida de emergencia y puede implicar riesgos ecológicos.

#### MANEJO DE LA CAPTACIÓN

- ✓ Elegir profundidad de la extracción.
- ✓ Emplear barreras físicas, similares a las barreras de contención de petróleo, para evitar que se acumulen floraciones superficiales cerca del sitio de extracción
- ✓ Utilizar bancos de filtración y recarga de aguas subterráneas: consiste en la eliminación de partículas mediante la filtración y extracción de aguas subterráneas recargadas artificialmente con agua superficial. El proceso utiliza perforaciones o galerías de infiltración que se encuentran cerca de las orillas de un suministro de agua superficial (río o embalse). Estos pozos se llenan de agua que se ha infiltrado a través de los materiales del suelo poroso interpuesto. Dependiendo de las características subterráneas, el agua puede viajar durante varias horas o incluso

<p>durante semanas antes de que llegue al pozo. Tiempos de retención más largos mejoran sustancialmente la calidad del agua.</p>
<p><b>TRATAMIENTO EN PLANTA POTABILIZADORA</b></p>
<p><b>1. Procesos de remoción de toxina intracelular: remoción de célula intacta</b></p>
<ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Coagulación – Floculación.</li> <li>✓ Filtración rápida directa.</li> <li>✓ Procesos de membrana.</li> <li>✓ Flotación por aire disuelto.</li> <li>✓ Combinación de coagulación – floculación, sedimentación y filtración rápida directa.</li> </ul>
<p><b>2. Procesos para la remoción de toxina extracelular</b></p>
<p><b>Procesos físicos:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Adsorción con carbón activado: puede ser carbón activado en polvo o granular.</li> <li>✓ Procesos de membrana.</li> </ul> <p><b>Procesos químicos:</b> oxidación con distintos agentes químicos:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Cloro libre.</li> <li>✓ Ozono.</li> <li>✓ Dióxido de cloro y cloraminas.</li> <li>✓ Permanganato de potasio.</li> <li>✓ UV/oxidación avanzada.</li> </ul>

**Tabla 49: Clasificación y reevaluación del riesgo**

<b>Etapa del Proceso</b>	<b>Evento peligroso</b>	<b>Clasificación del riesgo (antes de aplicar medidas de control)</b> <i>Tabla 5</i>	<b>Medida de control</b>	<b>Validación de la medida de control</b>	<b>Reevaluación del riesgo (tras aplicar medidas de control)</b>
Fuente de captación	Sequía	Medio	Cambio de las condiciones hidrofísicas.	Monitoreo de la concentración de cianobacterias. Resultados esperados a largo plazo.	Bajo, con monitoreo adecuado
Fuente de captación	Variaciones estacionales de turbiedad	Medio	Cambio de las condiciones hidrofísicas.	Monitoreo de la concentración de cianobacterias. Resultados esperados a largo plazo.	Bajo, con monitoreo adecuado
Fuente de captación	Escorrentías agrícolas	Medio	Mejora de las prácticas agrícolas para la fertilización.	Monitoreo de la concentración de cianobacterias y nutrientes (nitrógeno y fósforo). Resultados esperados a largo plazo.	Bajo, con monitoreo adecuado
Fuente de captación	Escorrentías agropecuarias	Medio	Mejora de las prácticas agrícolas para la cría de animales.	Monitoreo de la concentración de cianobacterias y nutrientes	Bajo, con monitoreo adecuado

				(nitrógeno y fósforo). Resultados esperados a largo plazo.	
Fuente de captación	Efluentes cloacales sin tratar	Alto	Reducción y eliminación del aporte de nutrientes de aguas residuales.	Monitoreo de la concentración de cianobacterias y nutrientes (nitrógeno y fósforo). Resultados esperados a largo plazo.	Bajo, con monitoreo adecuado
Fuente de captación	Efluentes industriales sin tratar	Alto	Reducción y eliminación del aporte de nutrientes de aguas residuales.	Monitoreo de la concentración de cianobacterias y nutrientes (nitrógeno y fósforo). Resultados esperados a largo plazo.	Bajo, con monitoreo adecuado
Tratamiento	Floración de cianobacterias en la captación	Alto	Aplicación de los tratamientos ensayados para eliminar toxinas intracelulares: coagulación, floculación, sedimentación y filtración. Aplicación de los tratamientos ensayados para eliminación de toxinas extracelulares: adsorción con carbón activado en polvo, cloración, oxidación	Monitoreo de la concentración de cianobacterias y microcystinas en la cámara de carga, agua sedimentada y agua filtrada.	Bajo, con monitoreo adecuado

			con permanganato de potasio.		
Tratamiento	Interrupción suministro eléctrico	Alto	Instalación de un sistema de abastecimiento eléctrico alternativo, procedente de una fuente diferente, que alimente la zona de dosificación de cloro y coagulantes.	Comprobación que las fuentes de suministro eléctrico son de distintas fuentes y comprobación del cambio automático de la fuente de energía eléctrica, ante la suspensión del suministro principal.	Bajo, con monitoreo adecuado
Tratamiento	Caudales que superan capacidad de diseño de la planta	Medio	Instalación de sistemas de alarma que se activen cuando la capacidad de la planta potabilizadora supere los caudales de diseño de las mismas.	Comprobación que los registros de caudales no superan la capacidad de diseño de la planta.	Bajo, con monitoreo adecuado
Tratamiento	Dosificación inadecuada de coagulantes	Alto	Instalación de un sistema automatizado de dosificación de coagulantes. Instalación de sensores y equipamiento on-line para el monitoreo de turbiedad en agua sedimentada, agua filtrada y agua potabilizada. Instalación de alarmas que se	Las alarmas funcionan, se comprueba el funcionamiento de los sensores y de la turbiedad dentro del rango de referencia en las distintas etapas de tratamiento	Bajo, con monitoreo adecuado

			activan ante valores de turbiedad fuera del rango programado.			
Tratamiento	Avería sistema de dosificación coagulantes	Alto	Mantenimiento periódico del sistema de dosificación de coagulantes: bombas, caudalímetros y automatismo.	Se comprueba que no se realizan interrupciones de la dosificación de coagulantes por desperfectos mecánicos	Bajo, con monitoreo adecuado	
Tratamiento	Dosificación inadecuada de cloro	Alto	Instalación de sensores y equipamiento on-line para el monitoreo de concentración de cloro libre en agua filtrada y agua potabilizada. Instalación de alarmas que se activan ante concentraciones de cloro fuera del rango programado.	Las alarmas funcionan, se comprueba el funcionamiento de los sensores y que la concentración de cloro se mantiene dentro del rango de referencia en las distintas etapas de tratamiento.	Bajo, con monitoreo adecuado	
Tratamiento	Avería sistema de cloración	Alto	Mantenimiento periódico del sistema de dosificación de cloro: bombas, rotámetros, eyectores, válvulas y automatismo.	Se comprueba que no se realizan interrupciones de la dosificación de cloro por desperfectos mecánicos.	Bajo, con monitoreo adecuado	
Tratamiento	Operación inadecuada de filtros	Alto	Instalar automatización para realizar el lavado de filtros cuando la turbiedad registrada	Se comprueba que los registros de turbiedad no supera el valor máximo	Bajo, con monitoreo adecuado	

			en el agua filtrada supere el valor máximo programado. Instalar equipamiento para cambiar el método de lavado a agua y aire	programado	
Tratamiento	Lavado inadecuado de sedimentadores	Medio	Incremento de la frecuencia de lavado y desinfección de sedimentadores en temporada estival.	Se comprueba que se evita la re suspensión del floc y lisis celular.	Bajo, con monitoreo adecuado
Distribución	Deficiencia en el tratamiento	Bajo	Instalación de sensores, alarmas y equipamiento propuestos para el control de la dosificación de coagulantes y cloro.	Las alarmas del proceso funcionan y se verifica la concentración de los parámetros de potabilización se encuentren dentro del rango deseado	Bajo, con monitoreo adecuado

#### *IV. ELABORACIÓN, EJECUCIÓN Y MANTENIMIENTO DE UN PLAN DE MEJORA O MODERNIZACIÓN*

Muchas de las medidas de control descritas anteriormente no dependen del organismo prestador del servicio de producción y distribución de agua potable, sobre todo las que actúan sobre la fuente de captación. Las que dependen de este organismo son las que actúan sobre el sistema de tratamiento. Estas medidas si bien pueden aplicarse en las condiciones actuales de la planta potabilizadora, requieren mucha atención por parte de los operarios, ya que carecen de automatización y registro on line de variables de proceso. Por lo tanto, debe diseñarse un plan de mejora y modernización y realizar inversiones para su aplicación, de modo que las medidas de control, sobre las cianobacterias y sus toxinas, no dependan tanto de la atención de los operadores de la planta.

La Tabla 40 detalla el equipamiento necesario a adquirir para implementar un plan de mejora y modernización para que las medidas de control logren el efecto esperado.

Para aplicar los planes de mejora y modernización, en algunos casos detallados en la Tabla 40, no se requiere realizar inversión, pero si establecer un procedimiento escrito y detallado que documente cuando se realiza el mantenimiento, como realizarlo, que elementos utilizar, con qué frecuencia realizarlo, quien lo realizó, que se repita sistemáticamente y forme parte de una rutina de mantenimiento.

En otros casos, los planes de mejora y modernización, requieren recursos de inversión considerables y será necesario que las autoridades establezcan prioridades para realizarlas a corto, mediano o largo plazo. Por ejemplo, el ítem 8, de la Tabla 40, que corresponde a la automatización del lavado de filtros corresponde a una obra compleja que requiere una inversión significativa y excede el presupuesto de Obras Sanitarias, debería gestionarse financiamiento externo y realizarse escalonadamente, ya que ninguno de los módulos puede dejar de operar completamente. En el caso de la automatización en el módulo A implica cambiar las válvulas de agua filtrada, de lavado, de purga y compuertas de ingreso a filtros, para 5 filtros, que totalizan 24 válvulas de gran diámetro y 5 compuertas, además de la instalación de sensores y PLC. Para el módulo B, es más factible el cambio del sistema de lavado, ya que es un sistema más moderno, y requeriría solamente el cambio de 8 válvulas de agua filtrada.

La introducción de nuevas medidas de control puede introducir riesgos nuevos al sistema, que deberán tenerse en cuenta.

**Tabla 50: Medida de control y plan de mejora específico**

	<b>Evento Peligroso</b>	<b>Medida de Control</b>	<b>Plan de mejora específico</b>
<b>1</b>	Floración de cianobacterias en la captación	Aplicación de los tratamientos ensayados para eliminar toxinas intracelulares: coagulación, floculación, sedimentación y filtración.	<p>Automatización del sistema de dosificación de coagulantes mediante la adquisición e instalación del siguiente equipamiento:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ 3 bombas peristálticas de 60 litros/h con salida de 4-20 mA</li> <li>✓ 3 caudalímetros ultrasónicos para instalar en cada uno de los tres canales de acceso a los módulos A y B de potabilización</li> <li>✓ PLC para automatizar la dosificación de coagulante en función del caudal de ingreso a planta. La única variable que sería ingresada en forma manual es la dosis óptima de coagulante</li> </ul>
		Aplicación de los tratamientos ensayados para eliminación de toxinas extracelulares: adsorción con carbón activado en polvo, cloración, oxidación con permanganato de potasio.	<p>Adquisición e instalación de un sistema de dosificación de carbón activado en polvo, que incluya:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Dos tanques de 2000 litros con agitación de paletas para la preparación de la suspensión de carbón activado en polvo.</li> <li>✓ Dos bombas peristálticas de 60 litros/h</li> </ul>
<b>2</b>	Interrupción suministro eléctrico	Instalación de un sistema de abastecimiento eléctrico alternativo, procedente de una fuente diferente, que alimente la zona de dosificación de cloro y coagulantes.	<p>Adquisición e instalación de un sistema de automatización eléctrico, que incluya:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>✓ Un generador de corriente eléctrica alternativo</li> <li>✓ Un PLC que accione el generador alternativo ante un corte</li> </ul>

			del suministro eléctrico principal
<b>3</b>	Caudales que superan capacidad de diseño de la planta	Instalación de sistemas de alarma que se activen cuando la capacidad de la planta potabilizadora supere los caudales de diseño de las mismas.	El mismo PLC instalado en el punto 1 para controlar la dosificación de las bombas de coagulantes, en función del caudal, pueden activar una alarma cuando el caudal supera la capacidad de diseño de los módulos de potabilización.
<b>4</b>	Dosificación inadecuada de coagulantes	Instalación de un sistema automatizado de dosificación de coagulantes.	Corresponde a la misma instalación descrita en el ítem 1
		Instalación de sensores y equipamiento on-line para el monitoreo de turbiedad en agua sedimentada, agua filtrada y agua potabilizada.  Instalación de alarmas que se activan ante valores de turbiedad fuera del rango programado.	Adquisición e instalación de un sistema de monitoreo y alarma para el control de turbiedad, que incluya:  ✓ 6 sensores de turbiedad para monitorear agua en ambos módulos, A y B, a instalar en los siguientes puntos: agua sedimentada, agua filtrada y agua potabilizada.  ✓ PLC que accione una alarma en caso que la turbiedad supere los valores máximos programados.
<b>5</b>	Avería en el sistema de dosificación coagulantes	Mantenimiento periódico del sistema de dosificación de coagulantes: bombas, caudalímetros y automatismo.	Establecimiento de procedimientos escritos de mantenimiento del sistema de dosificación de coagulante y adquisición de todos los repuestos y elementos necesarios.
<b>6</b>	Dosificación inadecuada de cloro	Instalación de sensores y equipamiento on-line para el monitoreo de concentración de cloro libre en agua filtrada y agua potabilizada.  Instalación de alarmas que se activan ante	Adquisición e instalación de un sistema de monitoreo y alarma para el control de cloro libre, que incluya:  ✓ 4 sensores de turbiedad para monitorear agua en ambos módulos, A y B, a instalar en los siguientes puntos: agua filtrada y agua potabilizada.

		concentraciones de cloro fuera del rango programado.	✓ PLC que accione una alarma en caso que la concentración de cloro libre se encuentre fuera del rango programado (fuera del rango valor mínimo y valor máximo deseados).
<b>7</b>	Avería en el sistema de cloración	Mantenimiento periódico del sistema de dosificación de cloro: bombas, rotámetros, eyectores, válvulas y automatismo.	Establecimiento de procedimientos escritos de mantenimiento del sistema de dosificación de cloro y adquisición de todos los repuestos y elementos necesarios.
<b>8</b>	Operación inadecuada de filtros	Instalar automatización para realizar el lavado de filtros cuando la turbiedad registrada en el agua filtrada supere el valor máximo programado.	Esta es una obra compleja que la gestión de fondos, para su ejecución, debe realizarse ante un organismo externo, ya que excede el presupuesto de Obras Sanitarias. Dicha obra debe incluir la adquisición de equipamiento e instalación de un sistema para la automatización del sistema de lavado de filtros de ambos módulos de potabilización.
		Instalar equipamiento para cambiar el método de lavado a agua y aire.	
<b>9</b>	Lavado inadecuado de sedimentadores	Incremento de la frecuencia de lavado y desinfección de sedimentadores en temporada estival.	Establecimiento de procedimientos escritos de lavado de sedimentadores.
<b>10</b>	Deficiencia en el tratamiento	Instalación de sensores, alarmas y equipamiento propuestos para el control de la dosificación de coagulantes y cloro.	Son los sistemas descriptos en los ítems 4 y 6.

## D. MONITOREO OPERATIVO

### I. DEFINICIÓN DEL MONITOREO DE LAS MEDIDAS DE CONTROL

Las medidas de control tienen como objeto asegurar que el agua potable no contenga toxinas y cianobacterias en concentraciones mayores al valor guía establecido por la Organización Mundial de la Salud, que es de 1 µg/l microcystina-LR y con respecto a las cianobacterias se utiliza el estimador global de biomasa fitoplanctónica, que es la concentración de *Clorofila a*, cuyo valor no debe superar 1 µg/l en agua potable.

Para el monitoreo operativo de las medidas de control se adopta una metodología basada en la magnitud de la floración de cianobacterias, mediante “árbol de decisión”, adaptada de Chorus y Bartram (Bartram y col., 1999), FUNASA (Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde, 2003) y WQRA (Global Water Reaserch Coalition y Water Quality Reaserch Australia, 2009). Se establecen valores críticos ordenados en tres niveles de alerta: nivel de vigilancia, nivel de alerta I y nivel de alerta II, que indican el riesgo de exposición (bajo, medio y alto respectivamente para cada nivel):

- **Nivel de vigilancia:** se caracteriza por la detección de los estadios iniciales del desarrollo de una floración, a partir del monitoreo sistemático de la captación. *El valor indicativo:* hasta 10.000 células/ml.
- **Nivel de alerta I:** se caracteriza por la confirmación del establecimiento de una floración de cianobacterias. *El valor indicativo:* de 10.000 hasta 20.000 células/ml.

Si el recuento supera las 20.000 células/ml se ingresa al Nivel de alerta II y se deben realizar recuentos semanales.

- **Nivel de alerta II:** se caracteriza por la confirmación de una floración de cianobacterias que puede causar problemas de calidad de agua. *El valor indicativo:* de 20.000 células/ml hasta 100.000 células/ml.

En este caso ya es necesaria la implementación de medidas operacionales, para la reducción de la concentración de cianobacterias, indicadas en la *Tabla 40*.

Como medidas de prevención de riesgo para la salud se recomienda implementar reuniones con los responsables de operación del sistema, con autoridades de salud pública y otras instituciones para informar sobre el potencial riesgo de las floraciones de cianobacterias.

En este nivel se recomienda monitorear en forma semanal la concentración de microcystinas.

En caso que el número de células tenga un recuento mayor a 100.000 células/ml, o se detecte la presencia de microcystinas en concentración mayor a la recomendable y el tratamiento no logre reducir la concentración de microcystinas, se ingresa al Nivel de alerta III.

- **Nivel de alerta III:** se caracteriza por el establecimiento de una floración tóxica bien definida en la captación, con riesgo para la salud de la población. *El valor indicativo:* mayor a 100.000 células/ml.

Se deben intensificar las medidas operacionales de control descritas en la *Tabla 40*. Es recomendable implementar reuniones con los responsables de operación del sistema, con autoridades de salud pública y otras instituciones para informar sobre el potencial riesgo para la salud del agua. Se debe informar al usuario del servicio de agua potable.

En este nivel se recomienda monitorear en forma semanal la concentración de microcystinas.

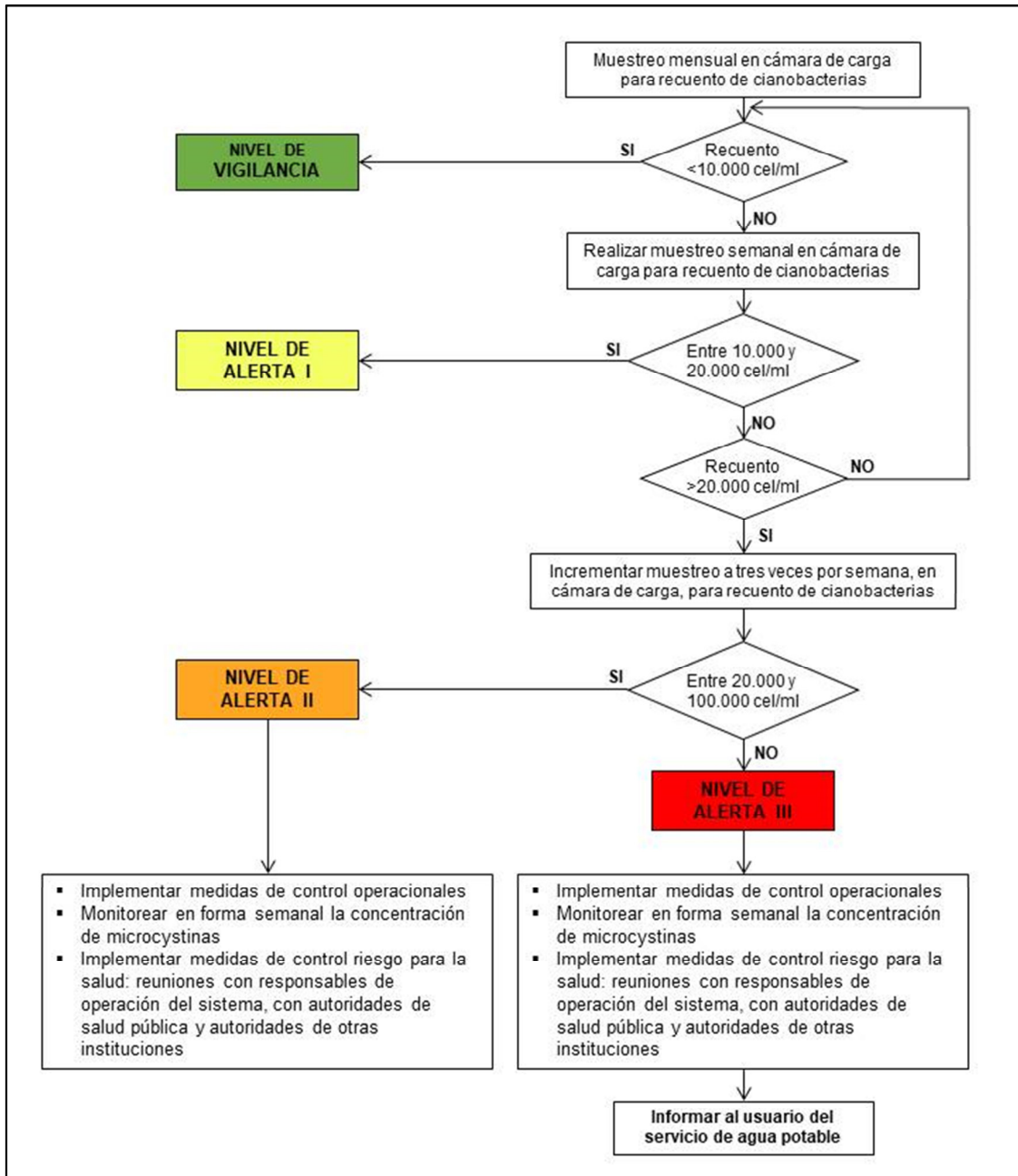
La frecuencia de monitoreo estará en función del nivel de alerta y se describe en la *Tabla 41*. El muestreo y los análisis mencionados serán realizados por personal del Laboratorio de Planta Potabilizadora. Los resultados serán comunicados al Gerente de Producción, quien adoptará las medidas de acción correspondientes.

**Tabla 51: Programa de monitoreo en función de la magnitud de la floración de cianobacterias**

Nivel	Frecuencia de muestreo	Variable a monitorear	Punto de muestreo
<b>Vigilancia</b> <10.000 células/ml	Mensual	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Recuento e identificación de cianobacterias.</li> <li>▪ Clorofila <i>a</i></li> </ul>	Cámara de carga
	Diario	pH, temperatura, turbiedad, transparencia	Cámara de carga
	Diario	Observación visual	Canal de aducción torre de captación
<b>Alerta I</b> Entre 10.000 y 20.000 células/ml	Semanal	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Recuento e identificación de cianobacterias.</li> <li>▪ Clorofila <i>a</i></li> </ul>	Cámara de carga
	Diario	pH, temperatura, turbiedad, transparencia	Cámara de carga
	Diario	Observación visual	Canal de aducción torre de captación
<b>Alerta II</b> Entre 20.000 y 100.000 células/ml	Tres veces por semana	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Recuento e identificación de cianobacterias.</li> <li>▪ Clorofila <i>a</i></li> </ul>	Cámara de carga
	Diario	pH, temperatura, turbiedad, transparencia	Cámara de carga

	Diario	Análisis de microcystinas	Agua potable salida de planta, Cámara de carga
	Diario	Observación visual	Canal de aducción torre de captación
<b>Alerta III</b> >100.000 células/ml	Tres veces por semana	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Recuento e identificación de cianobacterias.</li> <li>▪ Clorofila a</li> </ul>	Cámara de carga
	Diario	pH, temperatura, turbiedad, transparencia	Cámara de carga
	Diario	Análisis de microcystinas	Agua potable salida de planta, Cámara de carga
	Diario	Observación visual	Canal de aducción torre de captación

Este árbol de decisión, adaptado de Chorus y Bartram, FUNASA y WQRA, permite instrumentar medidas de acuerdo a cada situación en particular se ilustra en la *Figura 73*.



**Figura 80: Árbol de decisión, adaptado de Chorus y Bartram, establece las medidas de control de acuerdo a la magnitud de la floración de cianobacterias**

## II. VERIFICACIÓN DE LA EFICACIA DEL PSA

Debe aplicarse un procedimiento formal de verificación y auditoría del PSA para garantizar su correcto funcionamiento. La verificación comprende tres actividades que se realizan simultáneamente, y son las siguientes:

- Monitoreo del cumplimiento: este monitoreo puede ser realizado por la autoridad de aplicación, o por otros organismos ajenos a Obras Sanitarias, que es el organismo responsable del suministro de agua. Deben verificarse

que los parámetros propuestos en la *Tabla 9* cumplan las especificaciones de calidad. En caso que no cumplan deben diseñarse planes para la aplicación de medidas correctivas.

- Auditoría interna y externa de las actividades operativas: comprenden exámenes que pueden ser internos o externos, realizados por auditores independientes o por la autoridad de aplicación. Tendrán la función de evaluación y de comprobación del cumplimiento.
- Satisfacción de los consumidores: debe realizarse la comprobación que los consumidores están satisfechos con el agua suministrada.

La verificación debe demostrar que el diseño y la operación del sistema son capaces de suministrar sistemáticamente agua de la calidad especificada, sin riesgo para la salud. En caso contrario, deberá revisarse y aplicarse el plan de mejora o modernización.

## **E. GESTIÓN Y COMUNICACIÓN**

### *I. ELABORACIÓN DE PROCEDIMIENTOS DE GESTIÓN*

Los procedimientos de gestión son las medidas que deben tomarse durante condiciones de funcionamiento normales, y explican detalladamente las etapas que deben seguirse en caso de producirse “incidentes” específicos que pudieran ocasionar una pérdida de control del sistema de potabilización.

El PSA debe incorporar procedimientos de gestión claros que documenten las medidas que deben tomarse cuando el sistema funciona en condiciones normales (llamados procedimientos operativos normalizados), y cuando se ha producido un “incidente” (medidas correctoras). En caso que el monitoreo detecte que un parámetro de proceso está fuera de los límites operativos especificados, es preciso tomar medidas para corregir la desviación y restaurar el funcionamiento normal de la operación. Estas medidas correctivas, que determinan la respuesta operativa específica requerida tras la desviación, estarán detalladas en el procedimiento de gestión.

Tras producirse una situación de emergencia, debe realizarse una investigación en la que participe todo el personal para debatir el desempeño, evaluar si los procedimientos actuales son adecuados, y abordar los posibles problemas.

Los procedimientos serán redactados por empleados experimentados y deben actualizarse cuando sea necesario, sobre todo cuando se aplique el plan de mejora o modernización y ante situaciones de emergencia. Deberá entrevistarse a los empleados y asegurarse de que sus actividades estén detalladas en la documentación.

El personal directivo tiene la responsabilidad de revisar y asegurarse de que los procedimientos se mantienen actualizados, de mantener al personal motivado e involucrado con el PSA, de proporcionar recursos suficientes y de asegurarse de que las personas están dispuestas a informar en lugar de ocultar la información. También es importante que haya un ciclo de examen y actualización eficiente y periódico.

Es fundamental que todos estos procedimientos estén escritos y documentados.

En el Procedimiento de gestión quedará claramente documentado, para condiciones normales y de emergencias, la siguiente información:

- ✓ Medidas de respuesta;
- ✓ Monitoreo operativo;
- ✓ Responsabilidades del servicio de abastecimiento de agua y de otras entidades involucradas;
- ✓ Protocolos y estrategias de comunicación,
- ✓ Responsabilidades sobre las medidas de coordinación que deben tomarse en una emergencia;
- ✓ Plan de comunicación para informar a los usuarios del agua y a otras entidades involucradas (por ejemplo, a los servicios de salud);
- ✓ Programa para examinar y enmendar la documentación cuando sea oportuno;
- ✓ Planes para proporcionar y distribuir agua en situaciones de emergencia.

## *II. ELABORACIÓN DE PROGRAMAS COMPLEMENTARIOS*

Este programa complementario tiene el objetivo de fomentar actividades para el desarrollo de las capacidades y conocimientos de las personas involucradas en la producción de agua, su compromiso con la metodología de PSA, y su capacidad de gestionar los sistemas para suministrar agua potable.

Estos programas están relacionados con la formación, la investigación y el desarrollo. Este tipo de programas no existe en la institución, pero es fundamental implementarlos, fomentarlos e incluirlos como programas complementarios del PSA. Otras actividades que no están incorporadas en la institución, pero es necesario incluirlas en los programas complementarios, son los cursos de actualización de conocimientos, actividades de calibrado de equipos, de mantenimiento preventivo, actividades relativas a la higiene y saneamiento; y formación en aspectos jurídicos como actividad para que el personal comprenda las obligaciones y responsabilidades que tiene la organización en materia de cumplimiento.

Los programas complementarios deben incluir también la formación del personal en los aspectos pertinentes a la elaboración y ejecución del PSA; procedimientos de

control de la calidad, como el control interno y externo de la calidad analítica de los laboratorios, y programas de investigación y desarrollo para apoyar soluciones a largo plazo.

## **F. RETROALIMENTACIÓN Y MEJORA**

### *I. PLANIFICACIÓN Y REALIZACIÓN DE EXÁMENES PERIÓDICOS DEL PSA*

El equipo del PSA debe reunirse periódicamente para examinar el plan en su totalidad y mantenerlo actualizado. La revisión periódica del PSA garantizará que se evaluarán y controlarán periódicamente riesgos nuevos que hacen peligrar la producción y distribución de agua potable. Un PSA que se mantiene actualizado permitirá conservar la confianza y el apoyo del personal y de las entidades interesadas en la metodología de PSA.

Es conveniente también recabar información de los operarios locales, a través de entrevistas al realizar visitas a las instalaciones, como parte del examen periódico. Deben evaluarse los resultados y tendencias del monitoreo operativo.

En la reunión de examen periódico de PSA debe acordarse la fecha de la próxima reunión.

### *II. REVISIÓN DEL PSA TRAS UN INCIDENTE*

El equipo del PSA debe revisarlo periódicamente para asegurar que se tienen en cuenta peligros y problemas nuevos, de esta manera se va a lograr una reducción del número y la gravedad de las situaciones de emergencia que pudieran afectar la calidad del agua de consumo.

Además del examen periódico, es importante que el PSA sea examinado tras cada emergencia, incidente o evento imprevisto, para garantizar que la situación no se repita, y determinar si la respuesta fue suficiente o si se podía haber respondido mejor.

Un examen posterior a un incidente siempre detectará aspectos susceptibles de mejora, ya sea un peligro nuevo, la modificación del grado de riesgo en la evaluación de riesgos o la modificación de un procedimiento operativo.

El PSA deberá enmendarse para reflejar los cambios.

**ANEXO II**

**TABLAS ANALISIS DE LA VARIANZA**  
**(ANOVA) y T-STUDENT**

## 8. ANEXO II – TABLAS ANOVA Y T-STUDENT

### 8.1. ENSAYO CON AGUA DESTILADA

#### I. ENSAYO DE OXIDACIÓN CON CLORO A DISTINTOS PH Y TIEMPOS DE CONTACTO

**Tabla 52: Análisis de la Varianza para % Remoción microcystinas - Suma de cuadrados Tipo III**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
EFFECTOS PRINCIPALES					
A:Cloro aplicado	8151,16	1	8151,16	895,31	0,00000
B:Tpo. contacto	585,096	1	585,096	64,27	0,00000
C:pH	190,199	1	190,199	20,89	0,00000
INTERACCIONES					
AB	482,297	1	482,297	52,97	0,00000
AC	58,8864	1	58,8864	6,47	0,01370
BC	17,4411	1	17,4411	1,92	0,17170
RESIDUOS	518,946	57	9,10432		
TOTAL (CORREGIDO)	10004,0	63			

Todas las razones-F se basan en el cuadrado medio del error residual

#### El StatAdvisor

La tabla ANOVA descompone la variabilidad de %R mic en contribuciones debidas a varios factores. Puesto que se ha escogido la suma de cuadrados Tipo III (por omisión), la contribución de cada factor se mide eliminando los efectos de los demás factores. Los valores-P prueban la significancia estadística de cada uno de los factores. Puesto que 5 valores-P son menores que 0,05, estos factores tienen un efecto estadísticamente significativo sobre %R mic con un 95,0% de nivel de confianza.

**Tabla 53: a. Tabla de Medias por Mínimos Cuadrados para %R mic con intervalos de confianza del 95,0%**

Nivel	Casos	Media	Error Est.	Límite Inferior	Límite Superior
MEDIA GLOBAL	64	85,9661			
<b>Cloro aplicado</b>					
2 mg/l	32	74,6806	0,533395	73,6125	75,7487
4 mg/l	32	97,2516	0,533395	96,1835	98,3197
<b>Tpo. contacto</b>					
20 min	32	82,9425	0,533395	81,8744	84,0106
30 min	32	88,9897	0,533395	87,9216	90,0578
<b>pH</b>					
6,13	32	87,69	0,533395	86,6219	88,7581
8,04	32	84,2422	0,533395	83,1741	85,3103
<b>Cloro aplicado por Tpo.</b>					

<b>contacto</b>					
2 mg/l; 20 min	16	68,9119	0,754334	67,4013	70,4224
2 mg/l; 30 min	16	80,4494	0,754334	78,9388	81,9599
4 mg/l; 20 min	16	96,9731	0,754334	95,4626	98,4837
4 mg/l; 30 min	16	97,53	0,754334	96,0195	99,0405
<b>Cloro aplicado por pH</b>					
2 mg/l; 6,13	16	77,3637	0,754334	75,8532	78,8743
2 mg/l; 8,04	16	71,9975	0,754334	70,487	73,508
4 mg/l; 6,13	16	98,0162	0,754334	96,5057	99,5268
4 mg/l; 8,04	16	96,4869	0,754334	94,9763	97,9974
<b>Tpo. contacto por pH</b>					
20 min; 6,13	16	84,1444	0,754334	82,6338	85,6549
20 min; 8,04	16	81,7406	0,754334	80,2301	83,2512
30 min; 6,13	16	91,2356	0,754334	89,7251	92,7462
30 min; 8,04	16	86,7438	0,754334	85,2332	88,2543

#### El StatAdvisor

Esta tabla muestra la media de %R mic para cada uno de los niveles de los factores. También muestra los errores estándar de cada media, los cuales son una medida de la variabilidad en su muestreo. Las dos columnas de la extrema derecha muestran intervalos de confianza del 95,0% para cada una de las medias.

## 8.2. ENSAYOS EN AGUA SEDIMENTADA ADICIONADA

### I. ENSAYO DE ACCIÓN DEL PERMANGANATO DE POTASIO

**Tabla 54: Prueba t para medias de dos muestras emparejadas (pH 6,0 y 8,5), concentración de permanganato de potasio aplicada 1 mg/l**

	pH = 6	pH = 8,5
Media	4,09	6,39333333
Varianza	0,2647	0,39413333
Observaciones	3	3
Coefficiente de correlación de Pearson	0,87245379	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	2	
Estadístico t	-12,9277495	
P(T<=t) una cola	0,00296516	
Valor crítico de t (una cola)	2,91998558	
P(T<=t) dos colas	0,00593031	
Valor crítico de t (dos colas)	4,30265273	

**Tabla 55: Prueba t para medias de dos muestras emparejadas (pH 6,0 y 8,5), concentración de permanganato de potasio aplicada 1,5 mg/l**

	pH = 6	pH = 8,5
Media	0,93333333	5,62333333
Varianza	0,02123333	0,18063333
Observaciones	3	3
Coeficiente de correlación de Pearson	-0,96263058	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	2	
Estadístico t	-14,3355156	
P(T<=t) una cola	0,00241539	
Valor crítico de t (una cola)	2,91998558	
P(T<=t) dos colas	0,00483078	
Valor crítico de t (dos colas)	4,30265273	

## **9. BIBLIOGRAFÍA**

- A. Lawton, L., y K. J. Robertson, P. (1999). Physico-chemical treatment methods for the removal of microcystins (cyanobacterial hepatotoxins) from potable waters. *Chemical Society Reviews*, 28(4), 217–224. <https://doi.org/10.1039/A805416I>
- Acero, J. L., Rodríguez, E., Majado, M. E., Sordo, A., y Meriluoto, J. (2008). Oxidation of microcystin-LR with chlorine and permanganate during drinking water treatment. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 57(6), 371–380. <https://doi.org/10.2166/aqua.2008.188>
- Acero, J. L., Rodriguez, E., y Meriluoto, J. (2005). Kinetics of reactions between chlorine and the cyanobacterial toxins microcystins. *Water Research*, 39(8), 1628–1638. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.01.022>
- Alvarez, M. B., Rose, J. B., y Bellamy, B. (2010). *Treating Algal Toxins Using Oxidation, Adsorption, and Membrane Technologies*. Water Research Foundation.
- American Water Work Association. (2016). *Managing Cyanotoxins in Drinking Water: A Technical Guidance Manual for Drinking Water Professionals*. Managing Cyanotoxins in Drinking Water.
- American Water Works Association (AWWA). (2010). *Algae: Source to Treatment, Manual of Water Supply Practices M57* (Primera Ed). Denver, Colorado.
- Amirtharajah, A. (1987). Memórias del Seminario Internacional sobre Tecnología Simplificada para Potabilización del Agua. Cali, Colombia.
- APHA, AWWA, y WEF. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. (APHA-AWWA-WEF, Ed.) (21st ed). Washington, D.C.
- APHA, AWWA, y WPCF. (1992). *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. (M. A. H. Franson, Ed.) (17th ed.). Madrid: Diaz de Santos S.A.
- Arboleda Valencia, J. (1972). *Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua*. CEPIS. Lima.
- Arboleda Valencia, J. (2000a). *Teoría y práctica de la purificación del agua. Tomo 1*. (R. Pertuz Molina, Ed.) (Tercera). Santa Fe de Bogotá, Colombia: Mc Graw-Hill.
- Arboleda Valencia, J. (2000b). *Teoría y práctica de la purificación del agua. Tomo 2*. (R. Pertuz Molina, Ed.) (Tercera). Santa Fe de Bogotá, Colombia: Mc Graw-Hill.
- AWWA. (2011). *Water Quality y Treatment. A Handbook on Drinking Water*. (J. K. Edzwald, Ed.) (Sexta). Denver, Colorado: Mc Graw-Hill.
- Azevedo, S. (2005). South and Central America: toxic cyanobacterial. In G. Codd, S. Azevedo, S. Bagchi, Burch, W. Carmichael, W. Harding, ... H. Utkilen (Eds.), *Cyanonet. A global network for cyanobacterial bloom and toxin risk*

- management. Initial situation assessment and recommendations. Technical documents in Hydrology PHI-VI* (pp. 115–126).
- Azevedo, SMFO. (1996). Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy. In *IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia - Livro de Resumos* (p. 84).
- Bartram, J, Corrales, L., Davison, A., Deere, D., Drury, D., Gordon, B., ... Stevens, M. (2009). *Manual para el desarrollo de planes de seguridad del agua: metodología pormenorizada de gestión de riesgos para proveedores de agua de consumo*. (Organización Mundial de la Salud, Ed.). Ginebra: Organización Mundial de la Salud.
- Bartram, Jamie, Carmichael, W. W., Chorus, I., Jones, G., Skulberg, O., Mur, L. R., ... Falconer, I. R. (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. (I. Chorus y J. Bartram, Eds.) (Primera). Londres: WHO.
- Berkman, J., Boyer, G., Burkholder, J. A., Burns, J., y Carmichael, W. W. (2008). Occurrence of Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: Workgroup report. In A. Fristachi y J. L. Sinclair (Eds.), *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms*. (Primera, p. 58). New York: Springer.
- Bernhardt, H., y Clasen, J. (1991). Flocculation of micro-organisms. *Water SRT Aqua*, 40(22), 76–87.
- Beron, L. E. (1990). Features of the limnological behaviour of Salto Grande's reservoir (Argentina – Uruguay). *Ecological Modelling*, 52, 87 – 102.
- Brandão, C., Lacerda, M., y Abreu, M. (1996). Influência do tempo de floculação na filtração direta de águas com baixa turbidez e teor elevado de algas. In: Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Lisboa, Portugal.
- Brooks, W., y Codd, G. (1987). Distribution of *Microcystis aeruginosa* peptide toxin and interactions with hepatic microsomes in mice. *Pharmacology y Toxicology*, 60, 187–191.
- Bruchet, A., Bernazeau, F., Baudin, I., y Pieronne, P. (1998). Algal toxins in surface waters: Analysis and treatment. *Water Supply*, 16, 619–623.
- Bumke-Vogt, C., Mailahn, W., Retard, W., y Chorus, I. (1996). A highly sensitive analytical method for the neurotoxin anatoxin-a, using GC-ECD, and first application to laboratory cultures. *Phycologia*, 35(6, Supp), 51–56.
- Carmichael, W. W. (1994). An Overview of Toxic Cyanobacterial Research in the United States. In *Proc. Of Toxic Cyanobacteria – A Global Perspective*. Adelaide, South Australia.
- Carmichael, W. W. (1996). Liver failure and human deaths at a haemodialysis centre in Brazil: microcystins as a major contributing factor. *Harmful Algal News*, 15: 11.
- Carmichael, W. W. (2001). *Assessment of Blue-Green Algal Toxins in Raw and Finished Drinking Water*. AWWA Research Foundation, Denver, Colorado.

- CEN. (2005). *Water Quality – Guidance Standard on the Enumeration of Phytoplankton using Inverted Microscopy (Utermöhl Technique)*. CEN/TC 230. Ref. N° prEN 15204:2005:E.
- Chalar, G. (2006). Eutrophication's dynamics on different temporary scales : Salto Grande Reservoir ( Argentina-Uruguay ), 87–101.
- Chalar, Guillermo, De León, L., Fabián, D., y Gorda, J. (1993). *Evaluación de la eutrofización del Embalse de Salto Grande. Análisis de las relaciones entre los parámetros físico-químicos y biológicos. Informe Final de la primera etapa*.
- Chen, X., Xiao, B., Liu, J., Fang, T., y Xu, X. (2005). Kinetics of the oxidation of MCRR by potassium permanganate. *Toxicon*, 45(7), 911–917. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2005.02.011>
- Chow, C. W. K., Panglisch, S., House, J., Drikas, M., Burch, M. D., y Gimbel, R. (1997). A study of membrane filtration for the removal of cyanobacterial cells. *Aqua*, 46(6), 11.
- Codd, G., Bell, S., y Brooks, W. (1989). Cyanobacterial toxins in water. *Water Science and Technology*, 21, 1–13.
- Cook, D., y Newcombe, G. (2008). COMPARISON AND MODELING OF THE ADSORPTION OF TWO MICROCYSTIN ANALOGUES ONTO POWDERED ACTIVATED CARBON. *Environmental Technology*, 29(5), 525–534. <https://doi.org/10.1080/09593330801984415>
- Croll, B., y Hart, J. (1996). *Algal toxins and customers. Paper presented at the UKWIRAWWARF Technology Transfer Conference, Philadelphia*.
- De León, L. (2001). Floraciones Algales De Agua Dulce: Cianobacterias, Cianotoxinas. Su Relación Con La Salud, 1–7.
- De León, L., y Chalar, G. (2003). Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina - Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial. *Limnetica*, 22(1–2), 103–113.
- Deborde, M., y von Gunten, U. (2008). Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment—Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Research*, 42(1), 13–51. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.025>
- Di Bernardo, L., y Di Bernardo Dantas, A. (2005a). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. Volumen 1*. (RIMA, Ed.) (Segunda). Sao Carlos, SP.
- Di Bernardo, L., y Di Bernardo Dantas, A. (2005b). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. Volumen 2*. (RIMA, Ed.) (Segunda). Sao Carlos, SP.
- Di Bernardo, L., Minillo, A., y Di Bernardo Dantas, A. (2010). *Florações de algas e de cianobacterias: suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento*. (Ld. Ltda, Ed.) (1a ed.). Sao Carlos.
- Donati, C. D., Drikas, M., Hayes, R., y Newcombe, G. (1994). Microcystin-LR adsorption by powdered activated carbon. *Water Research*, 28, 1735–1742.

- Downing, J. A., Watson, S. B., y McCauley, E. (2001). Predicting Cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(10), 1905–1908.
- Drikas, M., Chow, C. W. K., House, J., y Burch, M. D. (2001). Using coagulation, and settling to remove toxic cyanobacteria. *American Water Works Association*, 92(2), 100–111.
- Edzwald, J. (1993). Algae, bubbles, coagulants and dissolved air flotation. *Water Science and Technology*, 27(10), 67–81.
- Edzwald, J., y Wingler, B. (1990). Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae. *Journal Water SRT-Aqua*, 39(1), 24–35.
- ENOHSA. (n.d.-a). Capítulo vii - 10. filtración rápida. In *Guia para la presentación de proyectos de agua potable*.
- ENOHSA. (n.d.-b). Capítulo x. desinfección. In *Guia para la presentación de proyectos de agua potable*.
- ENOHSA. (2000a). Fundamentación - Capítulo VII - 6: coagulación. In *Guia para la presentación de proyectos de agua potable*.
- ENOHSA. (2000b). Fundamentación - Capítulo VII - 7: floculación. In *Guia para la presentación de proyectos de agua potable* (p. 68).
- Fair, G., y Geyer, J. C. (1954). *Water Supply and Waste Water Disposal*. New York: Wiley.
- Falconer, I. (1999). An overview of problems caused by toxic blue-green algae (Cyanobacteria) in drinking and recreational water. *Environmental Toxicology*, 14, 5–12.
- Falconer, I.R., Runnegar, M., Buckley, T., Huyn, V., y Bradshaw, P. (1989). Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms. *American Water Works Association*, 81(2), 102–105.
- Falconer, Ian R. (1994). Health problems from exposure to Cyanobacteria and proposed safety guidelines for drinking and recreational water. In G. A. Codd, T. M. Jefferies, C. W. Keevil, y E. Potter (Eds.), *Detection Methods for Cyanobacterial Toxins* (p. 191). The Royal Society of Chemistry.
- Falconer, Ian R. (1998). Algal toxins and human health. In H. J (Ed.), *The handbook of environmental chemistry. Vol.5. Part C. Quality and treatment of drinking water II* (pp. 53–82). Berlin y Heidelberg: Springer-Verlag.
- Falconer, Ian R. (2005). *Cyanobacterial Toxins of Drinking Water Supplies: Cylindrospermopsins and microcystins*. (Ian R Falconer, Ed.) (1a ed). Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Fan, J., Daly, R., Hobson, P., Ho, L., y Brookes, J. (2013). Impact of potassium permanganate on cyanobacterial cell integrity and toxin release and degradation. *Chemosphere*, 92, 529–534.

- Fan, J., Ho, L., Hobson, P., y Brookes, J. (2013). Evaluating the effectiveness of copper sulphate, chlorine, potassium permanganate, hydrogen peroxide and ozone on cyanobacterial cell integrity. *Water Research*, 47, 5153–5164.
- Fernández del Campo, F. (2005). *Algunos aspectos importantes de la investigación dirigida al control de la cianotoxicidad. I Jornadas Españolas de Estudios en Microcistinas Universidad de Zaragoza*.
- Fontani, N., y Spigoni, G. (1997). Rassegna delle tecnologie applicate alla rimozione delle tossine algali. *Biologia Ambientale*, 2, 6.
- Giannuzzi, L., Aguilera, A., Amé, M. V., Andrinolo, D., Bauzá, L., Benitez, R., ... Wunderlin, D. (2011). *Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud*. (L. Giannuzzi, Ed.) (Primera). Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Gianuzzi, L, Meichtry de Zaburlín, N., Echenique, R. O., Andrinolo, D., Busso, F., Oliver, C., ... Izaguirre, C. (2009). *Cianobacterias y Cianotoxinas*. (Autores, Ed.) (1a ed.). Buenos Aires: Moglia S.R.L.
- Gijsbertsen-Abrahamse, A. J., Schmidt, W., Chorus, I., y Heijman, S. G. J. (2006). Removal of cyanotoxins by ultrafiltration and nanofiltration. *Journal of Membrane Science*, 276(1–2), 252–259.
- Global Water Research Coalition, & Water Quality Research Australia. (2009). *International guidance manual for the management of toxic cyanobacteria*. (Gayle Newcombe, Ed.).
- Graham, N., Wardlaw, V., Perry, R., y Jiang, J. (1998). The significance of algae as trihalomethane precursors. *Water Science and Technology*, 37(2), 83–89.
- Griffiths, D. J., y Saker, M. L. (2003). The Palm Island mystery disease 20 years on: A review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology*, 18(2), 78–93.
- Haarhoff, J., y Cleasby, J. (1989). Direct filtration of Chlorella with cationic polymer. *Environmental Engineering*, 115(2), 348–366.
- Harada, K. (1996). Trace analysis of microcystins. *Phycologia*, 35 (6 Supp), 36–41.
- Hayes, C., y Greene, L. (1984). The evaluation of eutrophication impact in public water supply reservoirs in East Anglia. *Journal of The Water Pollution Control Federation*, 42–51.
- He, X., Liu, Y. L., Conklin, A., Westrick, J., Weavers, L. K., Dionysiou, D. D., ... Walker, H. W. (2016). Toxic cyanobacteria and drinking water: Impacts, detection, and treatment. *Harmful Algae*. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.01.001>
- Hitzfeld, B. C., Höger, S. J., y Dietrich, D. R. (2000). Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 108 Suppl(July 1999), 113–122. <https://doi.org/10.2307/3454636>
- Ho, L., Lambling, P., Bustamante, H., Duker, P., y Newcombe, G. (2011).

- Application of powdered activated carbon for the adsorption of cylindrospermopsin and microcystin toxins from drinking water supplies. *Water Research*, 45(9), 2954–2964. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.014>
- Hoehn, R., Grizzard, T., y Shaffer, P. (1980). Algae as source of trihalomethane precursors. *American Water Works Association*, 72(6), 344–350.
- Hrudey, S., Burch, M., Drikas, M., y Gregory, R. (1999). Remedial Measures. In I. Chorus y J. Bartram (Eds.), *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management* (p. 400).
- Huang, H., Schwab, K., y Jacangelo, J. G. (2009). Pretreatment for Low Pressure Membranes in Water Treatment: A Review. *Environmental Science and Technology*, 1;43(9), 3011–3019.
- Huang, T.-L., Zhao, J.-W., y Chai, B.-B. (2008). Mechanism studies on chlorine and potassium permanganate degradation of microcystin-LR in water using high-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Water Science and Technology*, 58(5), 1079–1084. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.460>
- Hudson, H. E. (1981). *Water clarification processes: practical design and evaluation*. (Van Nostrand Reinhold Co., Ed.). New York.
- Izaguirre, C., Roman, N., y Bogarin, C. G. (2009). Capítulo 10: Tratamientos para disminuir la incidencia de cianobacterias y cianotoxinas en plantas potabilizadoras. In Leda Gianuzzi (Ed.), *Cianobacterias y cianotoxinas: identificación, toxicología, monitoreo y evaluación de riesgo* (1<sup>a</sup>, p. 238). Buenos Aires: Moglia S.R.L.
- Jaime Alberto Romero Rojas. (1999). *Potabilización del Agua*. (Alfaomega, Ed.) (3°).
- Janssens, J., y Buekens, A. (1993). Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment. *Water SRT – Aqua*, 42(5), 279–288.
- Jochimsen, E., Carmichael, W., An, J., Cardo, D., Cookson, S., Holmes, C., ... Jarvis, W. (1998). Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil. *The New England Journal of Medicine*, 338, 873–878.
- JONES, G. (1994). Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. *Water Research*, 28(4), 871–876.
- Jungmann, D. (1992). Toxic compounds isolated from *Microcystis* PCC7806 that are more active against *Daphnia* than two microcystins. *Oceanology and Limnology*, 37(8), 1777–1783.
- Kaur, K., Bott, T., Heathcote, G., Keay, G., y Leadbeater, B. (1994). Treatment of algal-laden water: pilot-plant experiences. *IWEM*, 8, 22–32.
- Komárek, J. (2003). Coccoid and colonial cyanobacteria. In J. D. Wehr y R. G.

- Sheath (Eds.), *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification* (1a ed., p. 918). San Diego: Academic Press.
- Komárek, J., Komárkova, J., y Kling, H. (2003). Filamentous Cyanobacteria. In J. D. Wher y R. G. Sheath (Eds.), *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification* (1a ed., p. 918). San Diego: Academic Press.
- Kuiper-Goodman, T., Falconer, I., y Fitzgerald, J. (1999). Human Health Aspects. In I. Chorus y J. Bartram (Eds.), *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management* (pp. 125–160). WHO.
- Lahti, K., Rapala, J., Kivimäki, A.-L., Kukkonen, J., Niemelä, M., y Sivonen, K. (2001). Occurrence of microcystins in raw water sources and treated drinking water of Finnish waterworks. *Water Science and Technology*, 43(12), 225–228. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0744>
- Lambert, T. W., Holmes, C. F. B., y Hrudey, S. E. (1996a). Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment. *Water Research*, 30(6), 1411–1422. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00026-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00026-7)
- Lambert, T. W., Holmes, C. F. B., y Hrudey, S. E. (1996b). Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment. *Water Research*, 30(6), 1411–1422. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00026-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00026-7)
- Laurén-Määttä, C., Hietala, J., y Walls, M. (1997). Responses of *Daphnia pulex* populations to toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, 37, 635–647.
- Le Jeune, A., Charpin, M., Deluchat, V., Briand, J. F., Lenain, J.-F., Baudu, M., y Amblard, C. (2006). Effect of copper sulphate treatment on natural phytoplanktonic communities. *Aquatic Toxicology*, 80(3), 267–280.
- Lepisto, L., Lakti, K., y Niemi, J. (1994). Removal of cyanobacteria and other phytoplankton in four Finnish waterworks. *Algolog Studies*, 75, 167–181.
- Lukac, M., y Aegerter, R. (1993). Influence of trace metals on growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa*. *Toxicon*, 31, 293–305.
- Markham, L., Porter, M., y Schofield, T. (1997). Algal and zooplankton removal by dissolved air flotation at Severn Trent Ltd. surface water treatment works. In *Dissolved Air Flotation. Proceedings of an International Conference, Chartered Institution of Water and Environmental Management*. London.
- Merel, S., LeBot, B., Clément, M., Seux, R., y Thomas, O. (2009). Ms identification of microcystin-LR chlorination by-products. *Chemosphere*, 74(6), 832–839. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.024>
- Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E., y Thomas, O. (2013). State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International*, 59, 303–327.
- Metcalf, J. S., y Eddy. (1995). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido*

- y reutilización. *Volumen 1*. (A. García Brague, Ed.) (Tercera). Madrid: Mc Graw-Hill.
- Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. (2003). *Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano*. (Ascom, Ed.), Ascom. Brasília.
- Mouchet, P., y Bonnélye, V. (1998). Solving algae problems: French expertise and worldwide applications. *Water SRT, Aqua*, 47, 125–141.
- Mur, L. R., Skulberg, O. M., y Utkilen, H. (1999). Cyanobacteria in the environment. In I. Chorus y J. Bartram (Eds.), *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management* (pp. 25–55). WHO.
- Newcombe, G., Dreyfus, J., Monrolin, Y., Pestana, C., Reeve, P., Sawade, E., ... Yates, R. S. (2015). *Optimizing Conventional Treatment for the Removal of Cyanobacteria and Toxins*. *Water Research Foundation*. Order Number 4315.
- Newcombe, G, Morrison, J., Hepplewhite, C., y Knappe, D. R. U. (2002). Simultaneous adsorption of MIB and NOM onto activated carbon: II. Competitive effects. *Carbon*, 40(12), 2147–2156. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(02\)00098-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0008-6223(02)00098-2)
- Newcombe, Gayle, Drikas, M., y Hayes, R. (1997). Influence of characterised natural organic material on activated carbon adsorption: II. Effect on pore volume distribution and adsorption of 2-methylisoborneol. *Water Research*, 31(5), 1065–1073. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00325-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00325-9)
- Newcombe, Gayle, y Nicholson, B. (2004). Water treatment options for dissolved cyanotoxins. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 53(4), 227–239. <https://doi.org/10.2166/aqua.2004.0019>
- Nicholson, B.C., Rositano, J., y Burch, M. D. (1994). Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chlorine and chloramine. *Water Research*, 28, 1297–1303.
- Nicholson, Brenton C, Rositano, J., y Burch, M. D. (1994). Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chlorine and chloramine. *Water Research*, 28(6), 1297–1303. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90294-1](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(94)90294-1)
- O'Farrell, I., Bordet, F., y Chaparro, G. (2012). Bloom forming cyanobacterial complexes co-occurring in a subtropical large reservoir: validation of dominant eco-strategies. *Hydrobiologia*, 698(1), 175–190. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1102-4>
- Organización Mundial de la Salud. (2004). *Guías para la calidad del agua potable. Volumen 1* (Tercera). Ginebra.
- Otaño, S. (2009). Saxitoxins in Argentinian inland waters. *Harmful Algal News*, 39:19.
- Ou, H., Gao, N., Chaohai, W., Yang, D., y Qiao, J. (2012). Immediate and long-term

- impacts of potassium permanganate on photosynthetic activity, survival and microcystin-LR release risk of *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Hazardous Materials*, 219–220, 267–275.
- Paerl, H. W., Hall, N. S., y Calandrino, E. S. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of The Total Environment*, 409(10), 1739–1745.
- Pendleton, P., Schumann, R., y Wong, S. (2001). Microcystin-LR Adsorption by Activated Carbon. *Journal of Colloid and Interface Science*, 240, 1–8. <https://doi.org/10.1006/jcis.2001.7616>
- Pérez, D. S., Soraci, A. L., y Tapia, M. O. (2008). Cianobacterias y cianotoxinas: rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. *Analecta Veterinaria*, 28(7000), 48–56.
- Peterson, H. G., Hrudey, S. E., Cantin, I. A., Perley, T. R., y Kenefick, S. L. (1995). Physiological toxicity, cell membrane damage and the release of dissolved organic carbon and geosmin by *Aphanizomenon flos-aquae* after exposure to water treatment chemicals. *Water Research*, 29(6), 1515–1523.
- Pizzolón, L. (1996). Importancia de las cianobacterias como factor de toxicidad en las aguas continentales. *Inteciencia*, 21 (6), 239–245.
- Quirós, R., y Luchini, L. (1982). Características limnológicas del embalse de Salto Grande, III: Fitoplancton y su relación con parámetros ambientales. *Revista de La Asociación de Ciencias Naturales Del Litoral*. <https://doi.org/0325-2809>
- Robertson, P. K., Lawton, L. J., Munch, B., y Rouzade, J. (1997). Destruction of cyanobacterial toxins by semiconductor photocatalysis. *Chem. Commun.*, (4), 393–394.
- Rodríguez, E. M., Acero, J. L., Spoo, L., y Meriluoto, J. (2008). Oxidation of MC-LR and -RR with chlorine and potassium permanganate: Toxicity of the reaction products. *Water Research*, 42(6–7), 1744–1752. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.039>
- Rodríguez, E., Majado, M. E., Meriluoto, J., y Acero, J. L. (2007). Oxidation of microcystins by permanganate: Reaction kinetics and implications for water treatment. *Water Research*, 41(1), 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.004>
- Rodríguez, E., Onstad, G. D., Kull, T. P. J., Metcalf, J. S., Acero, J. L., y von Gunten, U. (2007). Oxidative elimination of cyanotoxins: Comparison of ozone, chlorine, chlorine dioxide and permanganate. *Water Research*, 41(15), 3381–3393. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.033>
- Rositano, J., y Nicholson, B. C. (1994). *Water Treatment Techniques for Removal of Cyanobacterial Toxins from Water*. Salisbury, South Australia.
- Rositano, J., Nicholson, B. C., y Pieronne, P. (1996). Destruction of cyanobacterial toxins by ozone. In *Proceedings of the First Australasian Conference of the International Ozone Association*. Sydney, Australia.

- Salas, H., y Martino, P. (1990). *Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales*. Lima.
- Sivonen, K. (1996). Cyanobacterial toxins and toxin production. *Phycologia*, 35(& Suppl), 12–24.
- Smethurst, G. (1979). *Basic Water Treatment: For Application Worldwide* (Primera). Thomas Telford Ltd.
- Steel, E. (1960). *Water Supply and Sewerage*. Mc Graw-Hill.
- Steffensen, DA, y Nicholson, B. (1994). Toxic cyanobacteria current status of reseach and management. In D Steffensen y B. Nicholson (Eds.), *Toxic Cyanobacteria Current Status of Reseach and Management*. Adelaide, Australia: Denver, CO: American Water Works Association Research Foundation.
- Tsuji, K, Naito, S., Kondo, F., Ishikawa, N., Watanabe, M., Suzuki, M., y Harada, K. (1993). Stability of microcystins from cyanobacteria: effect of light on decomposition and isomerization. *Environmental Science and Technology*, 28, 173–177.
- Tsuji, Kiyomi, Watanuki, T., Kondo, F., Watanabe, M. F., Nakazawa, H., Suzuki, M., ... Harada, K.-I. (1997). Stability of Microcystins from cyanobacteria—iv. effect of chlorination on decomposition. *Toxicon*, 35(7), 1033–1041. [https://doi.org/10.1016/S0041-0101\(96\)00223-1](https://doi.org/10.1016/S0041-0101(96)00223-1)
- U.S. EPA Office of Water. (2014). 2014a Cyanobacteria and Cyanotoxins: Information for Drinking Water Systems. Fact Sheet., 11.
- U.S. EPA Standards and Risk Management Division. (2016). *Water Treatment Optimization for Cyanotoxins*. (US EPA Office of Water, Ed.) (1<sup>a</sup>). Cincinnati.
- US EPA Office of Water. (2016). Water Treatment Optimization for Cyanotoxins, (EPA 810-B-16-007), 60.
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie*, 9, 1–38.
- Utkilen, H., y Gjörlme, N. (1992). Toxin production by *Microcystis aeruginosa* as a function of light in continuous cultures and its ecological significance. *Applied and Environmental Microbiology*, 58(4), 1321–1325.
- Walker, H. W. (2015). *Harmful Algae Blooms in Drinking Water: Removal of Cyanobacterial Cells and Toxins*. (CRC Press, Ed.). Boca Raton, FL.
- Watanabe, M., Oishi, S., y Nakato, T. (1981). Toxic characteristics of *Microcystis aeruginosa*. *Verhandlungen Des Internationalen Verein Limnologie*, 21, 1441–1443.
- Westrick, J. A., Szlag, D. C., Southwell, B. J., y Sinclair, J. (2010). A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 397(5), 1705–1714.

<https://doi.org/10.1007/s00216-010-3709-5>

- White, G. C. (1998). *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants*. (Wiley, Ed.) (4<sup>a</sup>). Wiley-Interscience publication.
- WHO. (1996). *Guidelines for Drinking Water Quality. Volume 2, Health Criteria and other Supporting Information*. World Health Organization. Geneva.
- WHO, Chorus, I., y Bartram, J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*.
- WRc. (1996). *The Fate of Intracellular Microcystin-LR During Water Treatment. Report Ref. 96/DW/07/4*. London.
- Xagorarakis, I., Zulliger, K., Harrington, G. W., Zeier, B., Krick, W., y Karner, D. A. (2006). Ct values required for degradation of microcystin-LR by free chlorine. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 55(4), 233–245. <https://doi.org/10.2166/aqua.2006.0008>
- Yoo, R. S., Carmichael, W. W., Hoehn, R. C., y Hruday, S. . (1995a). Cyanobacterial (Blue- Green Algal) Toxins: A Resource Guide. *American Water Works Association Research Foundation, Denver*, 229.
- Yoo, R. S., Carmichael, W. W., Hoehn, R. C., y Hruday, S. E. (1995b). *Cyanobacterial (blue-green algal) toxins: A resource guide*. American Waterworks Association Research Foundation, Boulder, Colorado.
- Zhou, H., y Smith, D. (2002). Advanced technologies in water and wastewater treatment. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 1(4), 247–264.