

APLICACIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE FILTRACIÓN

EN MÚLTIPLES ETAPAS CON SISTEMAS DE RIEGO
LOCALIZADO DE ALTA FRECUENCIA

• LUIS SÁNCHEZ, JORGE LATORRE Y JAIME DÍAZ •



Programa Editorial

Este libro de investigación muestra la evaluación realizada, a escala piloto, a la tecnología de Filtración en Múltiples Etapas (FiME), para mejorar la calidad de agua en sistemas de riego con el fin de disminuir el riesgo de obturación en los emisores de sistemas de Riego Localizado de Alta Frecuencia (RLAF). Se estudió la eficiencia de remoción de parámetros físicos, químicos y microbiológicos que inciden en la obturación de los emisores de riego localizado, para tres configuraciones FiME (Filtro Grueso Dinámico, FGDi + Filtro Grueso Ascendente en Capas, FGAC; FGDi + Filtro Grueso Ascendente en serie en 2 etapas, FGAS2; y FGDi + FGAC + Filtro Lento en Arena, FLA) y un filtro convencional de anillos, FC. El efluente de cada una de esas tecnologías alimentó cuatro tipos de sistemas RLAF: Microjet, Lyn, Autocompensado y Cinta de riego.

Este trabajo se ejecutó con recursos propios de la Universidad del Valle, a través de la Vicerrectoría de Investigaciones. En la ejecución participaron los Grupos de Investigación en Abastecimiento de Agua, Gestión Integrada del Recurso Hídrico, Desarrollo Institucional y Gestión Comunitaria, del Instituto Cinara y el Grupo REGAR de la Escuela de Ingeniería de los Recursos Naturales y del Ambiente - EIDENAR.



Aplicación de la Tecnología de Filtración en Múltiples Etapas

con Sistemas de Riego
Localizado de Alta Frecuencia



Colección Ingeniería

LUIS DARÍO SÁNCHEZ TORRES

Ingeniero Sanitario, MSc en Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidad del Valle. Es investigador y profesor, adscrito al Instituto Cinara de la Facultad de Ingeniería de la Universidad del Valle desde hace 20 años. Coordinador del Grupo de Investigación en Abastecimiento de Agua del Instituto Cinara. Ha participado en diversos proyectos de transferencia de tecnología en abastecimiento de agua a nivel nacional e internacional. También es coordinador de proyectos de investigación y desarrollo en el campo del abastecimiento de agua.

JORGE LATORRE MONTERO

Ing. MSc. en Ingeniería Sanitaria, formación en proyectos de investigación, desarrollo y gestión relacionados con abastecimiento de agua y saneamiento ambiental, incluyendo procesos participativos de planeación, organización y gestión, con comunidades usuarias, institucionales, académicas, políticas y financieras. Experiencia profesional a nivel nacional e internacional con intervención en zonas rurales, pequeños y medianos municipios y asentamientos urbano-marginales; docente en cursos de pregrado y postgrado. Experiencia investigativa y formación de capacidades en tecnologías de uso no convencional para tratamiento de agua para consumo humano y sistemas de riego de alta frecuencia, como la Filtración en Múltiples Etapas. Coautor de artículos, ponencias, libros y material audiovisual.

JAIME ERNESTO DÍAZ

Ingeniero Agrícola, egresado de la Universidad del Valle, en convenio con la Universidad Nacional de Colombia, Palmira. Posee una maestría en Recursos Hídricos de la Universidad Nacional de Colombia y es PhD en Tecnología Agroambiental de la Universidad Politécnica de Madrid. Posee experiencia docente por más de 25 años en las universidades del Valle, Surcolombiana y Corporación Universitaria de Ibagué. Actualmente es profesor titular de la Escuela de Ingeniería de Recursos y del Ambiente en la Facultad de Ingeniería de la Universidad del Valle.

Aplicación de la Tecnología de Filtración en Múltiples Etapas

con Sistemas de Riego
Localizado de Alta Frecuencia

Luis Darío Sánchez T. - Jorge Latorre M. - Jaime Ernesto Díaz



Colección Ingeniería

Sánchez, Luis Darío

Aplicación de la tecnología de filtración en múltiples etapas con sistemas de riego localizado de alta frecuencia / Luis Darío Sánchez T., Jorge Latorre M., Jaime Ernesto Díaz. -- Santiago de Cali : Programa Editorial Universidad del Valle, 2011.

124 p. ; 24 cm. -- (Ciencias naturales y exactas)

Incluye bibliografía.

1. Sistemas de riego 2. Calidad del agua - Control 3. Tratamiento del agua 4. Hidráulica agrícola 5. Tecnología agrícola I. Latorre M., Jorge II. Díaz, Jaime Ernesto III. Tit. IV. Serie.

631.587 cd 21 ed.

A1294537

CEP-Banco de la República-Biblioteca Luis Ángel Arango

Universidad del Valle

Programa Editorial

Título: Aplicación de la Tecnología de Filtración en Múltiples Etapas con Sistemas de Riego Localizado de Alta Frecuencia

Autores: Luis Darío Sánchez T., Jorge Latorre M., Jaime Ernesto Díaz

ISBN: 978-958-670-901-9

ISBN-PDF: 978-958-5164-27-7

DOI: 10.25100/peu.506

Colección: Ingeniería

Primera Edición Impresa julio 2011

Rector de la Universidad del Valle: Édgar Varela Barrios

Vicerrector de Investigaciones: Héctor Cadavid Ramírez

Director del Programa Editorial: Omar J. Díaz Saldaña

© Universidad del Valle

© Luis Darío Sánchez T., Jorge Latorre M., Jaime Ernesto Díaz

Diseño de carátula: Anna Echavarría. Elefante

Diagramación y corrección de estilo: G&G Editores - Cali

Este libro, o parte de él, no puede ser reproducido por ningún medio sin autorización escrita de la Universidad del Valle.

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión del autor y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad del Valle, ni genera responsabilidad frente a terceros.

El autor es el responsable del respeto a los derechos de autor y del material contenido en la publicación, razón por la cual la Universidad no puede asumir ninguna responsabilidad en caso de omisiones o errores.

Cali, Colombia, diciembre de 2020

CONTENIDO

Capítulo 1

RIEGO LOCALIZADO DE ALTA FRECUENCIA	25
• Descripción general	25
• Ventajas y desventajas	25
• Componentes de un sistema RLAF	27
- <i>Cabezal de control</i>	27
- <i>Tuberías de distribución</i>	28
- <i>Emisores</i>	28
• Criterios de diseño	29
- <i>Demanda hídrica</i>	29
- <i>Porcentaje de área a regar</i>	29
- <i>Profundidad del bulbo húmedo</i>	30
- <i>Tolerancia de presiones</i>	30
- <i>Uniformidad de aplicación</i>	30

Capítulo 2

CALIDAD DE AGUA PARA RIEGO	31
• Salinidad	31
• Sodicidad	32
• Toxicidad	35
• Obturación	35

Capítulo 3

TRATAMIENTOS PARA EL MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DE AGUA EN RIEGO	37
---	----

• Tratamientos físicos	38
- <i>Filtro de grava</i>	38
- <i>Hidrociclón</i>	39
- <i>Filtro de mallas</i>	39
- <i>Filtro de anillos</i>	39
• Tratamientos químicos	41
• Filtración en múltiples etapas	41
- <i>Descripción general</i>	41
- <i>Componentes de un sistema FiME</i>	43
- <i>Procesos y mecanismos de remoción</i>	45
- <i>Calidad de agua en sistemas FiME</i>	48
- <i>Criterios de diseño</i>	49
- <i>Operación y mantenimiento</i>	51

Capítulo 4

MODELO EXPERIMENTAL	55
• Montaje a escala piloto	56
- <i>Diseño de las unidades piloto FiME</i>	57
- <i>Diseño de las parcelas piloto RLAF</i>	62
• Comportamiento y Remoción de Parámetros Asociados a la Obturación de Emisores de Riego	66
- <i>Parámetros de seguimiento de calidad de agua en unidades FiME</i>	66
- <i>Mediciones de calidad de agua en las unidades experimentales</i>	67
- <i>Análisis de resultados</i>	67
• Comportamiento Hidráulico y Calidad de Agua en Parcelas RLAF	68
- <i>Parámetros de seguimiento en las redes de riego localizado</i>	68
- <i>Mediciones en las redes de riego localizado</i>	69
- <i>Cálculos y análisis de resultados</i>	70
• Comportamiento de los Parámetros de Operación y Mantenimiento en los Sistemas de Tratamiento	71
- <i>Seguimiento de los sistemas</i>	71
- <i>Frecuencia y período de mediciones</i>	71
- <i>Análisis de resultados</i>	74

Capítulo 5

RESULTADOS DEL MODELO EXPERIMENTAL	75
• Comportamiento y Remoción de Parámetros Asociados a la Obturación de Emisores de Riego	75
- <i>Sólidos Suspendidos Totales (SST)</i>	79
- <i>pH</i>	82

- <i>Sólidos Disueltos (SD)</i>	84
- <i>Manganeso (Mn)</i>	85
- <i>Hierro (Fe)</i>	88
- <i>Mesófilos</i>	94
• Comportamiento Hidráulico y Calidad de Agua en Parcelas RLAF	101
- <i>Comparación del comportamiento hidráulico entre tecnologías de riego</i>	102
- <i>Influencia de los tratamientos en el comportamiento hidráulico de los emisores de riego</i>	106
- <i>Interpretación de los tiempos de riego encontrados</i>	109
• Comportamiento de los parámetros de operación y mantenimiento en los sistemas de tratamiento	112
- <i>Caudal</i>	112
- <i>Pérdida de carga</i>	113
CONCLUSIONES	117
RECOMENDACIONES	119
BIBLIOGRAFÍA	121

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1	CU admisible en emisores RLAF	30
Tabla 2.1	Clasificación de riesgo de salinidad del agua de riego	32
Tabla 2.2	Clasificación del riesgo de salinidad del agua de riego	32
Tabla 2.3	Concentración de calcio (Ca^0) en función de la CE del agua de riego y de la relación HCO_3	33
Tabla 2.4	Criterio de sodicidad según CE	34
Tabla 2.5	Sensibilidad a la obturación en función del diámetro del emisor	35
Tabla 2.6	Parámetros de calidad de agua para evaluar riesgo por obturación en riego localizado	36
Tabla 3.1	Caracterización de partículas del agua de riego	38
Tabla 3.2	Tasa de filtración en función del nivel de sólidos en suspensión	38
Tabla 3.3	Caudal de trabajo (m^3/h) por unidad de filtro en función de la tasa de filtrado	39
Tabla 3.4	Tamaño de orificio para diferentes mesh	40
Tabla 3.5	Tipo de filtro recomendado según el origen del agua	40
Tabla 3.6	Tratamientos químicos preventivos del agua de riego	41
Tabla 3.7	Resumen de consideraciones sobre la filtración en múltiples etapas	43
Tabla 3.8	Remociones esperadas en unidades FiME	49
Tabla 3.9	Criterios de diseño sistemas FiME	50
Tabla 3.10	Criterios de diseño para múltiples difusores y recolectores.	51
Tabla 3.11	Distribución del medio filtrante en FiME.	51

Tabla 4.1	Características de los FGD _i	58
Tabla 4.2	Características de los vertederos triangulares de entrada FGD _i 1 y 2	59
Tabla 4.3	Características de los FGA	59
Tabla 4.4	Características de los vertederos triangulares de entrada FGAC y FGAS	60
Tabla 4.5	Características del FLA	60
Tabla 4.6	Características de parcelas de riego localizado	62
Tabla 4.7	Características de los emisores del estudio	63
Tabla 4.8	Régimen de flujo en tuberías laterales	64
Tabla 4.9	Pérdida unitaria en tuberías laterales	64
Tabla 4.10	Pérdida unitaria teniendo en cuenta el efecto de conexiones de emisores	65
Tabla 4.11	Coefficiente de Christiansen para efecto de disminución de caudales	65
Tabla 4.12	Pérdidas de carga totales en el lateral	66
Tabla 4.13	Frecuencia de medición de variables de seguimiento de calidad de agua	67
Tabla 4.14	Características de los emisores de riego localizado	70
Tabla 4.15	Caudales de operación unidades de filtración	71
Tabla 4.16	Medición de caudal en unidades FiME	72
Tabla 4.17	Ecuación vertederos triangulares instalados	72
Tabla 4.18	Piezómetros instalados en unidades FiME	73
Tabla 5.1	Variación de calidad del agua cruda. Período 1 y 2 de riego	76
Tabla 5.2	Prueba T para la comparación de las aguas crudas. Prueba de muestras independientes	77
Tabla 5.3	Prueba de bondad de ajuste para contrastar la normalidad en cada parámetro y período. Kolmogorov-Smirnof para una muestra	78
Tabla 5.4	Prueba de Kolmogorov-Smirnof para el contraste de igualdad de medias en los parámetros medidos en las dos aguas crudas	79
Tabla 5.5	Prueba Kolmogorov-Smirnof para la comparación de la remoción de SST entre las tecnologías T1 vs T2 y T3 vs T4	82
Tabla 5.6	Prueba Kolmogorov-Smirnof para la comparación de la remoción de hierro entre las tecnologías T1 vs T2 y T3 vs T4	91
Tabla 5.7	Ancova para el hierro	92
Tabla 5.8	Estimaciones de los valores medios del hierro	93

Tabla 5.9	Comparación por pares de tecnologías de tratamiento de agua	93
Tabla 5.10	Prueba Kolmogorov para la comparación de la remoción de mesófilos entre las tecnologías T1 vs T2 y T3 vs T4	97
Tabla 5.11	Ancova para mesófilos	98
Tabla 5.12	Comparaciones entre todas las tecnologías de tratamiento de agua	99
Tabla 5.13	Estimaciones de los valores medios para mesófilos	99
Tabla 5.14	Tecnologías de tratamiento frente al riesgo de obturación por parámetros de calidad de agua	99
Tabla 5.15	Tiempo de riego antes de CU mínimo admisible por emisor y por tratamiento de calidad de agua	105
Tabla 5.16	Riesgo de obturación para cada efluente de tratamiento	107
Tabla 5.17	Número de riegos de 3 horas antes de CU mínimo admisible	110
Tabla 5.18	Matriz preliminar de selección de tecnología FiME-RLAF según calidad de agua y tiempo de riego	111

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	Componentes sistema de RLAF. Esquema general	27
Figura 1.2	Clasificación de emisores según caudal emitido (q: caudal de riego)	29
Figura 3.2	Mecanismos de transporte en la filtración	46
Figura 5.1	Concentraciones iniciales y finales de SST para los sistemas de tratamiento evaluados	80
Figura 5.2	Percentiles datos sólidos suspendidos totales por calidad de agua analizada	81
Figura 5.3	Valores iniciales y finales de pH para los sistemas de tratamiento evaluados	83
Figura 5.4	Percentiles datos pH por calidad de agua analizada	84
Figura 5.5	Concentraciones iniciales y finales de sólidos disueltos para los sistemas de tratamiento evaluados	85
Figura 5.6	Percentiles para datos de sólidos disueltos por calidad de agua analizada	86
Figura 5.7	Concentraciones iniciales y finales de manganeso para los sistemas de tratamiento evaluados	87
Figura 5.8	Percentiles datos manganeso por calidad de agua analizada	88
Figura 5.9	Concentraciones iniciales y finales de hierro para los sistemas de tratamiento evaluados	90
Figura 5.10	Percentiles datos hierro total por calidad de agua analizada	91
Figura 5.11	Medias marginales estimadas del hierro total	94
Figura 5.12	Concentraciones iniciales y finales de mesófilos para los sistemas de tratamiento evaluados	95

Figura 5.13	Percentiles datos mesófilos por calidad de agua analizada	96
Figura 5.14	Medias marginales estimadas para mesófilos	100
Figura 5.15	Coefficiente de Uniformidad de cada emisor con T1	102
Figura 5.16	Coefficiente de Uniformidad de cada emisor con T2	103
Figura 5.17	Coefficiente de Uniformidad de cada emisor con T3	104
Figura 5.18	Coefficiente de Uniformidad de cada emisor con T4	104
Figura 5.19	Velocidades de filtración unidades FiME en primer período de riego	112
Figura 5.20	Velocidades de filtración unidades FiME en segundo período de riego	113
Figura 5.21	Pérdida de Carga, período 1, T1-T2	113
Figura 5.22	Pérdida de Carga, período 2, T3-T4	114

ABREVIATURAS

- AC: Agua cruda
- Ancova: Análisis de Covarianza
- CU: Coeficiente de Uniformidad
- FC: Filtro Convencional
- Fe: Hierro
- FGAC: Filtro Grueso Ascendente en Capas
- FGAS: Filtro Grueso Ascendente en Serie
- FGD_i: Filtro Grueso Dinámico
- FiME: Filtración en Múltiples Etapas
- FLA: Filtro Lento en Arena
- Ha: Hipótesis alterna
- Ho: Hipótesis nula
- Mn: Manganeso
- RLAF: Riego Localizado de Alta Frecuencia
- SD: Sólidos Disueltos
- SST: Sólidos Suspendidos Totales
- T1: Filtro Grueso Dinámico + Filtro Grueso Ascendente en 1 etapa
- T2: Filtro Grueso Dinámico + Filtro Grueso Ascendente en 2 etapas
- T3: Filtro Grueso Dinámico + Filtro Grueso Ascendente en 1 etapa + Filtro Lento en Arena
- T4: Filtro Grueso Dinámico + Filtro de Anillos

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

PREFACIO

La presente publicación trata un tema poco desarrollado en Colombia: el mejoramiento de la calidad del agua en sistemas de Riego Localizado de Alta Frecuencia, RLAF, especialmente en las zonas rurales en donde se evidencia la necesidad de hacer uso eficiente del agua en riego, mejorar la productividad, fomentar el desarrollo agrícola, generar empleo y estabilidad laboral, mejorar los ingresos económicos de las poblaciones y fortalecer un desarrollo integral local y/o regional.

El libro presenta los resultados de una investigación a escala piloto que fue financiada por la Universidad del Valle —Instituto Cinara—, a través de la Vicerrectoría de Investigaciones, buscando contribuir a la solución de problemas sentidos por la sociedad colombiana; es así como con esta publicación, titulada *Aplicación de la Tecnología de Filtración en Múltiples Etapas con Sistemas de Riego Localizado de Alta Frecuencia*, se ponen a disposición del lector los resultados de este trabajo para contribuir a la sostenibilidad de los recursos hídricos y el desarrollo agrícola del país.

El libro está dirigido a investigadores, profesionales en ingeniería sanitaria y agrícola, profesores y estudiantes que trabajan en el campo de la calidad del agua para riego.

Lo que motivó el desarrollo de este trabajo es el problema al que se enfrenta la agricultura colombiana por la variabilidad de la cantidad y la calidad del agua, causadas por el deterioro de las cuencas y los efectos ambientales por la descarga de aguas residuales domésticas y la expansión agrícola e industrial, cuyos impactos se potencializan por los efectos del cambio climático global.

Los sistemas de riego que son abastecidos principalmente por fuentes su-

perficiales sufren por esas variaciones, haciendo que los sistemas RLAF se deterioren por taponamiento debido a la presencia de componentes físicos, químicos y microbiológicos que son conducidos a los sistemas de tuberías, aspersores, válvulas, goteros y boquillas, generando problemas de operación y mantenimiento, altos costos de sostenimiento y en muchos casos el abandono de la tecnología por parte de los usuarios. Por eso este libro considera el riesgo de obturación en los emisores de sistemas RLAF, analizando la eficiencia de remoción de parámetros físicos, químicos y microbiológicos que inciden en su obturación, aplicando diferentes sistemas de tratamiento que incluyeron configuraciones de filtración en múltiples etapas, FiME (Filtro Grueso Dinámico, FGD_i + Filtro Grueso Ascendente en Capas, FGAC; FGD_i + Filtro Grueso Ascendente en serie en 2 etapas, FGAS₂; y FGD_i + FGAC + Filtro Lento en Arena, FLA), y un filtro convencional de anillos, FC.

El efluente de cada una de esas tecnologías alimentó cuatro tipos de sistemas RLAF: Microjet, Lyn, Autocompensado y Cinta de riego. La tecnología FiME es ampliamente utilizada para el tratamiento de agua de consumo humano con considerables niveles de contaminación. Ese método de tratamiento, sin ser una panacea, tiene ventajas en relación con otros sistemas ya que puede ser operado por personal con bajos niveles de escolaridad, siendo útil para mejorar la calidad del agua en la zona rural y en pequeños municipios. Esta condición la hace atractiva para su uso en otros sectores como el agrícola, donde actualmente se tienen serios problemas de calidad del agua en los sistemas de riego.

Las investigaciones realizadas recientemente sobre este tema no han tenido como objetivo principal el mejoramiento de la calidad de agua utilizada en los sistemas RLAF para disminuir la obturación de los emisores; estas investigaciones se han centrado en evaluar principalmente la propia obturación de estos emisores en diferentes condiciones experimentales.

En Estados Unidos, Rowman (2004) investigó a escala laboratorio la obstrucción de cuatro tipos de emisores, los cuales estuvieron diseñados para uso de agua residual tratada. El taponamiento de estos emisores se evaluó utilizando tres tipos de calidad de agua: agua potable, efluente de un tanque séptico y efluente secundario de un filtro lento en arena. Cada tipo de agua alimentó cuatro emisores, regando por un tiempo de diez minutos cada seis horas, por siete días a la semana, por doce meses. Para identificar la obturación gradual de los emisores, la frecuencia de medición de caudales en esos sistemas fue de una vez al mes. Los resultados demostraron que los emisores que distribuyeron el efluente del tanque séptico mostraron la mayor reducción en el flujo, mientras que el efluente del filtro lento en arena

redujo el grado de taponamiento en los cuatro tipos de emisores. En esta investigación se analizó el biofilm en los emisores con muestras tomadas de agua de grifo y se encontró que aquellos que distribuyeron el efluente del tanque séptico tuvieron una mayor biomasa que los correspondientes al efluente del filtro lento en arena.

De otro lado, Te Velde (2001), en Zimbabwe, realizó un experimento a escala laboratorio para evaluar y monitorear el desempeño de diferentes tipos y tamaños de emisores (mangueras de riego, microtubos, tubos intravenosos y tubos capilares). El agua usada para riego fue de la planta municipal de potabilización, que incluía floculación, filtración rápida en arena y cloración. No hubo una frecuencia de medición estable, pues la descarga de los emisores fue medida en seis ocasiones por cuatro meses. Los resultados mostraron que el caudal vertido por los emisores se redujo gradualmente y después de unos pocos meses algunos de los emisores estuvieron completamente obstruidos. En el reporte se menciona que la reducción gradual pudo haber sido causada por depósitos de calcio alrededor de los orificios de los emisores y que la presencia de aire en las líneas de distribución también afecta la descarga, pudiendo explicar algunas de las variaciones.

Puig-Bargués, et al. (2005) realizaron en España un experimento a escala piloto, en el que se utilizaron como fuente el efluente de un tratamiento terciario (filtración rápida en arena, desinfección con cloro y rayos ultravioleta) y el efluente secundario de un tratamiento con lodos activados. El efluente del tratamiento terciario se aplicó a una unidad de riego y el efluente del tratamiento secundario se aplicó a dos unidades de riego. Las unidades de riego contaron con un filtro (130 micras) y manómetros antes y después del filtro. Cada unidad constó de 4 líneas laterales de 40 m de longitud y 12 mm de diámetro. Los emisores fueron de laberinto no autocompensados —1.9 l/h y 10.3 metros columna de agua (m.c.a) de presión nominal— separados a 0.3 m con diámetro de emisores de 0.7 mm.

El experimento se llevó a cabo durante 750 horas (10 h/día), no se lavaron las líneas laterales y los filtros se lavaron manualmente cada que la pérdida de carga llegó a 5 m.c.a. Los períodos de limpieza de los filtros oscilaron entre 164 a 218 horas. Los parámetros analizados a las muestras fueron: sólidos suspendidos totales (SST), oxígeno disuelto y turbiedad. Los resultados demostraron que el efluente terciario permitió que el coeficiente de uniformidad no bajara de 85% en las 750 horas, mientras que las otras dos unidades de riego, que fueron abastecidas por el tratamiento secundario, llegaron a 50% y 0% de uniformidad en el mismo tiempo.

Sobre la base de la revisión de cinco experiencias a escala real, Latorre et

al. (2008) reportan que los problemas de operación y mantenimiento de los sistemas RLAF pueden clasificarse de la siguiente forma:

- Problemas asociados a la tecnología: representados en la calidad de los accesorios como uniones, conectores, terminales, emisores y, en algún caso, conducciones. Este problema genera un sobrecosto en la reposición de dichos accesorios, reduciendo de manera importante las utilidades de los proyectos productivos.
- Problemas asociados a la calidad del agua: se incluyen los problemas de obturación (taponamiento) de emisores y la aparición de biopelículas. Esta problemática se puede dividir de acuerdo con la procedencia del agua de riego.
- Aguas subterráneas: las aguas subterráneas por su composición generalmente forman precipitados cálcicos, entre otros, que taponan los emisores y en algún momento pueden afectar el suelo.
- Aguas superficiales: en las aguas provenientes de fuente superficial se presentan altas concentraciones de sólidos suspendidos y disueltos, agentes orgánicos y microbiológicos que obturan los emisores y forman biopelículas en las paredes de las conducciones principales.

Experiencias revisadas sobre el uso de riego localizado muestran que este tipo de tecnología está en uso. Los agricultores perciben sus beneficios en cuanto a ahorro de agua y conservación del suelo, pero tienen limitaciones para lograr una calidad adecuada del agua, que en algunos casos les ha llevado a fabricar sus propios filtros para bajar costos y, según ellos, ganar eficiencia. Esas experiencias han tenido eco en comunidades vecinas, indicando la importancia de contar con buenos proyectos de demostración que permitan aplicar a escala real los resultados de las investigaciones y resolver dudas de los futuros usuarios. Las comunidades no solamente enfrentan problemas con la escasez de agua en los períodos de estiaje y las altas turbiedades de las fuentes superficiales, sino también con los compuestos químicos presentes en las aguas subterráneas, lo cual amplía las variables que se deben considerar en la investigación sobre mejoramiento de la calidad del agua para riego localizado. Los agricultores han tratado de dar una solución o mitigación al problema de calidad, pero requieren más apoyo, adicionalmente se necesita investigación aplicada en el mejoramiento de la calidad del agua para potenciar el uso de la tecnología RLAF.

La investigación contó con el apoyo del Grupo de Investigación en Abastecimiento de Agua del Instituto Cinara, de la Facultad de Ingeniería, y el Grupo REGAR, de la Escuela de Ingeniería de los Recursos Naturales y del Ambiente - EIDENAR. Los autores agradecen el financiamiento de la

Universidad del Valle para el desarrollo de esta investigación, al personal de la Estación de Investigación del Instituto Cinara en Puerto Mallarino y a los ingenieros Viviana Valencia Zuluaga y Andrés Echeverri, por su apoyo en la ejecución del proyecto.

Este libro muestra el desarrollo del proceso investigativo llevado a cabo durante un período de un año en la estación de investigación del Instituto Cinara, ubicada en Puerto Mallarino, Cali. Inicialmente se presentan las bases teóricas de los sistemas RLAF, calidad de agua y sistemas de tratamiento. En seguida se aprecia el modelo experimental desarrollado, posteriormente se analizan los resultados del modelo experimental, finalizando con las conclusiones y recomendaciones.

Esperamos que este documento sea útil para todos aquellos que trabajan en el campo agrícola y que contribuya al desarrollo de otras investigaciones aplicadas en este sector, pero sobre todo que pueda contribuir a la sostenibilidad del recurso hídrico y la agricultura de Colombia.

LOS AUTORES

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

RIEGO LOCALIZADO DE ALTA FRECUENCIA

DESCRIPCIÓN GENERAL

El Riego Localizado de Alta Frecuencia (RLAF) puede definirse de acuerdo con las dos características que le dan su nombre: la localización y la alta frecuencia.

La localización se refiere a la aplicación del agua en la zona de raíces de la planta, por ser este el sitio donde las raíces toman la solución del suelo (nutrientes y agua). Esta característica difiere de los sistemas de riego convencionales (gravedad y aspersion) donde el agua es aplicada a la mayoría o totalidad del terreno (Pizarro, 1996; URL1); por esta razón el riego localizado es uno de los métodos de irrigación más eficientes previniendo pérdidas de agua por evaporación y escurrimiento y sólo teniendo pérdidas por percolación. De otro lado, la alta frecuencia se refiere a la aplicación de agua más continua en los sistemas de riego (cada uno a tres días); esto genera una ventaja en términos productivos ya que el suelo se encuentra constantemente en un régimen de humedad ideal para la producción (capacidad de campo). En otras palabras, en sistemas RLAF, se realizan aplicaciones de dosis pequeñas de agua pero de manera más frecuente y directamente en la zona de raíces (Goyal y Ramírez, 2007; URL3).

El Riego Localizado de Alta Frecuencia se puede subdividir en tres categorías: riego por goteo, microaspersión y exudación. Las dos primeras son las únicas tecnologías utilizadas en Colombia.

VENTAJAS Y DESVENTAJAS

Entre las principales ventajas de los sistemas RLAF se encuentran (Pizarro, 1996; Goyal y Ramírez, 2007):

- Ahorro de agua por la característica de localización de la aplicación en porcentajes de área comprendidos entre el 30% al 70% del área total (URL3; Von Westarp et al., 2004).
- Bajo caudal. Los sistemas RLAF manejan emisores denominados de bajo caudal (2 – 150 l/h), permitiendo realizar riego con bajas ofertas hídricas. Esta ventaja también es mencionada por Taylor, Bastos, Pearson y Mara (1995) quienes además agregan que estos sistemas son relativamente flexibles y simples de operar.
- Régimen de humedad más cercano al ideal, debido a la característica de alta frecuencia de aplicación.
- Posibilidad de aplicar fertilizantes en la red de riego. Se refiere a inyección de fertilizantes líquidos a la red de riego, logrando la dilución en el agua y la aplicación directamente a la zona de raíces.
- Aprovechamiento de suelos marginales. En el caso de suelos de texturas livianas (arenosas) que normalmente no pueden ser adecuadas con riego por aspersion o gravedad por las bajas eficiencias de aplicación. Rowan (2004) señala que se puede usar RLAF en suelos con altos niveles freáticos, con bajos niveles de permeabilidad y en altas pendientes.
- Disminución de enfermedades puesto que el follaje no se moja con este método de riego (URL3).
- Se evita el quemado de las hojas cuando el agua de riego tiene presencia importante de sales. Qadir, Sharma, Bruggeman, Choukr-Allah y Karajeh (2007) cita a Tingu et al. (2003) quienes además mencionan que el riego por goteo aumenta el umbral de los cultivos en relación con la tolerancia a la sal.
- Localización de arvenses (malas hierbas). Debido a la localización de la aplicación del agua, de igual manera se localiza el desarrollo de vegetación diferente al cultivo facilitando su erradicación y manejo (URL3).
- Se requiere menos presión que en sistemas de riego por aspersion. Los sistemas RLAF manejan presiones que oscilan entre 5 a 20 metros columna de agua (m.c.a.), lo que facilita su implementación en muchos casos sin necesidad de sistemas de impulsión.
- Menores costos por mano de obra. La configuración de los sistemas RLAF requiere poca mano de obra, puesto que se puede manejar mediante válvulas siguiendo una programación o mediante sistemas automatizados.

Otras ventajas de este método de riego son el aumento en la producción como respuesta a todas las ventajas de tipo hidráulico y agronómico brindadas por el Riego Localizado de Alta Frecuencia (Holzapfel, 2000; URL4; URL5; Andersson, 2005), el mejoramiento en la calidad del cultivo, la reducción de la erosión (URL1) y el aumento de la protección del medio ambiente a través

de la conservación del suelo, los recursos de agua y energía, y ahorro de fertilizantes, aumentando además los ingresos del agricultor (URL4; URL5).

Entre las desventajas de estos sistemas se presentan las siguientes (Pizarro, 1996; Andersson, 2005; Goyal y Ramírez, 2007):

- Facilidad de obturación de emisores debido a que los orificios de éstos son muy pequeños (diámetros entre 0.5 mm y 2 mm) y a que las velocidades del flujo en la red son bajas. Este problema de taponamiento lo reiteran Holzapfel (2000), Capra y Scicolone (2007) y Te Velde (URL3) y es por esta razón se identifica la necesidad de tratamiento del agua antes del riego.
- Alto costo de inversión inicial (comparado con aspersión y gravedad). Los implementos de impulsión, filtración y accesorios encarecen la instalación llevándola a ser mayor que los métodos de riego convencionales (URL1).
- Tecnología más exigente en el mantenimiento para evitar que se presente el taponamiento. Se deben realizar lavados frecuentes de los filtros de las tuberías principales, secundarias, múltiples y laterales.
- Creación de zonas de acumulación salina por la aplicación localizada del agua. Esto genera zonas de mayor concentración salina alrededor del bulbo húmedo.

COMPONENTES DE UN SISTEMA RLAF

Varios autores coinciden en plantear el esquema general de un sistema de Riego Localizado de Alta Frecuencia. Pizarro (1996), Holzapfel (2000) y Goyal y Ramírez (2007) presentan como elementos de un sistema RLAF los que se aprecian en la Figura 1.1.

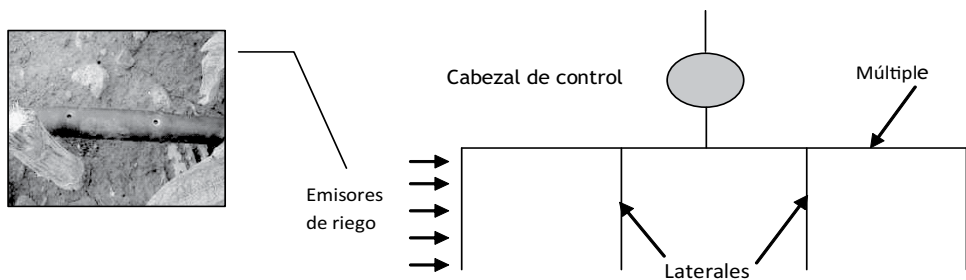


Figura 1.1 Componentes de un sistema RLAF. Esquema general

Cabezal de control

El cabezal del sistema consiste en una serie de dispositivos para entregar agua presurizada a la red hidráulica, de calidad adecuada, en el momento oportuno y en la cantidad requerida. El cabezal de control se compone, en

general, de medidores de flujo, válvulas de control, inyector de productos químicos, filtros, manómetros, sensores especiales, controles automáticos o computadoras y equipo de bombeo. Normalmente el cabezal de control está localizado cerca de la fuente de agua.

Tuberías de distribución

La línea principal o múltiple transporta el agua desde el cabezal de control a las líneas de distribución ya sean secundarias, auxiliares o laterales dependiendo del diseño que se haya realizado. Los laterales distribuyen el agua desde el tubo principal, secundario o auxiliar a los emisores que se encuentran conectados a él y es la última parte de la tubería de distribución que conduce el agua al cultivo.

Las tuberías de toda la línea de distribución deben poseer las características establecidas en el diseño, referentes al diámetro nominal e interno y la capacidad de soportar los niveles de presión calculados para cada sección del sistema. Normalmente se utilizan materiales como PVC, asbestocemento o polietileno.

Emisores

El elemento más importante de un sistema de riego por goteo o microaspersión es el emisor, ya que afectará directamente el posterior diseño. Los emisores son estructuras que reducen la presión prácticamente a cero, aplicando de esta manera el agua en forma de una gota en la superficie del suelo o asperjando en finas gotas con microjet y microaspersores.

La clasificación de los emisores se basa en el caudal emitido dividiéndolos entre emisores de bajo y alto caudal. Los emisores utilizados en riego por goteo (goteros propiamente dichos y cintas de riego) se encuentran dentro de la categoría de bajo caudal, mientras que los emisores de microaspersión (microjet, microaspersores y difusores) se encuentran dentro de las categorías de bajo y alto caudal. La Figura 1.2 presenta esta clasificación en mayor detalle.

Para la selección del emisor es importante conocer sus características de presión y caudal. El caudal que entregan los emisores está en función de la presión en la línea; normalmente el goteo varía entre 2 a 10 l/h y para microaspersión entre 15 a 60 l/h. El caudal se relaciona con la presión de la siguiente manera (Pizarro, 1996; Goyal y Ramírez, 2007):

$$q_c = K P_e^x \quad (1)$$

Donde:

q_c : Caudal (l/h)

K : Coeficiente de proporcionalidad (se determina experimentalmente)

P_e : Presión del emisor (psi)

x : Exponente de descarga

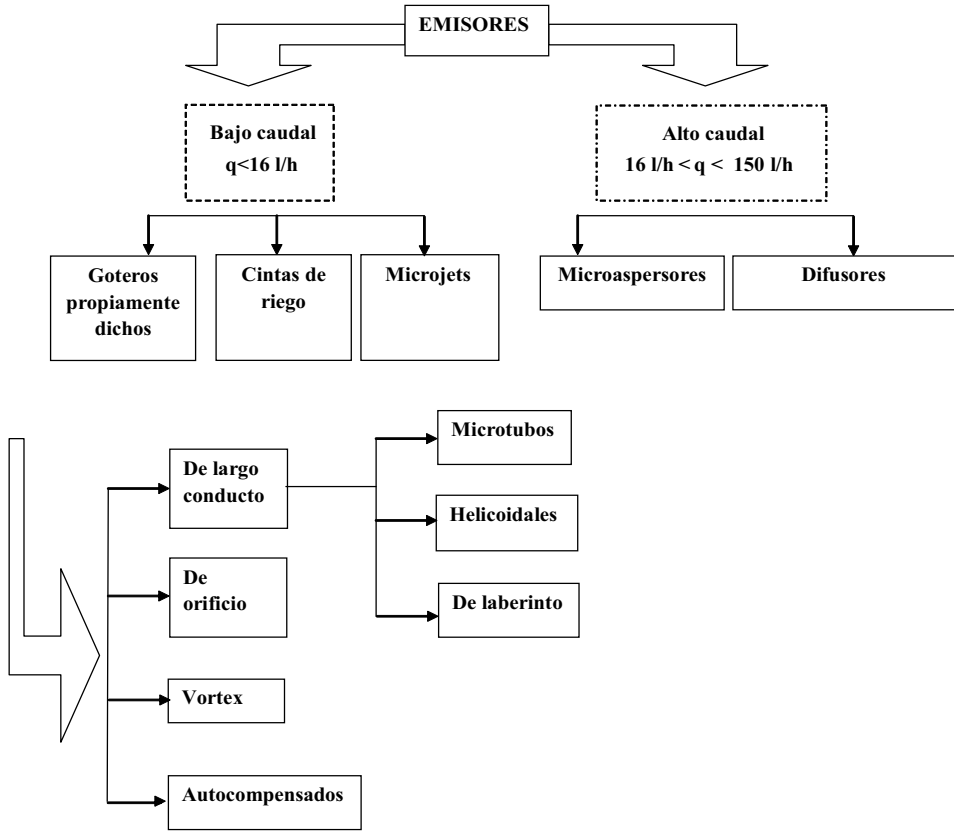


Figura 1.2 Clasificación de emisores según caudal emitido (q : caudal de riego)

Fuente: Adaptado de Pizarro (1996)

CRITERIOS DE DISEÑO

Demanda hídrica

El primer criterio de diseño de un sistema de riego es aportar a la planta la dosis de agua óptima para su desarrollo en cada etapa fisiológica. De manera más específica se debe diseñar el sistema de tal manera que pueda satisfacer la demanda de agua para el período crítico de desarrollo fisiológico del cultivo y tener la flexibilidad en su manejo para aportar dosis menores en las demás etapas vegetativas (Urrutia y Echeverri, 2008).

Porcentaje de área que se va a regar

Para riego localizado se considera que no se mojará la totalidad del área donde se ubica el cultivo, sino un porcentaje de esta misma. Según Goyal y Ramírez (2007) se sugiere tomar entre el 30% y 50% para especies arbóreas y entre el 50% y 70% para hortalizas y medicinales.

Profundidad del bulbo húmedo

La zona húmeda formada por los emisores alrededor de la planta se conoce como bulbo húmedo. La profundidad del bulbo húmedo tiene como rango admisible entre el 90% y el 110 % de la profundidad efectiva de las raíces.

Tolerancia de presiones

Según Pizarro (1996) la pérdida de presión admisible en el módulo de riego (conjunto de tubería múltiple y líneas laterales) está en función del número de diámetros de conducciones usados en la instalación y de la diferencia entre la presión máxima y mínima presente en el emisor con mayor y menor caudal, respectivamente.

Uniformidad de aplicación

El efecto del taponamiento de un emisor en las condiciones hidráulicas del sistema será asumido por la compensación de la variable “caudal” en los demás emisores, haciendo que la pérdida de carga en la línea sea constante, sin alterar el diferencial de presión.

Un indicador que permite evaluar la uniformidad de riego es el Coeficiente de Uniformidad (Puig-Bargués et al., 2005) el cual se asume en el proceso de diseño hidráulico de acuerdo con la Tabla 1.1 y posteriormente se puede evaluar una vez instalada la red (Goyal y Ramírez, 2007). Según Merriam y Keller (1978), citados por Liotta (2006), Fontela, Maffei, Salantino, Mirábile y Mastrantonio (2002) y Patel y Rajput (2007) el Coeficiente de Uniformidad para instalaciones de riego localizado se define como:

$$CU = \frac{q_{25\%}}{q_a} \times 100 \quad (2)$$

Donde:

CU: Coeficiente de uniformidad (%)

$q_{25\%}$: Caudal medio, recibido por el 25% de los emisores que reciben menos caudal en la prueba (l/h)

q_a : Caudal medio de los emisores evaluados en la prueba de campo (l/h)

Tabla 1.1 CU admisible en emisores RLAF

TIPO DE EMISOR	DIFERIDO	CLIMA		
		Árido	Semiárido a semihúmedo	Húmedo
Goteros (distanciados a menos de 2.5 m)	< 2%	0.85 – 0.95	0.8 – 0.85	0.75 – 0.8
	> 2%	0.8 – 0.9	0.75 – 0.85	0.7 – 0.9
Cintas de riego	< 2%	0.8 – 0.9	0.75 – 0.85	0.7 – 0.8
	> 2%	0.7 – 0.85	0.7 – 0.8	0.65 – 0.75

Fuente: Adaptado de Goyal y Ramírez (2007) y Pizarro (1996)

CALIDAD DE AGUA PARA RIEGO

Según la FAO (1990) los principales problemas de calidad de agua en la agricultura son de: salinidad, sodicidad, toxicidad y problemas varios causados por exceso de algunos iones. Para Báez (1999) los principales problemas son: cambios en la estructura del suelo, efecto osmótico y problemas de toxicidad. En el caso específico de RLAF se debe agregar a estos problemas mencionados el problema de la obturación o taponamiento de emisores y tuberías (Pizarro, 1996). Los parámetros de calidad que se deben cumplir en el agua de riego están definidos por estos problemas y aunque se presentan por separado, todos son de igual importancia para el óptimo funcionamiento de un sistema de riego y para la productividad del cultivo.

SALINIDAD

Este criterio evalúa la posibilidad de que el uso del agua de riego aumente la concentración de sales en el suelo ocasionando una reducción del potencial osmótico del mismo. Esto exige a las raíces un mayor esfuerzo para absorber el agua y conlleva a una reducción en el rendimiento de los cultivos.

Los criterios que analizan el riesgo de salinidad se basan en indicadores que expresan la concentración de sales en el agua de riego. El más frecuentemente utilizado es la Conductividad Eléctrica (CE) de dicha agua; la CE es directamente proporcional a la concentración de sales y describe entonces de manera muy acertada el riesgo de salinización de una fuente hídrica de riego. La clasificación de agua de riego por parte de la FAO, según su riesgo de salinización se presenta en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Clasificación del riesgo de salinidad del agua de riego

Índice de salinidad	CE (mmhos/cm)	Riesgo de salinidad
1	<0.7	Sin problemas
2	0.7-3.0	Problemas crecientes
3	>3.0	Problemas serios

Fuente: FAO (1990)

El Comité de Consultores de la Universidad de California (CCUC) en 1972 (Pizarro, 1996), clasificó el riesgo de salinidad como aparece en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2. Clasificación del riesgo de salinidad del agua de riego

Índice de salinidad	CE (mmhos/cm)	Riesgo de salinidad
1	<0.75	Bajo
2	0.75-1.5	Medio
3	1.5-3.0	Alto
4	>3.0	Muy alto

Fuente: CCUC (1972), citado en Pizarro (1996)

Como se observa, la clasificación de la FAO tiene un rango intermedio de clasificación de la conductividad más amplio al que presenta el Comité de Consultores de la Universidad de California. Según Pizarro (1996) para valorar este criterio es aconsejable regirse por la clasificación del CCUC, porque tiene un índice de salinidad más amplio, dando un rango de conductividad eléctrica más corto, con más claridad del nivel de riesgo.

SODICIDAD

Este criterio analiza el riesgo de que se aumente el Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI) en el suelo, conllevando a un deterioro de la estructura del mismo. Este deterioro de la estructura afecta, entre otras características, su capacidad de infiltración. Para Báez (1999) el peligro de producir sodicidad en el suelo está relacionado con la acumulación de sodio intercambiable, lo cual produce un deterioro de la permeabilidad y la estructura.

La evaluación de este criterio se realiza según la FAO (1990) con base en el criterio de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS^0) la cual se calcula mediante la siguiente expresión:

$$RAS^0 = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca^{0+} + Mg}{2}}} \quad (3)$$

Donde:

RAS⁰: Relación de Adsorción de Sodio

Na: Contenido de sodio en el agua de riego (meq/l)

Mg: Contenido de magnesio en el agua de riego (meq/l)

Ca⁰: Concentración corregida de calcio en el agua de riego (meq/l)

El valor de Ca⁰ es un valor ajustado de la concentración de calcio que hay en el agua y depende de la salinidad del agua de riego y de los factores que afectan la dilución o precipitación del Ca. De manera práctica el valor de Ca⁰ se obtiene de la Tabla 2.3 que relaciona la Conductividad Eléctrica del agua (CE) de riego con la relación HCO₃/Ca.

Tabla 2.3 Concentración de calcio (Ca⁰) en función de la CE del agua de riego y de la relación HCO₃

		Salinidad del agua aplicada, CE (dS/m)											
		0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	6.0	8.0
Relación HCO ₃ /Ca	.05	13.20	13.61	13.92	14.40	14.79	15.26	15.91	16.43	17.28	17.97	19.07	19.94
	.10	8.31	8.57	8.77	9.07	9.31	9.62	10.02	10.35	10.89	11.32	12.01	12.56
	.15	6.34	6.54	6.69	6.92	7.11	7.34	7.65	7.90	8.31	8.64	9.17	9.58
	.20	5.24	5.40	5.52	5.71	5.87	6.06	6.31	6.52	6.86	7.13	7.57	7.91
	.25	4.51	4.65	4.76	4.92	5.06	5.22	5.44	5.62	5.91	6.15	6.52	6.82
	.30	4.00	4.12	4.21	4.36	4.48	4.62	4.82	4.98	5.24	5.44	5.77	6.04
	.35	3.61	3.72	3.80	3.94	4.04	4.17	4.35	4.49	4.72	4.91	5.21	5.45
	.40	3.30	3.40	3.48	3.60	3.70	3.82	3.98	4.11	4.32	4.49	4.77	4.98
	.45	3.05	3.14	3.22	3.33	3.42	3.53	3.68	3.80	4.00	4.15	4.41	4.61
	.50	2.84	2.93	3.00	3.10	3.19	3.29	3.43	3.54	3.72	3.87	4.11	4.30
	.75	2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.70	2.84	2.95	3.14	3.28
	1.00	1.79	1.85	1.89	1.96	2.01	2.09	2.16	2.23	2.35	2.44	2.59	2.71
	1.25	1.54	1.59	1.63	1.68	1.73	1.78	1.86	1.92	2.02	2.10	2.23	2.33
	1.50	1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.65	1.70	1.79	1.86	1.97	2.07
	1.75	1.23	1.27	1.30	1.35	1.38	1.43	1.49	1.54	1.62	1.68	1.78	1.86
	2.00	1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.40	1.48	1.54	1.63	1.70
	2.25	1.04	1.08	1.10	1.14	1.17	1.21	1.26	1.30	1.37	1.42	1.51	1.58
	2.50	0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.40	1.47
	3.00	0.85	0.89	0.91	0.94	0.96	1.00	1.04	1.07	1.13	1.17	1.24	1.30
	3.50	0.78	0.80	0.82	0.85	0.87	0.90	0.94	0.97	1.02	1.06	1.12	1.17
4.00	0.71	0.73	0.75	0.78	0.80	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07	
4.50	0.66	0.68	0.69	0.72	0.74	0.76	0.79	0.82	0.86	0.9	0.95	0.99	
5.00	0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.80	0.83	0.88	0.93	
7.00	0.49	0.50	0.52	0.53	0.55	0.57	0.59	0.61	0.64	0.67	0.71	0.74	
10.0	0.39	0.40	0.41	0.42	0.43	0.45	0.47	0.48	0.51	0.53	0.56	0.58	
20.0	0.24	0.25	0.26	0.26	0.27	0.28	0.29	0.30	0.32	0.33	0.35	0.37	
30.0	0.18	0.19	0.20	0.20	0.21	0.21	0.22	0.23	0.24	0.25	0.27	0.28	

Fuente: Suárez (1981) citada en FAO (1990)

La Tabla 2.4 presenta el criterio de sodicidad integrado con el criterio de salinidad según la norma de la FAO (1990).

Tabla 2.4 Criterio de sodicidad según CE

RAS ⁰	Riesgo de sodicidad de acuerdo con la CE (mmhos/cm)		
	Riesgo bajo	Riesgo medio	Riesgo alto
0 – 3	> 0.7	0.7 – 0.2	< 0.2
3 – 6	> 1.2	1.2 – 0.3	< 0.3
6 – 12	> 1.9	1.9 – 0.5	< 0.5
12 – 20	> 2.9	2.9 – 1.3	< 1.3
20 – 40	> 5.0	5.0 – 2.9	< 2.9

Fuente: FAO (1990)

De la misma forma, en la Figura 2.1 se puede observar la relación existente entre la RAS⁰ y la CE del agua de riego. En esta figura se puede comprobar que para un mismo valor de CE del agua de riego, el riesgo de sodicidad es mayor cuanto más alto es el RAS⁰. Caso contrario, para un mismo valor de RAS⁰, el riesgo disminuye cuando aumenta la salinidad representada en la CE.

El riesgo de salinización se evalúa teniendo en cuenta la CE del agua de riego, mientras que el riesgo de sodicidad se analiza teniendo en cuenta el RAS⁰. Sin embargo, un bajo valor de CE en el agua de riego no garantiza la no existencia de otros problemas en el suelo, tal como se aprecia en la Figura 2.1, que relaciona la RAS con la CE.

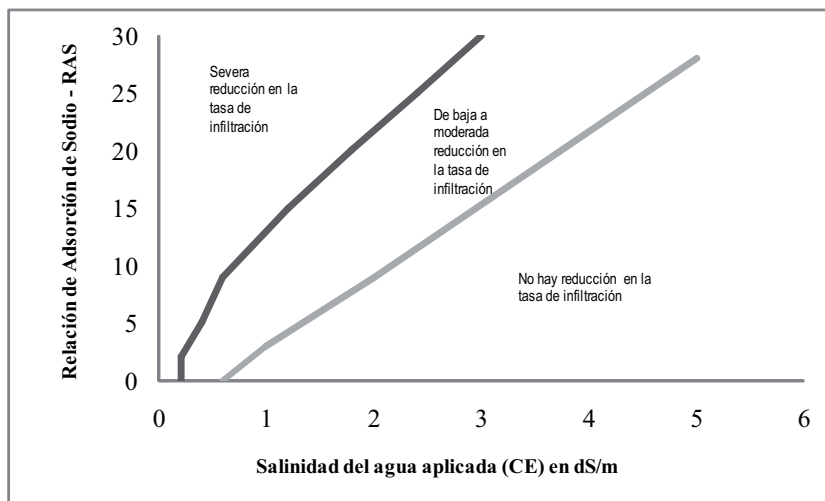


Figura 2.1. Riesgo de sodicidad en función del RAS⁰ y de la CE del agua de riego

Fuente: FAO (1990).

TOXICIDAD

El criterio de toxicidad se refiere a un problema interno de la planta que se está cultivando, el cual puede ser generado por diversos iones que pueden acumularse en las hojas mediante la transpiración y llegar a alcanzar concentraciones nocivas.

Según Báez (1999), los iones tóxicos más frecuentes en las aguas de riego son: cloro, sodio y boro. Las plantas leñosas perennes y los frutales son más sensibles al efecto de estos iones, pero todos los cultivos se ven afectados ante una alta concentración de los mismos.

OBTURACIÓN

Como se mencionó, la obturación de los emisores es un problema específico de los sistemas RLAF, siendo esta su principal limitante desde el punto de vista operativo dado que afecta la uniformidad de riego (Capra y Scicolone, 2004, 2007; Oron et al., 1979 y Nakayama and Bucks, 1981 citados por Puig-Bargués et al., 2005) y si se riega por un suficiente tiempo, se puede afectar severamente el crecimiento de las plantas (URL3; Andersson, 2005).

El problema de obturación es propiciado por los pequeños diámetros de emisión necesarios para generar caudales de bajo orden (menores a 150 l/h). De acuerdo con Pizarro (1996) el riesgo de obturación de un emisor depende de factores como el diámetro del mismo y la velocidad del agua.

El diámetro de los emisores varía desde 0.3 a 1 mm en los emisores de bajo caudal y de 1 a 2 mm en los emisores de alto caudal. En la Tabla 2.5 se presenta la sensibilidad de la obturación de los emisores dependiendo de su diámetro. En cuanto a la velocidad del agua, a mayor velocidad del flujo menor riesgo de obturación, por tal razón se prefiere el régimen turbulento al laminar.

Tabla 2.5 Sensibilidad a la obturación en función del diámetro del emisor

Diámetro mínimo (mm)	Sensibilidad a la obturación
<0.7	Alta
0.7- 1.5	Media
>1.5	Baja

Fuente: Pizarro (1996).

Otro factor que propicia la obturación de los emisores es el recorrido sinuoso del agua en el interior de los mismos, siendo más propensos a la formación de depósitos los emisores con cambios bruscos en la dirección de flujo en su interior. Adicionalmente, los materiales de las mangueras y cintas representan riesgo de obturación en los emisores cuando permiten el

paso de la luz, favoreciendo el desarrollo de algas microscópicas que pasan por el filtro.

Dada la limitante de los diámetros de emisores, Puig-Bargués et al. (2005) mencionan que los sistemas de riego localizado son muy exigentes en calidad de agua. Estos autores plantean que los principales riesgos de obturación son de origen físico (sólidos en suspensión) y biológico (bacterias y algas).

De otro lado, Taylor et al. (1995), Pizarro (1996), Bucks y Nakayama (1987) citados por Rojas y Leris (2001) y Te Velde (URL3) indican que existen tres tipos de factores principales relacionados con la calidad del agua que causan la obturación de emisores: físicos, químicos y biológicos. Según Martínez (2001), las principales causas de obturación de emisores en RLAF, son:

- Granulometría de las partículas: arena, limo, arcilla.
- Componente orgánico: algas, bacterias, restos vegetales o animales.
- Precipitados químicos: sales del agua, depósitos de Fe, S y Mn.

Bucks y Nakayama (1987) citados por Rojas y Leris (2001) y Pizarro (1996) plantearon diferentes parámetros de calidad en agua de riego para evaluar el riesgo de obturaciones en riego localizado. Estos parámetros y los valores requeridos para disminuir el riesgo se presentan en la Tabla 2.6.

Tabla 2.6 Parámetros de calidad de agua para evaluar riesgo por obturación en riego localizado

Parámetro	Unidad	Riesgo		
		Reducido	Medio	Alto
Físico				
Sólidos suspendidos	mg/L	< 50	50 - 100	> 100
Químico				
pH		< 7.0	7.0 - 8.0	> 8.0
Sólidos disueltos	mg/L	< 500	500 - 2000	> 2000
Manganeso	mg/L	< 0.1	0.1 - 1.5	> 1.5
Hierro	mg/L	< 0.1	0.1 - 1.5	> 1.5
Biológico				
Recuento en placa de bacterias	UFC/100 ml	< 1E6	1E+6 - 5E+6	> 5E+6

Fuente: Bucks y Nakayama (1987) citados en Rojas y Leris (2001).

TRATAMIENTOS PARA EL MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DE AGUA EN RIEGO

Dado el problema planteado en cuanto a la obturación de los emisores en los sistemas RLAF que causa mala distribución del caudal generando poca uniformidad en la producción agrícola, el tratamiento del agua es un factor importante a tener en cuenta en el diseño e implementación de estos sistemas.

A continuación se presentan los tratamientos del agua de riego que se realizan generalmente buscando solucionar de manera total o parcial este inconveniente de obturación. Estos tratamientos se pueden dividir en los que se efectúan en la infraestructura centralizada y los que se hacen a nivel predial.

Los distritos de riego en Colombia cuentan, a *nivel centralizado*, con infraestructuras de pre-tratamiento convirtiendo el tratamiento del agua de riego en una responsabilidad individual en el predio (Arango, 1998). Los sistemas de abastecimiento de agua para riego comunitario constan normalmente de infraestructura de captación, aducción, sedimentación, conducción, almacenamiento y distribución.

Los tratamientos a *nivel predial o individual* se pueden clasificar en físicos y químicos de acuerdo con los agentes utilizados en cada caso. Este tratamiento se realiza en el cabezal de riego, estructura ubicada dentro de cada predio. El cabezal de riego existe cuando el método de riego utilizado es Riego Localizado de Alta Frecuencia. Cuando el agua es aplicada por los métodos de aspersión o gravedad, normalmente no se hace tratamiento adicional al efectuado en el sistema centralizado (Arango, 1998).

TRATAMIENTOS FÍSICOS

Los tratamientos físicos consisten en distintos sistemas de filtrado del agua de riego, buscando mejorar la calidad física del agua, es decir, disminuir la presencia de partículas inorgánicas suspendidas como arena, limo y arcilla (Martínez, 2001). En la Tabla 3.1 se describen estas partículas, entre otras existentes en el agua.

Tabla 3.1 Caracterización de partículas del agua de riego

Clasificación	Diámetro de las partículas	
	(mm)	(micrones)
Arena grano muy grueso	1.0 - 2.0	1000 - 2000
Arena grano grueso	0.5 - 1.0	500 - 1000
Arena grano medio	0.25 - 0.5	250 - 500
Arena grano fino	0.1 - 0.25	100 - 250
Arena grano muy fino	0.05 - 0.1	50 - 100
Limo	0.002 - 0.05	2 - 50
Arcilla	0.002	2
Bacterias	0.0004 - 0.002	0.4 - 2
Virus	<0.0004	<0.4

Fuente: Martínez (2001).

Los principales tipos de filtrado existentes para los sistemas RLAf plantean el uso de pre-filtrado y filtrado. De las experiencias obtenidas en el desarrollo de proyectos de la Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente –EIDENAR–, los sistemas más comunes en Colombia son:

- Pre-filtrado: Filtros de grava e hidrociclones.
- Filtrado: Filtros de mallas y filtros de anillos.

A continuación se describe cada uno de estos sistemas.

Filtro de grava

Este filtro es útil para tratar aguas con presencia de partículas orgánicas e inorgánicas sin aumentar las pérdidas de carga ya que el lecho filtrante (grava) trabaja en superficie y en profundidad. La capacidad de flujo de un filtro de grava está en función del diámetro y la tasa de filtrado (Ver Tabla 3.2 y Tabla 3.3).

Tabla 3.2. Tasa de filtración en función del nivel de sólidos en suspensión

Nivel de sólidos en suspensión	Concentración (ppm)	Tasa de filtración (m ³ /hora/m ²)
Leve	0 – 10	61.11 - 73.34
Moderado	10 – 100	48.89 - 61.11
Severo	100 – 400	36.47 - 48.89

Fuente: Bucks y Nakayama (1987), citados en Martínez (2001).

Tabla 3.3 Caudal de trabajo (m^3/h) por unidad de filtro en función de la tasa de filtrado.

Tasa de filtración ($m^3/hora/m^2$)	Diámetro del filtro (pulg.)				
	18	24	30	36	48
36.67	6.13	10.67	16.81	24.08	42.93
48.89	7.95	14.31	22.26	32.02	57.01
61.11	9.99	17.94	27.94	40.20	71.32
73.34	12.04	21.35	33.39	48.15	85.63

Fuente: Adaptado de Martínez (2001).

Los filtros deben lavarse cuando la pérdida de carga haya alcanzado valores entre 6 a 7 m.c.a., lo que hace impráctica su aplicación. Según Martínez (2001) lavar estos filtros antes de presentarse esta pérdida de carga no mejora el proceso, sólo ocasiona un mayor consumo de agua en el lavado.

Hidrociclón

El hidrociclón es un aparato cilíndrico sin elementos móviles que permite eliminar las partículas de densidad superior a 1.5 y tamaños mayores a 74 micras (equivalente a 200 mesh). En el hidrociclón el agua entra tangencialmente a la parte superior cilíndrica lo que provoca un torbellino vorticial descendente llamado torbellino principal. La fuerza centrífuga generada en este torbellino proyecta las partículas sólidas contra las paredes de la parte cónica, por la cual descienden hasta el tubo inferior que las conduce al depósito de sedimentos. La eliminación de estos sedimentos se realiza manualmente mediante el accionamiento de una válvula. El agua sin sedimentos forma un torbellino que sale por la parte superior.

Las pérdidas de carga, que en este sistema son del orden de 3 a 7 m.c.a., dependen del caudal mas no del contenido de sedimentos de la fuente hídrica, por eso las pérdidas en los hidrociclones son constantes en el tiempo. Posterior a estos sistemas debe instalarse un filtro de anillos por seguridad ante cualquier falla (Pizarro, 1996).

Filtro de mallas

Según Martínez (2001), este tipo de filtros se utilizan principalmente para aguas con agentes inorgánicos y pocos agentes orgánicos. No es recomendable su uso en sistemas donde la fuente hídrica posee altos contenidos de residuos orgánicos ya que obstruyen fácilmente las aberturas de la malla. Las mallas se clasifican por el tamaño de la abertura, asociada al número de malla según la Norma ISO/R 565 (Martínez, 2001).

Filtro de anillos

El filtro de anillos es un filtro conformado por discos de plástico con

ranuras sobre un soporte central cilíndrico y perforado. El agua es filtrada al pasar por los pequeños conductos entre dos anillos consecutivos. El tamaño de estos conductos se expresa en mesh (número de hilos por pulgada de longitud) y se selecciona de acuerdo con la calidad del agua disponible para cada proyecto (Matta, 1998). En la Tabla 3.4 se presenta la equivalencia entre mesh y el tamaño de los orificios.

Tabla 3.4 Tamaño de orificio para diferentes mesh

Número de mesh	Diámetro equivalente	
	mm	Micrones
100	0.150	150
140	0.106	106
170	0.090	90
200	0.075	75
270	0.053	53
400	0.038	38

Fuente: López (1992) citado por Martínez (2001).

Este tipo de filtro se compra por unidades de acuerdo con el caudal de trabajo y al número de mesh. Cuando se requiere filtrar un alto caudal se utilizan varias unidades de filtrado en paralelo. Debido a las características del material, es altamente resistente a la corrosión causada por los productos de la ferti-irrigación como la causada por los productos utilizados en la limpieza del sistema de riego.

Los filtros de anillos deben lavarse cuando la diferencia de presión entre los manómetros ubicados antes y después del filtro sea de 3 a 4 m.c.a. Esta limpieza se realiza de manera manual con abundante agua y mediante la utilización de una escobilla de limpieza (Matta, 1998).

Para la selección de tecnología de tratamiento de agua en riego, Contreras (1999) presenta una guía, según la Tabla 3.5, indicando el tipo de filtro según la fuente hídrica que se vaya a utilizar para el sistema de riego. Esta guía es de tipo cualitativo y no profundiza en las variaciones y rangos de calidad del agua afluente a los sistemas de riego.

Tabla 3.5 Tipo de filtro recomendado según el origen del agua

Tipo de filtro	Origen del agua		
	Pozo	Estanque	Fuente superficial
Hidrociclón	X	-	-
Grava	-	X	X
Mallas	X	X	X
Anillos	X	X	X

Fuente: Contreras (1999).

TRATAMIENTOS QUÍMICOS

Los tratamientos químicos aplicados al mejoramiento de la calidad de agua para riego tienen como objetivo prevenir las obturaciones ocasionadas por microorganismos o por precipitados químicos. Estos tratamientos de agua pueden ser preventivos o de limpieza, en ambos casos con elevados costos para el productor. Los tratamientos consisten en cloración para combatir las bacterias y acidificación contra los precipitados químicos (Pizarro, 1996). En la Tabla 3.6 se presenta un resumen de los tratamientos químicos preventivos y de limpieza más utilizados en sistemas RLAF.

Tabla 3.6 Tratamientos químicos preventivos del agua de riego

Agente obturador	Tipo de tratamiento	Tratamiento-Dosis
Microorganismos	Preventivo	Sulfato de cobre (0.05-2.0 mg/l) Cloro (3-10 ppm) durante 1 hora
Precipitados químicos	Preventivo	Ácido clorhídrico (HCl) 12N. Cantidad necesaria para llevar el índice de Langelier a valores inferiores a 0.

Fuente: Adaptado de Pizarro (1996).

También existen tratamientos de limpieza del sistema de riego de tipo químico y biológico que son usados ante el problema manifiesto de obturación. Entre estos tratamientos se encuentran los siguientes:

- Para problemas ocasionados por presencia de microorganismos.
 - » Cloro (250-500 mg/l) durante 12 horas, seguida de lavado con agua a presión (Pizarro, 1996).
 - » Uso de microorganismos antagonistas, como *Bacillus ssp* ERZ y *Burkholdria spp.* OSU-7 (Sahin, Anapali, Figen y Sahin F., 2005).
- Para problemas causados por precipitados químicos (carbonato cálcico) se aplica Ácido Clorhídrico 12 N en cantidad necesaria para llevar el pH de la mezcla a 2.0.

FILTRACIÓN EN MÚLTIPLES ETAPAS

Descripción general

La Filtración en Múltiples Etapas (FiME) es una combinación de Filtración Gruesa en Grava (FG) y de Filtración Lenta en Arena (FLA); en la Figura 3.1 se muestra el esquema general de una planta de tratamiento de agua por Filtración en Múltiples Etapas. Según Cinara & IRC (2007), la FiME realiza el tratamiento de agua con niveles de contaminación mucho más elevados que los que se pueden tratar utilizando sólo la FLA. Dependiendo de la calidad del agua afluente, este sistema puede ser precedido por rejillas y desarenadores.

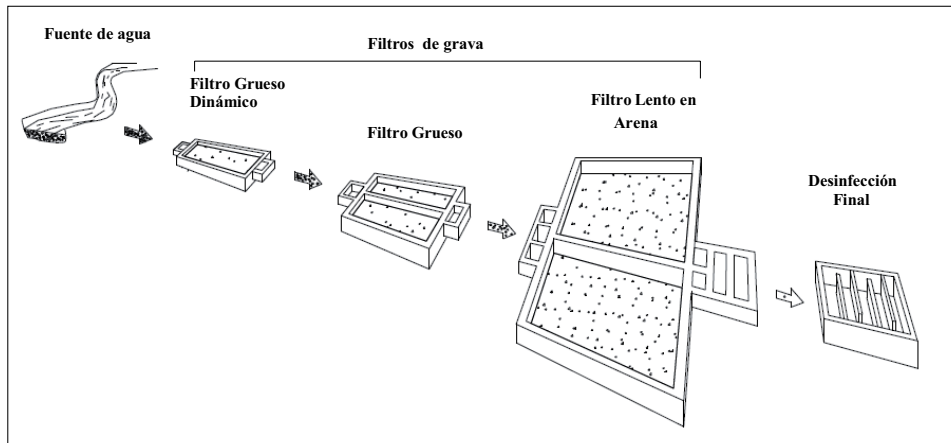


Figura 3.1 Esquema general de una planta de tratamiento de agua por Filtración en Múltiples Etapas

Fuente: Cinara & IRC (2007).

Dado que la FiME conserva las ventajas de la FLA como una tecnología robusta y confiable, que puede ser mantenida por operadores con bajos niveles de escolaridad y que es mucho más sostenible, ya que en su proceso no utiliza compuestos químicos (Cinara & IRC, 2007) esta tecnología ha tenido muy buenos resultados en Colombia con desarrollos desde la década de los ochenta, especialmente en comunidades rurales y pequeños y medianos municipios para el tratamiento de agua de consumo humano (Visscher, Paramasivam, Raman y Heijnen, 1992).

La tecnología FiME nace dentro de la búsqueda de soluciones a las necesidades de mejoramiento de la calidad de agua en asentamientos humanos que utilizan fuentes superficiales (Galvis, Latorre y Visscher, 1999) es por esto que su aplicación se ha desarrollado principalmente para la producción de agua para consumo humano, garantizando efluentes con bajo riesgo microbiológico y fisicoquímico y con bajos costos de operación y mantenimiento. En la Tabla 3.7 se presenta un resumen de consideraciones de FiME.

Tabla 3.7 Resumen de consideraciones sobre la filtración en múltiples etapas

Consideración	Comentario
Calidad del agua tratada.	Es una excelente alternativa para mejorar la calidad física, química y microbiológica del agua. En muchas localidades FiME es la única opción confiable de tratamiento.
Facilidades de construcción.	El diseño es relativamente simple y facilita el uso de materiales y de la mano de obra del lugar. No se requiere equipo especializado.
Costos de construcción.	La construcción con materiales y mano de obra local reduce los costos. Usualmente no se requieren materiales importados.
Facilidades de O&M.	Después de un corto período de capacitación, operadores locales sin alto nivel de escolaridad pueden operar y mantener el sistema.
Costos de O&M.	Los costos de operación y mantenimiento y las necesidades de energía eléctrica son menores que en otros sistemas. No requieren productos químicos para coagulación.
Confiabilidad.	Riesgo de fallas mecánicas bajo o de problemas asociados con cambios en la calidad del agua cruda. Estos pueden resolverse la mayoría de las veces sin interrumpir el servicio.
Limpieza.	El proceso de limpieza es simple aunque laborioso y esto no debe representar un problema mayor en países donde la mano de obra es relativamente barata.
Requerimientos de área superficial.	Una planta convencional de FIR con áreas de almacenamiento y de manejo de químicos, zonas de tráfico, entre otras, puede requerir áreas comparables a FiME.
No es una panacea.	Existen niveles de contaminación o factores ambientales que superan la eficiencia o inhiben los procesos de tratamiento ligados con FiME.

Fuente: Galvis et al. (1999).

Componentes de un sistema FiME

Según Galvis et al. (1999), los sistemas FiME pueden estar conformados por dos o tres componentes según la calidad del agua a tratar. Cada uno de estos componentes o filtros contiene un lecho filtrante, una capa de agua sobrenadante, un sistema de tuberías perforadas en el fondo y un sistema de dispositivos para el control del flujo. A continuación se describen brevemente los componentes más encontrados en una configuración FiME.

Filtro Grueso Dinámico (FGDi)

Este filtro constituye usualmente el primer paso del sistema y su función es acondicionar la calidad de agua y proteger las subsiguientes unidades de

tratamiento de picos en la calidad del agua cruda (Wegelin, Galvis y Latorre, 1998; AWWA, 1994). Esta unidad se refiere a un filtro de grava que funciona en forma descendente y al operar con velocidades mayores a los siguientes filtros, es relativamente pequeño en área superficial e igualmente en profundidad. La grava de este filtro debe ser estratificada de manera que la grava gruesa quede en el fondo y la fina en la superficie. El agua filtrada es recolectada mediante un sistema de tuberías perforadas ubicado en la parte inferior del lecho (Galvis et al., 1999); este sistema también cumple la función de recolectar el agua de lavado cuando se realizan las labores de mantenimiento.

Filtro Grueso Ascendente (FGA)

Este filtro también consiste en una estructura en grava organizada por capas instalando la más gruesa en el fondo y la más fina en la superficie es decir, el tamaño de la grava decrece en la dirección del flujo. Como su nombre lo indica, su flujo es ascendente pero también la filtración gruesa puede ser descendente u horizontal (Wegelin et al., 1998).

La filtración gruesa ascendente puede ser de una etapa (llamada Filtración Gruesa Ascendente en Capas - FGAC) o de dos o tres etapas (llamada Filtración Gruesa Ascendente en Serie - FGAS). La diferencia entre estas configuraciones es la estratificación de las capas, pues las capas que son instaladas en una sola estructura en el caso del FGAC, son separadas en el de los FGAS (Galvis et al., 1999; Wegelin et al., 1998).

Al igual que los FGD_i, los FGA poseen un sistema de tuberías en el fondo de la estructura, pero en este caso funciona como distribuidor cuando el filtro está en operación y como recolector cuando el filtro está en mantenimiento.

Filtro Lento en Arena (FLA)

El filtro lento en arena es la etapa final de tratamiento en FiME. Este consiste en una estructura en la cual el agua fluye lentamente por gravedad a través de una columna de arena muy fina soportada en grava (AWWA, 1994; Haarhoff & Cleasby, 1991) y es recolectada en el fondo por medio de un sistema de tuberías perforadas. Un componente importante en los FLA es la capa sobrenadante, la cual proporciona un período de retención para llevar a cabo los procesos de remoción biológicos (AWWA, 1994) que más adelante se explicarán.

La regulación del caudal en los FLA puede realizarse a la salida o a la entrada de la estructura (Visscher et al., 1992) y aunque experiencias han mostrado resultados similares, la regulación a la entrada es la más usada en América Latina (Sánchez et al., 2007) y más simple de operar (PROSAB, 1999).

Procesos y mecanismos de remoción

En la tecnología de Filtración en Múltiples Etapas FiME, se llevan a cabo procesos de biofiltración, conjuntamente con los mecanismos de filtración y la ecología de los filtros (interacciones de los seres vivos en el filtro con su medio, incluyendo factores abióticos y bióticos). El proceso biológico se presenta en las unidades de pre-filtración en gravas y en la unidad de Filtración Lenta en Arena (Wegelin et al., 1998). En las unidades de filtración se presentan una variedad de procesos físicos y biológicos. A continuación se describen de manera breve los mecanismos llevados a cabo en estos procesos:

Mecanismos físicos

Los mecanismos físicos llevados a cabo en la filtración dependen del tamaño de las partículas, su densidad y sus características electroquímicas. Estos mecanismos se pueden dividir en dos: mecanismos de transporte y mecanismos de adherencia; los primeros se llevan a cabo por medio de fenómenos físicos e hidráulicos y los segundos mediante fenómenos de acción superficial (Arboleda, 1992; OPS/CEPIS, 2004). A continuación se describen estos mecanismos:

Mecanismos de transporte

Dentro de estos mecanismos se tiene el cernido, la sedimentación, la difusión, la intercepción, el impacto inercial y la acción hidrodinámica (ver Figura 3.2) (Sánchez et al., 2007; OPS/CEPIS, 2004; Wegelin et al., 1998; Arboleda, 1992; Huisman & Wood, 1974).

El *cernido* resulta cuando las partículas existentes en el agua son de mayor tamaño que los poros del lecho filtrante, en este caso las partículas quedan atrapadas en los intersticios del lecho, principalmente en las capas más superficiales de este. Este mecanismo se da principalmente en la unidad de Filtración Lenta en Arena.

La *sedimentación* se da en zonas del lecho donde la carga hidráulica sea baja y cuando el material suspendido en el agua es relativamente grande y denso, pues su velocidad de asentamiento es alta. Este mecanismo se presenta predominantemente en las unidades de la FiME en donde el flujo es descendente como por ejemplo los Filtros Gruesos Dinámicos, los Filtros Gruesos Descendentes y los Filtros Lentos en Arena.

La *difusión* es causada por el movimiento Browniano, el cual hace que las partículas más pequeñas (<1 m) sean bombardeadas por las partículas de agua desde las áreas de mayor concentración a las áreas de menor concentración.

La *intercepción* ocurre cuando los granos del lecho filtrante están recubiertos por una película formada por las partículas retenidas. A medida que aumenta el período de filtración, esta película crece hasta que el espacio en-

tre los granos es muy pequeño y las partículas se ven forzadas a ponerse en contacto entre sí y con el medio filtrante, siendo finalmente interceptadas.

El *impacto inercial* resulta cuando la velocidad es alta y las partículas son grandes, pues por efectos de inercia, cuando las líneas de flujo cambian al estar cerca al grano del lecho, la partícula continúa su trayectoria quedando adherida al lecho.

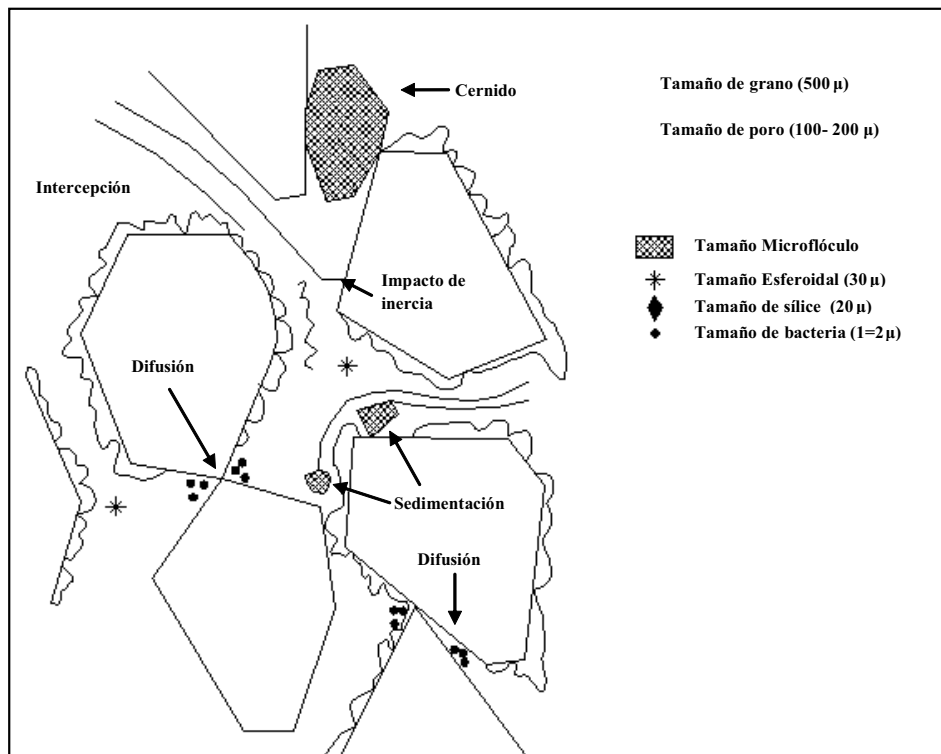


Figura 3.2. Mecanismos de transporte en la filtración

Fuente: Adaptado de Arboleda (1992).

La *acción hidrodinámica* se refiere a que la partícula es adherida al lecho debido al gradiente de velocidades en el flujo, el cual hace girar a la partícula en dirección perpendicular al flujo y por lo tanto esta es llevada a una región de velocidad más baja. Este mecanismo se relaciona con la forma de las partículas y aplica para partículas relativamente grandes (~10 m).

Mecanismos de adherencia

Los mecanismos que hacen posible la filtración por adherencia son las fuerzas de Van der Waals, las fuerzas electrostáticas y el puente químico (Sánchez et al., 2007; Arboleda, 1992). El desarrollo de estos mecanismos depende de las características de la superficie de las partículas y de la superficie de

los granos del lecho, las cuales, en su estado natural son de carga negativa (Sánchez et al., 2007). De acuerdo con esto, los mecanismos de adherencia se dan principalmente cuando hay aplicación de coagulantes para desestabilizar las partículas existentes en el agua (cargarlas positivamente) y aumentar las fuerzas electrostáticas y de Van der Waals. En el caso de la tecnología FiME donde no hay aplicación de coagulantes, Sánchez et al. (2007) citan a Haarhoff y Cleasby (1991) quienes referencian la posibilidad de que cationes polivalentes existentes en el agua, actúen como puentes entre las partículas y el lecho filtrante, por lo cual probablemente el mecanismo de adherencia prevalente en la filtración sin coagulantes es el de puente químico.

Específicamente en el Filtro Lento en Arena, la adhesión de partículas es ayudada por polímeros exocelulares generados por los microorganismos a partir de la acción biológica que se da en esta unidad (Haarhoff y Cleasby, 1991 citados por Sánchez et al., 2007). Estos organismos frecuentemente se adhieren a la superficie de otros sólidos suspendidos en el agua generando una reducción de estos sólidos y a su vez una reducción de microorganismos, incluidos patógenos (Van Loodsrecht et al., 1990 citados por Wegelin et al., 1998). A continuación se profundiza un poco más sobre los mecanismos biológicos llevados a cabo en el FLA.

Mecanismos biológicos

Debido a las bajas velocidades de filtración en los FLA, se presentan unos largos períodos de retención en la capa de agua sobrenadante de estas unidades, entre 3 y 12 horas (Huisman & Wood, 1974; AWWA, 1994), propiciando el crecimiento de diversos microorganismos y formas de vida (Haarhoff & Cleasby, 1991).

Al inicio del proceso de filtración se presenta un período llamado maduración en el cual los poros del filtro se reducen y se da la formación de una delgada y viscosa película filtrante o capa biológica en la superficie de la arena (Huisman & Wood, 1974). En este período se empiezan a desarrollar los mecanismos físicos explicados anteriormente y los mecanismos biológicos dando lugar a una remoción de partículas más pequeñas, a una descomposición de materia orgánica y mejorando la remoción de bacterias patógenas y virus (Visscher & Galvis, 1987; Visscher et al., 1992; Sánchez et al., 2007). Este desarrollo del filtro es el responsable del mejoramiento de su desempeño al inicio de cada carrera de filtración (AWWA, 1994; Wegelin et al., 1998; Haarhoff & Cleasby, 1991 citados por Sánchez et al., 2007).

La biopelícula o “Schmutzdecke” que crece en la superficie del lecho, está conformada por material orgánico e inorgánico retenido y por una amplia variedad de microorganismos activos biológicamente, entre los cuales se encuentran bacterias, protozoarios, algas, hongos, microcrustáceos, nemátodos, plankton, diatomeas y rotíferos (Visscher & Galvis, 1987; Visscher et al., 1992; Wegelin et al., 1998).

En cuanto a los mecanismos biológicos, Haarhoff & Cleasby (1991) mencionan que las relaciones entre los diferentes grupos de organismos son complejas y poco entendidas. En resumen, Galvis et al. (1999) citan estos autores, quienes indican que en el FLA se da predación de algas por invertebrados bentónicos y de bacterias por protozoarios, consumo de materia muerta por saprófitos, muerte o inactivación de microorganismos patógenos por el ambiente hostil del filtro y reducción parcial de carbono orgánico.

Calidad de agua en sistemas FiME

Filtración Gruesa Dinámica (FGDi)

Aunque los FGDi están orientados a reducir la concentración de material sólido suspendido para proteger los siguientes pasos o unidades de filtración, las experiencias han demostrado que se presentan reducciones significativas en parámetros fisicoquímicos y microbiológicos como coliformes fecales, hierro y manganeso (Visscher y Galvis, 1992, Galvis et al., 1999). La Tabla 3.8 muestra las eficiencias de remoción encontradas en fuentes superficiales tratadas por Filtros Gruesos Dinámicos para los diferentes parámetros de calidad de agua.

Filtración Gruesa Ascendente (FGA)

En la filtración gruesa ascendente se mejora principalmente la calidad física del agua a medida que se remueven los sólidos suspendidos y se reduce la turbiedad, pero al igual que en la filtración gruesa dinámica también se puede obtener un mejoramiento de la calidad microbiológica del agua debido a que las bacterias y los virus se pueden comportar como sólidos (Wegelin et al., 1998). Es así como en el medio filtrante más grueso de los FGAC y FGAS —localizado en la parte inferior del filtro— los sólidos más gruesos son separados mientras que en los subsiguientes medios filtrantes se reducen adicionalmente concentraciones de sólidos suspendidos y gradualmente también el contenido de microorganismos.

Según Wegelin et al. (1998) la reducción de microorganismos en la FGA puede estar en el mismo orden de magnitud que la de sólidos suspendidos. Las eficiencias de remoción de microorganismos se pueden encontrar entre el 60% y el 99%, es decir reducciones desde menos de 1 log y hasta 2 log (Visscher y Galvis, 1992; Galvis et al., 1993). Los patógenos más grandes como protozoarios, quistes, helmintos, entre otros, son eliminados en una proporción aún mayor. En la Tabla 3.8 se presentan las eficiencias de remoción reportadas por Galvis et al. (1999) para sistemas con Filtración Gruesa Ascendente como segunda etapa de tratamiento.

Filtración Lenta en Arena (FLA)

La calidad del efluente de una FLA depende de cuatro factores: la calidad del afluente, la temperatura, la velocidad de filtración aplicada y la composición del lecho filtrante (Huisman, 1979).

En la unidad de FLA se mejora la calidad microbiológica del agua reduciendo virus, bacterias, protozoarios o huevos de nemátodos, además de partículas finas en suspensión, materia orgánica e inorgánica y color (URL6; Wegelin et al., 1998; Hijnen et al., 2007). En la Tabla 3.8 se presentan las eficiencias típicas de remoción en unidades convencionales de Filtración Lenta en Arena, encontradas por diferentes autores y consolidadas por Galvis et al. (1999).

Tabla 3.8. Remociones esperadas en unidades FiME

Parámetro	Remociones (%)			
	FGDi ^a	FGA ^a	FLA	
			a	b
Sólidos suspendidos	70 - 80	50 - 95	-	-
Turbiedad	30 - 50	50 - 90	< 1*	< 1*
Color	10 - 25	20 - 50	25 - 30	30 - 100
Hierro	40 - 70	~ 50	30 - 90	60
Manganeso	40 - 70	~ 50	30 - 90	60
Coliformes fecales	50 - 80	0.65 - 2.5**	90 - 99.9	95 - 100

^a Galvis et al. (1999) - ^b Visscher & Galvis (1987).

* Unidades nefelométricas de turbiedad (UNT) - ** Unidades log.

Es importante anotar que para obtener las remociones esperadas y largas carreras de filtración la unidad de FLA requiere cierta calidad de agua en el afluente a tratar. Principalmente se habla de los niveles de turbiedad, para los cuales diferentes autores como Visscher & Galvis (1987), Visscher et al. (1992) y Wegelin et al. (1998) indican valores que varían desde 5 UNT hasta 50 UNT. Sánchez et al. (2007) mencionan que otros autores aceptan valores desde 50 hasta 120 UNT, siempre y cuando se presenten durante un período corto (pocas horas durante uno o dos días).

Criterios de diseño

En general, las unidades de filtración se diseñan en forma rectangular y con paredes verticales. No obstante, se pueden construir filtros con un área superficial circular y con paredes inclinadas, dependiendo de las técnicas de construcción locales (Wegelin et al., 1998), del criterio del diseñador y las preferencias de la comunidad.

En cuanto al material filtrante, usualmente se usan gravas y arenas de río, aunque cualquier tipo de material inerte e insoluble puede ser utilizado siempre y cuando no altere la calidad del agua en su olor o color (Wegelin et al., 1998). A continuación, en la Tabla 3.9 se describen los criterios de

diseño recomendados por Galvis et al. (1999) para cada uno de los componentes de sistemas FiME.

En cuanto a los FGA, Wegelin et al. (1998) también recomiendan pérdidas de carga máximas de 0.3 m y sobrenadantes de 0.1 m. En relación con la velocidad de filtración, el rango recomendado se extiende a 1 m/h. La pérdida de carga se mide mediante la diferencia entre el nivel del agua en la caja de entrada al filtro y el nivel del agua dentro de este.

En relación con los FLA, Galvis (1999) menciona que el tamaño del área de filtración de las unidades se limita de acuerdo con la disponibilidad de área en la localidad, recomendando un límite razonable para sistemas no mecanizados de 100 m². De otro lado, en cuanto a la pérdida de carga Wegelin et al. (1998) indica que en un filtro limpio varía entre 0.2 y 0.3 m incrementándose gradualmente a lo largo de la carrera de filtración hasta valores de 0.6 a 1 m. En relación con la velocidad de filtración estos autores expresan que generalmente los filtros son operados con tasas entre 0.1 y 0.2 m/h.

Cada una de las unidades filtrantes de los sistemas FiME posee un múltiple o *manifold* el cual consiste en una tubería principal de la cual se derivan tuberías laterales que poseen perforaciones en toda su longitud. Este *manifold* tiene diferentes propósitos según el tipo de filtro; es así como en las unidades de FGD_i el *manifold* es usado como recolector del efluente y también del agua de lavado, en los FGA como difusor en condiciones de operación y de recolector en condiciones de lavado y en los FLA es usado como recolector del efluente tratado. Para el diseño de un múltiple recolector y/o difusor, se tienen en cuenta los criterios recomendados por Fair et al. (1987) citados por Galvis (1999) (Ver Tabla 3.10).

Tabla 3.9. Criterios de diseño sistemas FiME

Parámetros	FGDi	FGA	FLA
Flujo	Descendente	Ascendente	Descendente
Período de operación (h/d)	24	24	24
Velocidad de filtración (m/h)	2 – 3	0.3 - 0.6	0.1 - 0.3
Número mínimo de unidades en paralelo	2	2	2
Área máxima de filtración por unidad (m ²)	10	20	100
Velocidad sup. en lavado superficial (m/s)	0.15 - 0.3	-	-
Profundidad total lecho filtrante (m)	0.6 - 0.7	1.1 - 1.5	1.05 - 1.15
Coefficiente de uniformidad arena	-	-	< 4
Altura del vertedero de rebose (m)	0.03 - 0.05	-	-
Pérdida de carga máxima (m)	-	0.30	-
Altura sobrenadante* (m)	-	0.1 - 0.2	0.6 - 0.8
Velocidad de lavado filtro (m/h)	15 – 20	15 - 20	-
Carga estática para lavado contraflujo (m)	1	3	-

* Altura máxima

Fuente: Galvis et al. (1999).

Tabla 3.10 Criterios de diseño para múltiples difusores y recolectores

Parámetros	Difusor	Recolector
$R_0 = \sum$ Área de orificios/Área del lecho	0.0015 - 0.005	0.0015 - 0.005
$R_l = \sum$ Área de orificios/Área del lateral	0.4 - 1.0	0.3 - 0.5
$R_p = \sum$ Área de laterales/Área principal	0.4 - 1.0	0.3 - 0.5
Diámetro orificios (pulg)	1/4 - 3/4	1/4 - 3/4
Espaciamiento de orificios (m)	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3
Espaciamiento entre laterales (m)	0.5 - 1.0	0.5 - 1.0

Fuente: Galvis et al. (1999).

La distribución, altura y tamaño recomendados por Galvis et al. (1999) para los lechos filtrantes en los FGD_i, FGA y FLA se presentan en la Tabla 3.11. En relación con la altura inicial de arena en los filtros lentos, Wegelin et al. (1998) menciona valores hasta de 1 m.

Tabla 3.11 Distribución del medio filtrante en FiME

	Capa	Altura (m)	Diámetro	
			Pulg	mm
FGD _i	Inferior	0.20	1 - ½	25 - 13
	Intermedia	0.20	½ - ¼	13 - 6
	Superior	0.20	¼ - 1/8	6 - 3
FGAC	Capa 1	0.30	1 - ¾	25 - 19
	Capa 2	0.20 - 0.30	¾ - ½	19 - 13
	Capa 3	0.15 - 0.20	½ - ¼	13 - 6
	Capa 4	0.15 - 0.20	¼ - 1/8	6 - 3
	Capa 5	0.10 - 0.20	< 1/8	3 - 1.6
FGAS 1	Capa 1 - Inferior	0.30	1 - ¾	25 - 19
	Capa 2 - Intermedia	0.30 - 0.45	¾ - ½	19 - 13
	Capa 3 - Superior	0.30 - 0.45	½ - ¼	13 - 6
FGAS 2	Capa 1 - Inferior	0.20	¾ - ½	19 - 13
	Capa 2	0.15	½ - ¼	13 - 6
	Capa 3	0.30 - 0.45	¼ - 1/8	6 - 3
	Capa 4 - Superior	0.25 - 0.40	< 1/8	3 - 1.6
FLA	Soporte (grava)	0.25	¼ - 1/8	6 - 3
	Altura inicial de arena	0.80 - 0.90	-	0.15 - 0.3
	Altura final de arena (mín)	0.50 - 0.60	-	0.15 - 0.3

Fuente: Galvis et al. (1999).

Operación y mantenimiento

Filtración Gruesa Dinámica (FGD_i)

Los FGD_i se colmatan rápidamente disminuyendo el caudal effluente desde que el sobrenadante llega a la cresta del vertedero de rebose y una parte del caudal afluente empieza a ser vertida al desagüe; este momento indica

que hay necesidad de hacer mantenimiento de la unidad, pues al disminuir el caudal tratado, igualmente la velocidad de filtración decrecerá (Wegelin et al., 1998).

Dado que el FGD_i retiene los sólidos principalmente en la capa superficial del medio filtrante actuando como un filtro superficial (Latorre, 1994 citado por Wegelin et al., 1998), su limpieza se realiza manualmente con una pala o con un rastrillo con el que se re-suspende el material retenido el cual es arrastrado hacia el desagüe por medio del vertedero de rebose (Galvis et al., 1992 citado por Wegelin et al., 1998). Mediante la misma tubería perforada que hace la recolección del agua filtrada, se ejecuta el lavado de fondo en forma descendente mediante una válvula de apertura rápida ubicada de tal forma que al abrirla garantice la velocidad de lavado requerida.

En cuanto a la periodicidad de limpieza de los FGD_i, PROSAB (1999) cita a Galvis et al. (1997) que recomienda un mantenimiento semanal, aunque Vargas et al. (1999) indica que en algunas plantas esta labor se debe efectuar con mayor frecuencia, según la calidad del agua cruda.

Filtración Gruesa Ascendente (FGA)

Dado que los filtros gruesos ascendentes actúan como filtros de profundidad en comparación con los FGD_i y teniendo en cuenta la penetración de los sólidos en el filtro, el lavado se realiza periódicamente mediante una limpieza hidráulica de fondo (Wegelin et al., 1998). Este lavado se lleva a cabo por medio de una válvula ubicada en una prolongación de la tubería de distribución de agua, la cual en condiciones de lavado, desempeña la función de recolección de agua. Esta válvula debe ubicarse a una profundidad tal que garantice la velocidad de lavado requerida. Esta forma de lavado es en dirección contraria al flujo normal del filtro.

El momento del mantenimiento a las unidades de FGA se determina mediante la pérdida de carga máxima adoptada en el diseño, sin embargo Wegelin et al. (1998), PROSAB (1999) y Vargas et al. (1999) aconsejan la limpieza hidráulica (lavado de fondo) una vez por semana, aumentando la frecuencia en época de lluvia. También se recomienda mensualmente realizar una limpieza superficial del lecho similar a la limpieza del FGD_i.

Filtración Lenta en Arena (FLA)

Como se ha mencionado, al inicio de la operación de una FLA se presenta un período de maduración en el cual se mejora considerablemente el desempeño de la unidad en cuanto a la eficiencia de remoción de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Este período de maduración depende de la temperatura, calidad del afluente y condiciones de operación, puede tomar de 5 a 30 días (Visscher & Galvis, 1987), incluso hasta dos meses (PROSAB, 1999).

En la operación de una FLA, la pérdida de carga máxima (nivel máximo

de agua dentro del filtro) se da por la resistencia al paso de agua que genera el crecimiento de la biopelícula en la superficie del lecho. Cuando se llega al valor adoptado en el diseño, se debe hacer el mantenimiento del filtro el cual consiste en raspar alrededor de dos centímetros la capa superficial de arena (Galvis et al., 1999; PROSAB, 1999). En este raspado se remueve gran parte de la capa biológica, por lo cual el filtro debe atravesar por un nuevo período de maduración el cual es mucho más corto, tomando alrededor de un día (Visscher & Galvis, 1987; PROSAB, 1999).

El período entre limpiezas se llama carrera de filtración y este es variable pues depende de la calidad del agua afluyente al filtro. La frecuencia de limpieza de la unidad de FLA puede variar entre 3 semanas hasta varios meses (Galvis et al., 1999) y según Wegelin et al. (1998) los filtros lentos de arena bien especificados, diseñados, construidos, operados y mantenidos deben alcanzar carreras de filtración del orden de 1 a 3 meses, por lo menos.

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

MODELO EXPERIMENTAL

Este capítulo presenta los alcances, la descripción de la investigación realizada y el modelo experimental desarrollado. Con esta investigación se contribuye a la sostenibilidad de los sistemas de riego, a través del mejoramiento de la calidad de agua superficial, utilizando la tecnología FiME. Los alcances son: i) evaluar a escala piloto la eficiencia de remoción de parámetros físicos, químicos y microbiológicos del agua, que inciden en la obturación de los emisores de riego localizado para tres (3) tratamientos de FiME y un (1) tratamiento de filtrado convencional; ii) estudiar el comportamiento hidráulico y la calidad del agua en cuatro (4) tipos de sistemas de riego piloto alimentados con agua tratada del sistema FiME, utilizando tres (3) tratamientos de filtración en múltiples etapas y un (1) tratamiento de filtrado convencional; y iii) revisar los criterios de diseño y parámetros de operación y mantenimiento de la tecnología FiME aplicados al mejoramiento de la calidad en sistemas de riego.

El proceso de tratamiento evaluado en la investigación para el mejoramiento de la calidad de agua en sistemas RLAF, fue el de FiME a escala piloto. Se evaluaron tres tipos de configuración de FiME que han demostrado buenos resultados en mejoramiento de calidad de agua para consumo humano según reportes de Galvis et al. (1999) y también se evaluó una tecnología de filtración comúnmente utilizada en sistemas de RLAF (Filtro de Anillos). Los sistemas de tratamiento alimentaron cuatro parcelas¹ con diferentes tipos de emisores de RLAF, los cuales son los más comunes en el mercado y por lo tanto los más usados por los agricultores.

1 Una parcela se refiere al conjunto de tuberías y mangueras de riego (principales, laterales y emisores) de una tecnología de riego específica. El módulo está conformado por cuatro tecnologías de riego diferentes, cada una de ellas representada en una parcela.

Las unidades y parcelas piloto de FiME y RLAF operaron en la Estación de Investigación y Transferencia de Tecnología del Instituto Cinara, ubicada en Puerto Mallarino, en la ciudad de Santiago de Cali, Departamento del Valle del Cauca. Los análisis de los parámetros de calidad de agua necesarios para el desarrollo de la investigación fueron efectuados en los laboratorios de esta misma estación y fueron determinados según las técnicas establecidas en los Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA-AWWA-WPCF, 1999).

Las unidades piloto de mejoramiento de calidad del agua y de los sistemas de riego, se alimentaron con agua del río Cauca, que es una de las principales fuentes de agua superficial utilizada en el departamento del Valle del Cauca para la agricultura, a pesar de recibir descargas de aguas residuales sin tratar de diferentes municipios y aguas de escorrentía de cultivos agrícolas. A la altura de la bocatoma de la Planta de Potabilización de Puerto Mallarino operada por EMCALI, el río Cauca se caracteriza por presentar turbiedades entre 12 y 900 UNT, sólidos suspendidos entre 11 y 978, pH entre 6.6 y 7.4 unidades, hierro total entre 0.6 y 41.5 mg/l, manganeso entre 0.2 y 2.1 y coliformes fecales entre 2.7×10^3 y 5×10^5 UFC/100 ml (Galvis, 1999). Estos parámetros demuestran que este río se caracteriza por poseer un alto riesgo para su uso en consumo humano.

MONTAJE A ESCALA PILOTO

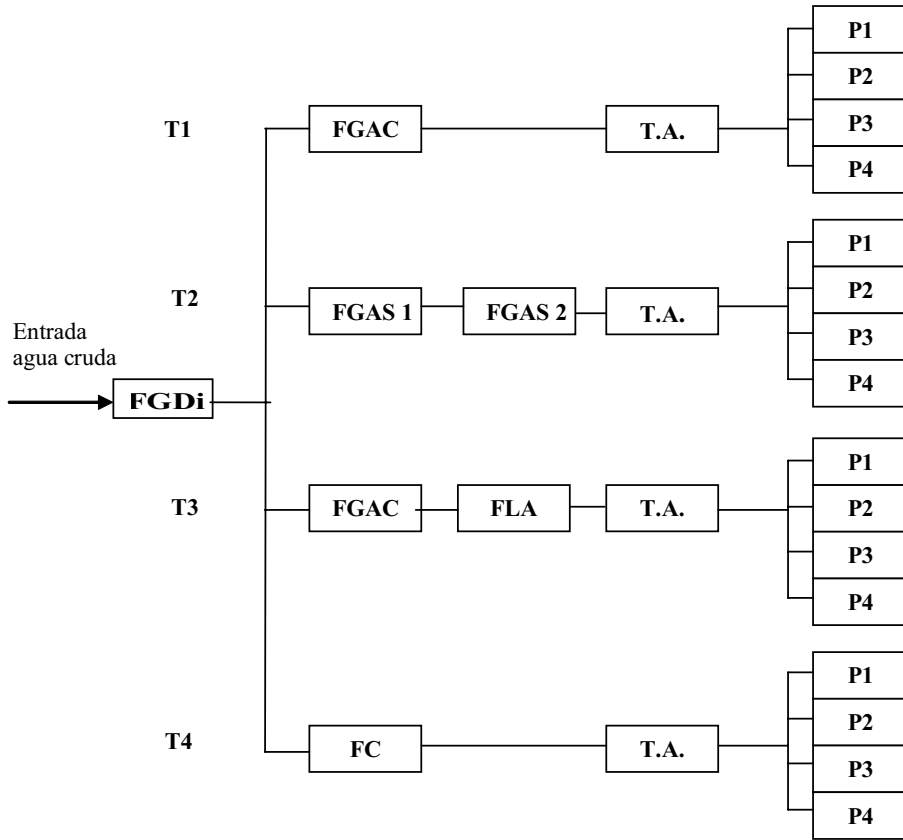
Los cuatro tratamientos evaluados fueron los siguientes:

- T1: Filtro Grueso Dinámico + Filtro Grueso Ascendente en 1 etapa.
- T2: Filtro Grueso Dinámico + Filtro Grueso Ascendente en 2 etapas.
- T3: Filtro Grueso Dinámico + Filtro Grueso Ascendente en 1 etapa + Filtro Lento en Arena.
- T4: Filtro Grueso Dinámico + Filtro de Anillos.

El efluente de cada uno de los anteriores tratamientos se almacenó en tanques desde los cuales el agua fue bombeada para alimentar las cuatro parcelas de riego que conforman un módulo de riego con cuatro tipos de técnicas de Riego Localizado de Alta Frecuencia. Las técnicas de riego evaluadas en las parcelas dependen del tipo de emisor y fueron:

- P1: Microjet
- P2: Gotero LYN
- P3: Gotero autocompensado
- P4: Cinta de riego

Para un mejor control del experimento y facilitar las mediciones en el sistema de riego y la toma de muestras en las distintas barreras de tratamiento, el experimento se desarrolló poniendo en funcionamiento dos líneas de tratamiento al tiempo, es decir, alimentando simultáneamente dos módulos de riego, los cuales en total corresponden a ocho parcelas. Los dos tratamientos evaluados inicialmente fueron T1 y T2 y posteriormente se evaluaron T3 y T4 (Ver Figura 4.1).



P1: Microjet; P2: Gotero LYN; P3: Gotero autocompensado; P4: Cinta de riego

Figura 4.1 Esquema del montaje experimental a escala piloto

Diseño de las unidades piloto FiME

En la Estación de Investigación de Cinara en Puerto Mallarino se construyeron las unidades de filtración las cuales fueron adecuadas según los requerimientos de la investigación. El caudal mínimo que produjo cada línea de tratamiento evaluada fue 0.16 l/s, el cual, obedeció al caudal de diseño del conjunto de 4 parcelas de riego. Este caudal fue ajustado a 0.17 l/s para garantizar un nivel constante en los tanques de succión chequeando que todas las unidades de tratamiento produjeran este valor de caudal. A continuación se detallan las condiciones de diseño y operación de cada una estas unidades de tratamiento.

Filtros Gruesos Dinámicos (FGDi)

En el desarrollo de la investigación se operaron dos Filtros Gruesos Dinámicos (FGDi). En la estructura de entrada de cada uno de estos filtros se

ubicó un vertedero triangular con su respectiva regla de aforo para la medición y control de caudal, el cual fue regulado mediante una válvula ubicada en la tubería de entrada de cada filtro.

Para poner en funcionamiento los FGD_i, en primer lugar se seleccionó una velocidad de filtración acorde con lo recomendado por la literatura. De acuerdo con la Tabla 3.9, las velocidades de operación de un FGD_i deben estar entre 2 y 3 m/h. Para la presente investigación se seleccionó una velocidad de 2 m/h, con la cual se calculó el caudal proporcionado por cada unidad de tratamiento según su área superficial, por medio de la siguiente expresión:

$$Q_v = A_{sup} \times v_f \quad (4)$$

Donde:

Q_v : Caudal de entrada vertido (m³/h)

v_f : Velocidad de filtración (m/h)

A_{sup} : Área superficial del filtro existente (m²)

En la Tabla 4.1 se consignan las características de cada uno de los filtros y se presentan los caudales de operación respectivos para la velocidad de filtración seleccionada.

Tabla 4.1 Características de los FGD_i

Característica	Unidad	FGDi 1	FGDi 2
Velocidad de filtración (adoptada)	m/h	2.00	2.00
Pérdida de carga máxima (adoptada)	m	0.04	0.04
Ancho	m	0.80	1.00
Largo (lecho)	m	2.40	2.00
Área superficial	m ²	1.92	2.00
Caudal a tratar	l/s	1.07	1.11
h total lecho	m	0.60	0.60
# capas grava	-	3	3
h capa 1-inferior ($\emptyset_{particula}$: 19 - 25 mm)	m	0.20	0.20
h capa 2 ($\emptyset_{particula}$: 13 - 19 mm)	m	0.20	0.20
h capa 3-superior ($\emptyset_{particula}$: 6 - 13)	m	0.20	0.20

Para garantizar los caudales de entrada correspondientes a cada uno de los FGD_i se determinó la carga requerida sobre el vertedero triangular de entrada. El caudal vertido por un vertedero triangular se halla teóricamente mediante la ecuación (5) (Metcalf & Eddy, 1995):

$$Q_v = C_d \times 8/15 \times \sqrt{2g} \times \tan \emptyset/2 \times h^{5/2} \quad (5)$$

Donde:

Q_v : Caudal vertido (m^3/s)

C_d : Coeficiente de descarga

g : Gravedad (m/s^2)

\emptyset : Ángulo del vertedero ($^\circ$)

h : Carga sobre el vertedero (m)

Dado que no se tenía con precisión el coeficiente de descarga real de los vertederos se determinó la ecuación propia de cada vertedero por medio de la calibración de cada uno de ellos, esto se realizó adoptando diferentes cargas en el vertedero y aforando el caudal que pasa por este vertedero empleando el método volumétrico. En la Tabla 4.2 se muestran las características de cada uno de los vertederos y los resultados de esta calibración.

Tabla 4.2 Características de los vertederos triangulares de entrada FGD_i 1 y 2

Característica	Unidad	FGDi 1	FGDi 2
Caudal a tratar	l/s	1.07	1.11
Ángulo real	$^\circ$	60	60
Ecuación vertedero real	-	$Q = 37.45h - 0.8998$	$Q = 35.2h - 0.9322$
Carga requerida	m	0.053	0.058
Ubicación regla de aforo*	m	0.26	0.29

* Desde vértice de vertedero

A partir de esta calibración se obtuvo que las cargas sobre el vertedero requeridas eran de 0.053 y 0.058 m las cuales proporcionan los caudales afluentes de 1.07 l/s y 1.11 l/s para FGD_i 1 y FGD_i 2, respectivamente. A pesar de que el caudal de cada filtro es suficiente para alimentar las ocho parcelas de riego, se tuvieron en funcionamiento los dos FGD_i por propósitos de mantenimiento y maduración de las unidades.

Filtros Gruesos Ascendentes (FGA)

En total se utilizaron tres Filtros Gruesos Ascendentes: un Filtro Grueso Ascendente en Capas (FGAC de 1 etapa) para las líneas de tratamiento T1 y T3 y dos Filtros Gruesos Ascendentes en Serie (FGAS de 2 etapas) para la línea de tratamiento T2. La velocidad de filtración adoptada para el diseño y operación de estas unidades fue de 0.6 m/h, la cual se encuentra dentro del rango recomendado en la literatura: entre 0.3 a 0.6 m/h (Ver Tabla 3.9). Las características de los FGA operados se presentan en la Tabla 4.3.

Con la velocidad indicada en la tabla y el área superficial de los filtros existentes, se obtiene un caudal de operación de 0.52 l/s para los tres FGA, el cual también fue suficiente para alimentar el sistema de riego.

Tabla 4.3 Características de los FGA

Característica	Unidad	FGAC	FGAS 1	FGAS 2
Velocidad de filtración (adoptada)	m/h	0.60	0.60	0.60
Pérdida de carga máxima (adoptada)	m	0.30	0.30	0.30
Diámetro	m	2.00	2.00	2.00
Área superficial	m ²	3.14	3.14	3.14
Caudal tratado	l/s	0.52	0.52	0.52
h total lecho	m	1.55	1.50	1.40
# capas grava	-	5	3	4
h capa 1-inferior ($\varnothing_{particula}$: 19 - 25 mm)	m	0.30	0.30	0.30
h capa 2 ($\varnothing_{particula}$: 13 - 19 mm)	m	0.30	0.60	0.30
h capa 3 ($\varnothing_{particula}$: 6 - 13 mm)	m	0.30	0.60	0.40
h capa 4 ($\varnothing_{particula}$: 3 - 6 mm)	m	0.30	-	0.40
h capa 5-superior ($\varnothing_{particula}$: 1.6 - 3 mm)	m	0.35	-	-

La medición y el control del caudal afluente a cada línea de tratamiento de los FGA, se realizó mediante la instalación de canaletas con sus respectivos vertederos triangulares y reglas de aforo. De igual forma que para los FGD_i, se realizó la calibración de los vertederos con el fin de determinar la carga requerida sobre el vertedero para garantizar el correspondiente caudal (Ver Anexo 1). En la Tabla 4.4 se muestran las características de cada uno de los vertederos y los resultados de la calibración.

Tabla 4.4 Características de los vertederos triangulares de entrada FGAC y FGAS

Característica	Unidad	Línea FGAC	Línea FGAS
Caudal a tratar	l/s	0.52	0.52
Ángulo real	°	33	33
Ecuación vertedero real	-	$Q = 19.1h - 0.4597$	$Q = 21.2h - 0.5393$
Carga requerida	m	0.051	0.050
Ubicación regla de aforo*	m	0.26	0.25

* Desde vértice de vertedero

Filtro Lento en Arena (FLA)

La unidad de Filtración Lenta en Arena se usó sólo para la línea de tratamiento T3. Para este caso, la velocidad de filtración adoptada fue de 0.2 m/h, encontrándose acorde con lo recomendado por la literatura (entre 0.10 y 0.2 m/h). Con esta velocidad se verificó el caudal de operación de esta unidad según el área superficial existente. En la Tabla 4.5 se muestran las características del FLA. El caudal de operación del FLA fue de 0.17 l/s, el cual garantizó el caudal requerido por las parcelas de riego y el caudal bombeado.

Tabla 4.5 Características del FLA

Característica	Unidad	Valor
Velocidad de filtración (adoptada)	m/h	0.20
Pérdida de carga máxima (adoptada)	M	0.50
Caudal a tratar	m ³ /h	0.63
Caudal a tratar	l/s	0.17
Diámetro	M	2.00
Área superficial	m ²	3.14
h total lecho	M	1.15
h grava-soporte ($\varnothing_{particula}$: 3 - 6 mm)	M	0.15
h arena ($\varnothing_{particula}$: 0.15 - 0.30 mm)	M	1.00

Filtro de Anillos Convencional (FC)

Según Regaber (2001) el filtro de anillos es un elemento filtrante que está constituido por un cartucho de anillos ranurados que se aprietan unos con otros, dejando pasar el agua y reteniendo aquellas partículas cuyo tamaño sea mayor al de paso de las ranuras. En algunos modelos de anillos, el recorrido del agua a través de las ranuras es bastante sinuoso, lo que según sus fabricantes le da al filtrado ciertas características de “profundidad”, similares a las de los filtros de arena.

El objetivo del filtro de anillos es capturar y retener los sedimentos o suciedades transportados en el agua que podrían reducir la eficiencia de los goteros. Los anillos están construidos de un material termoplástico resistente a los productos químicos para una máxima resistencia a la corrosión.

Los filtros de anillos están constituidos por anillos planos de material plástico provistos de ranuras. Dichos anillos están colocados uno sobre otro y comprimidos, formando el elemento filtrante. Los cruces entre las ranuras de cada par de discos adyacentes forman pasos de agua, cuyo tamaño varía según los anillos utilizados (Regaber, 2001).



Foto 4.1 Filtro de anillos convencional

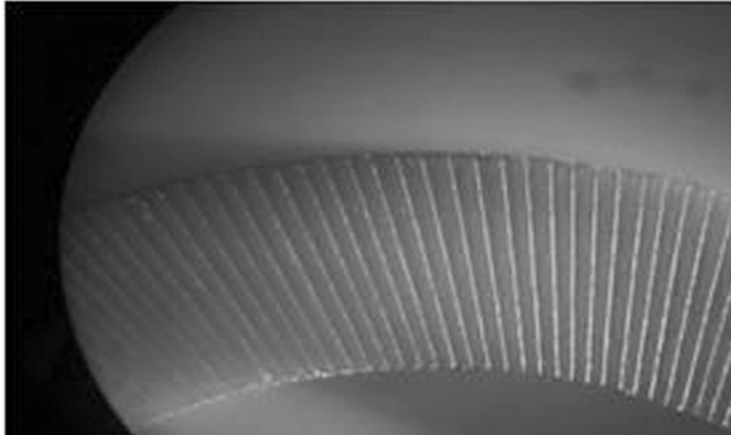


Foto 4.2 Anillos de filtración

Fuente: Cinara, 2009.

Los filtros de anillos combinan una alta eficiencia en la separación de sólidos, gracias al gran número de capas filtrantes y la posibilidad de escoger el tamaño de los pasos de agua y determinar las dimensiones de los sólidos cuyo paso se pretende impedir.

Las partículas de diferente tamaño entran dentro del entramado de los anillos (Ver Foto 1 y Foto 2) hasta que quedan retenidas. El número de puntos de retención varía según el grado de filtración. A grados de filtración más finos, aumenta el número de intersecciones entre anillos y los posibles puntos donde puede quedar retenida la partícula (Regaber, 2001).

Diseño de las parcelas piloto RLAF

Dado que el caudal de diseño de cada módulo de riego fue de 0.16 l/s, el caudal para cada parcela piloto RLAF fue de 0.04 l/s. Como se mencionó en el montaje a escala piloto, se diseñaron dos módulos de riego cada uno con cuatro parcelas de riego localizado. A continuación se presentan las características de las parcelas en la Tabla 4.6 y las características de los emisores de estudio en la Tabla 4.7.

Tabla 4.6 Características de parcelas de riego localizado




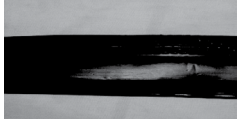
Parcela	Microjet	Auto compensado	LYN	CINTA
q/emisor (l/h)	14	1.6	1.6	0.2
No. emisores/lateral	5	45	45	120
Q/ lateral (l/h)	70	72	72	24
No laterales/múltiple	2	2	2	6

>>>Sigue...

Tabla 4.6 (Cont.)

Parcela	Microjet	Auto compensado	LYN	CINTA
Caudal/múltiple (l/h)	140	144	144	144
Separación emisores (m)	2.5	0.2	0.2	0.1
Separación laterales (m)	2	2	2	0.5
Longitud lateral (m)	13.25	9.55	9.55	12.65
Presión de trabajo (psi)	12-15	10-15	10-15	8-12
Presión de trabajo (m.c.a.)	8.43-10.54	7.03-10.54	7.03-10.54	5.62-8.43

Tabla 4.7 Características de los emisores del estudio

Tipo de emisor	Características
<p>Microjet</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Microaspersor compacto, proporciona una amplia gama de radios de tiro. • Requerimiento de filtrado = 200 mesh, 74 micrones. • Construido de resinas vírgenes de acetal, muy resistente a la abrasión, el impacto y a los productos químicos.
<p>Autocompensado</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Gotero achatado autocompensante, con recorrido sinuoso. • Utilizado para largos terrenos con pendientes muy pronunciadas. • Mantiene caudal constante independiente de la presión. • Requerimiento de filtrado = 120 mesh, 125 micrones.
<p>Gotero Lyn</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Gotero achatado no autocompensado, con recorrido sinuoso. • Adecuado para laterales particularmente y construido para mangueras de espesor delgado. • Requerimiento de filtrado = 120 mesh, 125 micrones.
<p>Cinta</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • El más económico de los emisores de riego. • Requerimiento de filtrado = 200 mesh, 74 micrones. • Posee un deflector en el orificio lo que impide el taponamiento externo. • Resistente a las rasgaduras.

Régimen de flujo

Inicialmente se propuso un diámetro de tuberías laterales de 16 mm. Este dato se utilizó para el cálculo del Número de Reynolds, teniendo en cuenta el caudal del lateral de cada parcela, con lo cual queda definido el régimen del flujo de los laterales (Ver Tabla 4.8).

Tabla 4.8. Régimen de flujo en tuberías laterales

Parcela	Caudal/ lateral (l/h)	Diámetro (mm)	Re	Régimen
Microjet	70	16	1542.8	Laminar
Autocompensado	72	16	1586.88	Laminar
Lyn	72	16	1586.88	Laminar
Cinta	24	16	528.96	Laminar

Pérdidas unitarias en laterales

De acuerdo con los resultados obtenidos en el punto anterior, se seleccionó la expresión para el cálculo de las pérdidas unitarias por fricción en el lateral de cada parcela. Según Pizarro (1996) para régimen laminar se recomienda utilizar la ecuación (6) de Hagen Poiseuille:

$$J = 1.16 (q/d^4) \tag{6}$$

Donde:

J: Pérdida de carga unitaria (m/m)

q: Caudal del lateral (l/h)

d: Diámetro del lateral (mm)

En la Tabla 4.9 se pueden ver los resultados de este cálculo.

Tabla 4.9 Pérdida unitaria en tuberías laterales

Parcela	Caudal/ lateral (l/h)	Diámetro (mm)	J (m/m)
Microjet	70	16	0.0012
Autocompensado	72	16	0.0013
Lyn	72	16	0.0013
Cinta	24	16	0.0004

Efecto de conexiones emisor-lateral

El efecto causado por los emisores conectados a la tubería lateral, puede cuantificarse de la siguiente manera (ecuación 7):

$$J' = J x [(Se+fe)/Se] \tag{7}$$

Donde:

J': Pérdida de carga unitaria incluido el efecto de las conexiones (m/m)

J: Pérdida de carga unitaria (m/m)

Se: Separación entre emisores (m)

fe: Longitud equivalente de la conexión (m)

Los emisores que se deben usar en todos los casos son de conexión sobre línea (Ver Tabla 4.10). La longitud equivalente de la conexión se calcula con las ecuaciones (8-10):

$$\text{Tipo grande: } fe = 23.04d^{-1.84} \quad (8)$$

$$\text{Tipo estándar: } fe = 18.91d^{-1.87} \quad (9)$$

$$\text{Tipo pequeña: } fe = 14.38d^{-1.89} \quad (10)$$

Tabla 4.10 Pérdida unitaria teniendo en cuenta el efecto de conexiones de emisores

Parcela	d (mm)	J (m/m)	Se (m)	Conexión	Tipo	Fe (m)	J' (m/m)
Microjet	16	0.0012	2.5	Sobre línea	Grande	0.140	0.0013
Autocompensado	16	0.0013	0.2	Sobre línea	Estándar	0.106	0.0019
Lyn	16	0.0013	0.2	Sobre línea	Estándar	0.106	0.0019
Cinta	16	0.0004	0.1	Sobre línea	Pequeña	0.076	0.0007

Efecto de disminución progresiva de caudal

El efecto de la disminución progresiva de caudal en un lateral se cuantifica con el coeficiente F de Christiansen (Goyal y Ramírez, 2007) asumiendo un coeficiente β de 1.75, el cual es recomendado para sistemas RLAF, una longitud inicial de manguera hasta el primer emisor mayor a la separación entre emisores (Lo>Se) y el número de emisores por lateral (n) (Ver Tabla 4.11).

Tabla 4.11 Coeficiente de Christiansen para efecto de disminución de caudales

PARCELA	Se (m)	Lo (m)	B	No emisores/lateral	F
Microjet	2.5	2.5	1.75	5	0.469
Autocompensado	0.2	1	1.75	45	0.375
Lyn	0.2	1	1.75	45	0.375
Cinta	0.1	1	1.75	120	0.3682

Pérdidas totales en el lateral

Las pérdidas totales en el lateral se calculan con la ecuación (11):

$$H = J' \times F \times L \quad (11)$$

Donde:

H: Pérdida total de carga en el lateral (m)

J': Pérdida unitaria considerando el efecto de conexiones de emisores (m/m)

F: Factor de Christiansen por efecto de disminución progresiva de caudal

L: Longitud del lateral (m)

En la Tabla 4.12 se presentan los resultados correspondientes a la aplicación de esta expresión. Esta Tabla confirma que las pérdidas por causas hidráulicas en los laterales de las parcelas de riego son mínimas por lo cual no serán un factor importante en la uniformidad de distribución de caudales de los emisores.

Tabla 4.12 Pérdidas de carga totales en el lateral

Parcela	J' (m/m)	F	L (m)	H (m)
Microjet	0.0013	0.469	13.0	0.008
Autocompensado	0.0019	0.375	10.3	0.008
Lyn	0.0019	0.375	10.3	0.008
Cinta	0.0007	0.368	13.4	0.004

Diseño de la tubería múltiple

Las tuberías donde se conectan los laterales se denominan tuberías múltiples y la tubería que conduce el agua desde la bomba hasta las parcelas se denomina tubería principal.

Se ha seleccionado un diámetro para estas tuberías de 2" para facilitar el proceso de instalación de las tuberías laterales, ya que las múltiples deben ser perforadas para insertar los conectores arrancadores de 16 mm. Al mismo tiempo este diámetro minimiza la pérdida por fricción, situación favorable para llevar a cabo el experimento. La evaluación hidráulica de estas tuberías se explica en el siguiente ítem, donde se calcula la curva del sistema de bombeo y se determina el punto de operación real del mismo.

Selección del equipo de bombeo

El equipo de bombeo seleccionado presentó las siguientes características:

Modelo: pk-60 (alimentación eléctrica)

Potencia: ¾ hp

Voltaje: 115 v

Diámetros de succión y descarga: 1" x 1"

Con la calibración se obtuvo que el caudal de operación de las bombas fue de 0.16 l/s a una presión de 42 psi.

COMPORTAMIENTO Y REMOCIÓN DE PARÁMETROS ASOCIADOS A LA OBTURACIÓN DE EMISORES DE RIEGO

Parámetros de seguimiento de calidad de agua en unidades FIME

La evaluación de la remoción de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos que inciden en la obturación de los emisores del sistema RLAf se efectuó sobre la base de los parámetros abajo descritos, tanto al afluente como al efluente de cada una de las líneas de tratamiento. Estos

parámetros fueron seleccionados teniendo en cuenta los rangos de concentración establecidos para disminuir el riesgo de obturación (Bucks y Nakayama, 1987 citados por Rojas y Leris, 2001):

- Sólidos suspendidos
- pH
- Sólidos disueltos
- Hierro
- Manganeso
- Mesófilos

Adicionalmente, para realizar el seguimiento del sistema FiME y evaluar su funcionamiento se efectuaron las mediciones de los siguientes parámetros:

- Turbiedad
- Color
- Calcio
- Conductividad eléctrica
- Magnesio
- Sodio
- Bicarbonatos
- Coliformes fecales

Mediciones de calidad de agua en las unidades experimentales

Las mediciones de los parámetros de seguimiento anteriormente mencionados se hicieron siguiendo un procedimiento donde se consignan períodos, frecuencias y puntos de muestreo haciendo monitoreo desde la entrada de agua cruda hasta la distribución del agua tratada que alimentó cada una de las tecnologías RLAF. En la Tabla 4.13 se resumen las frecuencias de medición para cada variable de calidad de agua de los sistemas de tratamiento FiME y filtro de anillos convencional.

Tabla 4.13 Frecuencia de medición de variables de seguimiento calidad de agua

Sistema	Parámetro de medición	Frecuencia
FiME	Turbiedad, color, pH, sólidos disueltos, sólidos suspendidos, carbonatos, bicarbonatos, conductividad eléctrica, coliformes fecales, mesófilos, hierro, manganeso, calcio	2 veces/día
	Magnesio, sodio	*

* Sólo se tomaron 10 muestras para cada parámetro en total (2 afluentes y 8 efluentes).

El control del experimento se realizó en función del Coeficiente de Uniformidad de Riego, encontrado en el sistema RLAF, tal y como se indicará más adelante.

Antes de realizar las mediciones de calidad de agua necesarias para el análisis, se llevó a cabo un período de maduración de las unidades acorde con lo reportado por Sánchez et al. (1999). Este período de maduración tuvo una duración de 46 días en los cuales los sistemas de tratamiento estuvieron operando en las condiciones del experimento (caudales, velocidades y presiones) para que las unidades tuvieran un acondicionamiento previo al período de mediciones.

Análisis de resultados

Los resultados obtenidos se discutieron y analizaron sobre la base de lo establecido en la Tabla 2.6, en donde se indican los límites de cada uno de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos asociados a la obturación de los emisores de las parcelas de RLAF (SST, pH, SD, Mn, Fe y mesófilos).

En el análisis de los resultados se identificó la línea de tratamiento que mejor remociones logró para cada parámetro de calidad de agua. El nivel de riesgo de obturación se determinó a partir de las concentraciones finales en los efluentes de cada una de las configuraciones evaluadas.

Adicionalmente se hicieron análisis estadísticos para identificar las diferencias estadísticas entre las aguas crudas, entre los pares de tratamiento de agua llevados a cabo en cada período y las diferencias estadísticas entre los efluentes de las cuatro tecnologías. Para estos análisis estadísticos se realizaron pruebas entre las cuales está la paramétrica *T student* y una prueba más robusta como la prueba no paramétrica de *Kolmogorov-smirnov* para dos muestras independientes. Se practicaron estos dos tipos de pruebas debido a que la prueba *T* asume que la muestra proviene de una población con distribución normal (lo cual en muchos casos no se cumplió), mientras que la prueba de *Kolmogorov* no presupone que las muestras sean extraídas de poblaciones con distribución normal.

En la comparación de los efluentes de las tres tecnologías FiME y el filtro convencional de anillos para el tratamiento de agua, se tuvo en cuenta la inclusión de los parámetros medidos en el agua cruda como covariables, en aquellos casos en que se presentaron diferencias significativas entre las dos aguas crudas, con el fin de obtener una reducción del error experimental causado por la no aplicación simultánea de las cuatro tecnologías. Se realizó entonces un análisis de covarianza ancova, para el factor tipo de tecnología, con cuatro niveles, correspondientes a las tres configuraciones FiME y el filtro de anillos.

La covariable está relacionada con la variable de respuesta de interés y puede afectar el resultado de los tratamientos o influenciar el error experimental. Son de carácter medible pero no lo suficientemente controlable y la información de éstas sirve para establecer un control estadístico sobre la varianza del error experimental, aumentando la precisión de las estimaciones para las medias de tratamiento y las pruebas de hipótesis. Todas las pruebas estadísticas realizadas se desarrollaron con un nivel de confiabilidad del 95%, por esta razón cuando el nivel de significancia fue menor que 0.05 se rechazó en cada caso la hipótesis nula.

COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO Y CALIDAD DE AGUA EN PARCELAS RLAF

Parámetros de seguimiento en las redes de riego localizado

Según lo reportado por la literatura, la calidad del agua incide directa-

mente en la obstrucción de los emisores y esta a su vez en el comportamiento hidráulico de los sistemas de riego, traducido en una baja uniformidad de distribución del caudal.

Los parámetros de seguimiento en las redes de riego localizado fueron el caudal vertido por los emisores para calcular el Coeficiente de Uniformidad y la presión en cada parcela para garantizar las condiciones de diseño del sistema RLAF.

Mediciones en las redes de riego localizado

Las condiciones tenidas en cuenta en el plan de mediciones tales como: el tiempo de riego, la frecuencia de mediciones y el tamaño de muestra fueron las siguientes:

Tiempo de riego

Comúnmente, el tiempo de riego en un sistema de Riego Localizado de Alta Frecuencia (RLAF) está definido por la profundidad efectiva radicular del cultivo en cuestión y por el movimiento del agua en el suelo. El tiempo de riego es aquel que necesite el bulbo húmedo (zona humedecida por el riego) para alcanzar una profundidad que puede estar comprendida entre el 90% y el 110% de la profundidad radicular efectiva. De acuerdo con las experiencias del grupo REGAR de la Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente EIDENAR, el tiempo de riego normalmente se encuentra en el rango de 1 a 3 horas.

En esta investigación no se contó con un cultivo asociado al sistema de riego, puesto que el objetivo del proyecto es estudiar el impacto de la calidad del agua en la uniformidad de aplicación del caudal vertido por los emisores, más no en el suelo ni en la planta. Según lo anterior, el experimento se llevó a cabo en flujo continuo y por esta razón el “tiempo de riego” en este documento se refiere específicamente al tiempo en que una parcela operó sin que sus emisores alcanzaran el nivel de obturación límite. Este tiempo es el mismo en el cual se realizaron las mediciones que buscaron evaluar la efectividad de las tecnologías de tratamiento de agua, pudiendo encontrar para cada tecnología un tiempo de riego diferente. Para esto se determinó el tiempo en el cual el nivel de obturación llegó al máximo admisible en cada parcela. Este nivel máximo de obturación está asociado a un Coeficiente de Uniformidad mínimo según el tipo de emisor tal y como se explicará a continuación.

El criterio para determinar la finalización del período de mediciones en una parcela de riego fue el descenso del Coeficiente de Uniformidad a niveles considerados por debajo del nivel tecnológico del emisor, de acuerdo con lo indicado por Goyal y Ramírez (2007) y Pizarro (1996) según la Tabla 1.1 El valor mínimo definido en esta investigación para el control del CU para cada tipo de emisor fue el siguiente:

- Microjet: 80%
- Gotero autocompensado: 80%
- Gotero Lyn: 80%
- Cinta de riego: 75%

Frecuencia de las mediciones

Para monitorear el efecto acumulativo de obturación de los emisores, la frecuencia de las mediciones de caudal fue de una (1) vez en el día, todos los días. A su vez, la frecuencia de medición de la presión en los cabezales de riego de cada parcela fue de ocho veces en el día, igualmente todos los días.

Tamaño de la muestra

Para la evaluación de la uniformidad de aplicación en las parcelas de riego Merriam y Keller (1978) citados por Liotta (2006) y Fontela et al. (2002) sugieren aforar 16 emisores en cada módulo o unidad de riego independientemente del tamaño o área irrigada por la unidad. En las condiciones experimentales de la presente investigación, a pesar de tener menores tamaños de parcelas y menor longitud de laterales, se seleccionó un mayor número de emisores que los recomendados con el fin de aumentar la confiabilidad del valor a calcular de Coeficiente de Uniformidad (CU). Los tamaños de muestra definidos se presentan en la Tabla 4.14.

Tabla 4.14 Características de los emisores de riego localizado

Tipo de emisor	No. de emisores por parcela (población)	No. de emisores aforados (muestra)	Porcentaje del total
Microjet	10	10	100%
Gotero LYN	120	120	100%
Gotero autocompensado	120	120	100%
Cinta de riego	700	70	10%

Métodos de medición

La toma de datos de caudal en los emisores seleccionados en cada parcela de riego se realizó de la siguiente manera:

- Método de aforo: Volumétrico
 - Recipiente utilizado: Probetas de 50 ml
 - Tiempo de aforo: Entre 10 a 20 segundos, de acuerdo con el emisor.
- En todos los casos se registró el dato exacto de tiempo y volumen recolectado.

De otro lado, la medición de presión en cada parcela se realizó por la lectura de los manómetros ubicados en los cabezales de riego de cada parcela evaluada.

Cálculos y análisis de resultados

El cálculo del coeficiente de uniformidad se realizó mediante la ecuación (2) según lo establecido en los criterios de diseño de sistemas RLAF. El análisis de los resultados se realizó alrededor de los siguientes criterios:

- Comparación entre tecnologías de aplicación de riego (emisores) en función del CU obtenido al inicio del experimento.
- Evaluación del CU mínimo admisible en función del tiempo de riego para cada tipo de emisor en cada tratamiento para el mejoramiento de la calidad de agua.
- Relación de las variables de calidad de agua con la uniformidad de riego en cada tipo de emisor en cada tratamiento para el mejoramiento de la calidad de agua.
- Relación de las variables de calidad de agua con el riesgo de obturación en cada tratamiento de mejoramiento de calidad de agua.
- Principales parámetros causantes de obturación en las parcelas de riego en el período de duración del experimento, según el tratamiento de agua aplicado.

COMPORTAMIENTO DE LOS PARÁMETROS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO EN LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO

Seguimiento de los sistemas

Las variables de seguimiento para la operación y el mantenimiento de los sistemas FiME fueron el caudal afluente y efluente de las unidades de tratamiento y la pérdida de carga en cada una de ellas.

En el caso del caudal, las mediciones se realizaron para verificar y controlar en cada unidad de filtración la cantidad de agua tratada y de esta forma garantizar las velocidades de filtración adoptadas en el diseño. En la Tabla 4.15 se presentan los caudales y las velocidades de filtración seleccionadas para cada unidad.

Tabla 4.15 Caudales de operación unidades de filtración

Unidad de filtración	Velocidad de filtración (m/h)	Caudal de operación (l/s)
Filtro Grueso Dinámico (FGDi 1)	2.0	1.07
Filtro Grueso Dinámico (FGDi 2)	2.0	1.11
Filtro Grueso Ascendente en Capas (FGAC)	0.60	0.52
Filtro Grueso Ascendente en Serie (FGAS)	0.60	0.52
Filtro Lento en Arena (FLA)	0.20	0.17
Filtro de Anillos (FC)	-	0.17

Frecuencia y período de mediciones

La frecuencia de medición del caudal fue de seis veces en el día para identificar las variaciones y corregirlas en un lapso menor a dos horas. De otro lado, la frecuencia de la lectura del nivel de agua en los tubos piezométricos fue de dos veces al día.

El período de mediciones de caudal y pérdida de carga estuvo dado por el descenso del coeficiente de uniformidad en la última parcela de riego según la Tabla 4.16. Las características de la toma de datos de caudal y pérdidas de carga, tenidas en cuenta en la investigación fueron las siguientes:

Caudal

El lugar de medición y el método utilizado para determinar y controlar estos caudales se muestran en la Tabla 4.16.

Tabla 4.16 Medición de caudal en unidades FiME

Filtro	Lugar de medición		Método de medición
FGDi ₁	Afluente	Canaleta de aforo	Lectura carga vertedero
FGDi ₂	Afluente	Canaleta de aforo	Lectura carga vertedero
FGAC	Afluente	Canaleta de aforo	Lectura carga vertedero
	Efluente	Tubería de salida	Volumétrico
FGAS ₁	Afluente	Canaleta de aforo	Lectura carga vertedero
	Efluente	Tubería de salida	Volumétrico
FGAS ₂	Afluente	Canaleta de aforo	Lectura carga vertedero
	Efluente	Tubería de salida	Volumétrico
FLA	Afluente	Tubería de entrada	Volumétrico
	Efluente	Tubería de salida	Volumétrico
FC	Efluente	Tubería de salida	Volumétrico

En los casos en donde la medición se realizó por medio de la lectura de la carga en el vertedero triangular a través de la regla de aforo en las canaletas, el caudal se calculó mediante la ecuación de cada vertedero triangular generada a partir de la calibración de los vertederos. En la Tabla 4.17 se presenta la ecuación para cada vertedero, además de la altura en la cual debió permanecer el nivel del agua marcado en la regleta para producir el correspondiente caudal de operación. Se determinó un error del 10% en la lectura de la altura de lámina de agua.

Pérdida de carga

La determinación de la pérdida de carga se realizó por medio de tubos piezométricos, instalados a diferentes profundidades del filtro en función de la altura de cada capa del medio filtrante. Se midieron los niveles de agua en estos tubos para cada uno de los filtros pertenecientes a cada sistema de tratamiento evaluado y así por diferencia de nivel de

Tabla 4.17 Ecuación vertederos triangulares instalados

Vertedero	Ecuación	Altura operación (m)	Caudal operación (l/s)
FGDi 1	$Q = 37.45h - 0.8998$	0.053 ± 0.005	1.07
FGDi 2	$Q = 35.2h - 0.9322$	0.058 ± 0.006	1.11
Línea FGAC	$Q = 19.1h - 0.4597$	0.051 ± 0.005	0.52
Línea FGAS	$Q = 21.2h - 0.5393$	0.050 ± 0.005	0.52

NOTA: En cada caso la regleta se ubicó a una distancia del vertedero entre 6 - 10 veces la carga de agua sobre el vertedero para una medición confiable del caudal (Cinara, 2000).

agua, calcular las pérdidas de carga. Los piezómetros instalados en las diferentes unidades de los sistemas de tratamiento de FiME se detallan en la Tabla 4.18.

Adicionalmente se llevaron a cabo mediciones de pérdida de carga en el Filtro de anillos convencional correspondiente al Tratamiento 4, para determinar el momento del lavado, el cual se realizó cada vez que esta pérdida llegaba a 4 psi, de acuerdo con las instrucciones de fabricación.

Análisis de resultados

En el caso de los datos tomados para el cálculo del caudal, se halló la velocidad de filtración y se graficó para cada unidad de tratamiento en todo el período de riego. El análisis permitió determinar qué porcentaje del tiempo los filtros operaron en los caudales requeridos.

Para analizar los datos de pérdida de carga, se realizaron las gráficas por cada piezómetro y según la unidad de filtración para todo el período de riego. Se analizaron las pérdidas de carga máximas, las carreras de filtración dadas y las frecuencias de mantenimiento y se compararon con lo recomendado por la literatura.

Tabla 4.18 Piezómetros instalados en unidades FiME

Filtro	Piezómetro	Descripción
FGDi 1	1	Tubería de recolección (fondo)
	2	Capa inferior (d: 19 - 25 mm)
	3	Capa intermedia 1 (d: 13 - 19 mm)
	4	Capa intermedia 2 (d:13 - 19 mm)
	5	Capa superior (d: 6 - 13 mm)
	6	Nivel de agua dentro de filtro
FGDi 2	1	Nivel de agua dentro de filtro
	2	Capa superior (d: 6 - 13 mm)
	3	Capa intermedia (d: 13 - 19 mm)
	4	Capa inferior (d:19 - 25 mm)
	5	Tubería de recolección
FGAC	1	Nivel de agua entrada
	2	Capa inferior (d:19 - 25 mm)
	3	Capa intermedia (d:13 - 19 mm)
	4	Capa intermedia (d:3 - 6 mm)
	5	Capa superior (d:1.6 - 3 mm)
	6	Nivel de agua dentro de filtro
FGAS 1	1	Nivel de agua dentro de filtro
	2	Capa superior (d: 6 - 13 mm)
	3	Capa intermedia (d:13 - 19 mm)
	4	Capa intermedia (d: 13 - 19 mm)
	5	Capa inferior (d: 19 - 25 mm)
	6	Nivel de agua entrada
FGAS 2	1	Capa superior (d: 3 - 6 mm)
	2	Capa intermedia (d: 6 - 13 mm)
	3	Capa intermedia (d: 13 - 19 mm)
	4	Capa inferior (d: 19 - 25 mm)
FLA	1	Nivel de agua dentro de filtro
	2	Capa arena superior (d: 0.15 - 0.30 mm)
	3	Capa arena (d: 0.15 - 0.30 mm)
	4	Capa arena (d: 0.15 - 0.30 mm)
	5	Capa arena (d: 0.15 - 0.30 mm)
	6	Capa inferior grava (d: 3 - 6 mm)
	7	Nivel de agua caja de salida

RESULTADOS DEL MODELO EXPERIMENTAL

En primer lugar se presenta el comportamiento y remoción de los parámetros asociados a la obturación de emisores, a continuación el comportamiento hidráulico y calidad de agua en parcelas RLAF y por último el comportamiento de los parámetros de operación y mantenimiento en los sistemas de tratamiento. Paralelamente se presenta el análisis y discusión de estos resultados.

COMPORTAMIENTO Y REMOCIÓN DE PARÁMETROS ASOCIADOS A LA OBTURACIÓN DE EMISORES DE RIEGO

Los parámetros que inciden en la obturación de los emisores y que se encuentran referenciados en la literatura con concentraciones límites para detectar el riesgo de obturación (Bucks y Nakayama, 1987 citados por Rojas y Leris, 2001) son: Sólidos suspendidos totales, pH, sólidos disueltos, manganeso, hierro y mesófilos. A continuación se muestran los resultados obtenidos para cada uno de estos parámetros medidos tanto en el afluente como en el efluente de cada uno de los cuatro sistemas de tratamiento evaluados, analizando seguidamente su correspondiente desempeño.

Dado que las configuraciones T1 y T2 fueron evaluadas inicialmente y posteriormente las configuraciones T3 y T4, en el análisis se hará referencia a un primer y a un segundo período de tiempo en los cuales el agua cruda no fue la misma, especialmente en SST, Fe y mesófilos, tal y como se muestra en la Tabla 5.1.

Inicialmente se identificó si estadísticamente las aguas crudas de los dos períodos de estudios fueron diferentes, para ello se contrastaron las siguientes hipótesis, en los parámetros que más diferencia se apreció (SST, Fe y mesófilos):

Tabla 5.1 Variación de calidad del agua cruda. Período 1 y 2 de riego.

Parámetro/Período	T1 - T2	T3 - T4	
SST (mg/L)	Mín	58	37
	Máx	748	691
	Media	209.3	158.9
	Desv. Est.	160.6	121.9
pH	Mín	6.31	6.65
	Máx	7.37	7.82
	Media	-	-
	Desv. Est.	-	-
SD (mg/L)	Mín	32	83
	Máx	226	160
	Media	114.9	122.1
	Desv. Est.	47	28.2
Mn (mg/L)	Mín	0.002	0.010
	Máx	0.921	0.020
	Media	0.099	0.014
	Desv. Est.	0.239	0.005
Fe (mg/L)	Mín	0.49	0.10
	Máx	2.89	1.75
	Media	1.68	0.66
	Desv. Est.	0.62	0.49
Mesófilos (Logs/100ml)	Mín	5.75	5.65
	Máx	6.95	6.49
	Media	6.14	6.50
	Desv. Est.	0.22	0.35

Hipótesis nula: No existe diferencia significativa entre la media del parámetro observado en el agua cruda del primer período y la observada en el segundo período.

$$H_0: \mu_{AC1} = \mu_{AC2}$$

Hipótesis alternativa: Existe una diferencia significativa entre el valor medio del parámetro, debida al período de evaluación.

$$H_a: \mu_{AC1} \neq \mu_{AC2}$$

Con el fin de realizar el contraste de estas hipótesis se compararon los efectos medios de los parámetros medidos en el agua cruda de los dos períodos, para esto se utilizó la prueba paramétrica *T student* y para corroborar

esta también se realizó la prueba no paramétrica de *Kolmogorov-Smirnof* tal y como se mencionó en la metodología. Los resultados obtenidos con la prueba *T student* son los presentados en la Tabla 5.2. Como se observa, también se realizó el análisis estadístico de la variable turbiedad dado que es un parámetro de seguimiento, fácil de medir e importante para el entendimiento del funcionamiento de los sistemas de tratamiento.

**Tabla 5.2 Prueba T para la comparación de las aguas crudas.
Prueba de muestras independientes**

		Prueba de Levene para la igualdad de varianzas		Prueba T para la igualdad de medias					
		F	Sig.	t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	95% intervalo de confianza para la diferencia	
								Inferior	Superior
Turbiedad en AC	Se han asumido varianzas iguales.	0.136	0.713	0.170	56	0.866	2.1414	-23.10	27.3867
	No se han asumido varianzas iguales.	0.164	39.218	0.871	2.1414	-24.34	28.6275		
Hierro Total en AC	Se han asumido varianzas iguales.	1.128	0.293	7.030	56	0.000	1.02690	0.73428	1.31953
	No se han asumido varianzas iguales.	6.648	37.000	0.000	1.02690	0.71393	1.33987		
SST en AC	Se han asumido varianzas iguales.	0.626	0.432	1.353	56	0.181	50.42904	-24.22	125.080
	No se han asumido varianzas iguales.	1.267	35.746	0.213	50.42904	-30.34	131.193		
Mesófilos en AC	Se han asumido varianzas iguales.	5.111	0.028	4.769	56	0.000	0.360180	0.20889	0.511470
	No se han asumido varianzas iguales.	4.289	31.367	0.000	0.360180	0.18898	0.531382		

Como se observa en la columna de significancia de la Tabla 5.2, según la prueba T para la comparación de medias, el agua cruda en las dos etapas de

evaluación es igual sólo en cuanto a los parámetros de turbiedad y sólidos suspendidos.

Dado que la prueba *T* asume que la muestra proviene de una población con distribución normal, se realizó la prueba de bondad de ajuste para las variables medidas en el agua cruda en cada una de las dos etapas (Ver Tabla 5.3). Como se observa en esta tabla en la fila de la significancia, la única variable que no proviene de una distribución normal con una significancia de 0.022 es la variable SST medida en el agua cruda que abasteció las tecnologías T3 y T4.

Para corroborar entonces la prueba *T student*, se realizó la prueba no paramétrica de Kolmogorov para dos muestras independientes, cuyos resultados son mostrados en la Tabla 5.4. De esta prueba se observa que sólo la variable turbiedad es igual en ambas aguas crudas, por lo tanto en cuanto a sólidos suspendidos, hierro y mesófilos el agua cruda de los dos períodos difiere estadísticamente.

En la investigación también se determinaron otras variables de calidad de agua como alcalinidad, calcio, sodio, magnesio y conductividad eléctrica. La alcalinidad alcanzó valores en el agua cruda en el rango de 22,4 a 42,1 mg/L, indicando que este tipo de agua es ácida. El calcio varió entre 0,20 -0,90 mg/L, el sodio estuvo alrededor de 2,94 mg/L y el magnesio de 3,17 mg/L. La conductividad eléctrica varió entre 70-100 mS/cm. Sin embargo no se reportaron eficiencias de remoción significativas de los parámetros enunciados.

Tabla 5.3 Prueba de bondad de ajuste para contrastar la normalidad en cada parámetro y período. Kolmogorov-Smirnof para una muestra.

	TUR AC12	TUR AC34	HIE AC12	HIER AC34	SST AC12	SST AC34	MESO AC12	MESO AC34
N	22	36	22	36	22	36	22	36
Parámetros normales								
media	87.40	85.22	1.68	.6	209.28	158.85	6.50	6.14
Desviación típica	51.09	43.63	.61	.49	160.58	121.94	.35	.22
Diferencias más ex- tremas								
Absoluta	.148	.202	.114	.162	.288	.250	.153	.169
Positiva	.148	.202	.104	.162	.288	.250	.099	.107
Negativa	-.126	-.102	-.114	-.128	-.197	-.195	-.153	-.169
Z de Kolmogorov- Smirnof	.693	1.214	.536	.973	1.350	1.499	.715	1.016
Sig. Asintót. (bilateral)	.724	.105	.936	.300	.052	.022	.685	.254

- a. La distribución de contraste es la Normal.
- b. Se han calculado a partir de los datos.

Tabla 5.4 Prueba de Kolmogorov-Smirnof para el contraste de igualdad de medias en los parámetros medidos en las dos aguas crudas

	Turbiedad en AC	Hierro total AC	Sólidos suspendidos totales AC	Mesófilos AC
Diferencia más absoluta	.083	.715	.391	.654
Extremas positiva	.083	.715	.391	.654
Negativa	-.078	.000	-.030	.000
Z de Kolmogorov-Smirnof	.308	2.641	1.446	2.417
Sig. Asintót.(bilateral)	1.000	.000	.030	.000

a. Variable de agrupación: tratamiento ac n1 T1T2-T3T4

Sólidos suspendidos totales (SST)

En la Figura 5.1 se presentan las concentraciones de SST obtenidas tanto en el agua cruda como en el agua efluente de cada uno de los cuatro sistemas de tratamiento evaluados a lo largo de los dos períodos de riego. Inicialmente en esta figura se puede notar que para el primer período de riego los tratamientos T1 y T2 amortiguan de forma similar los picos de calidad en el agua cruda y que para el segundo período la configuración T3 presenta mejor desempeño con estos picos que T4. Comparando los cuatro tratamientos, en esta gráfica se observa que la configuración T3 es la más estable, presentando para el segundo período de riego unas concentraciones de SST en el efluente menores a 50 mg/l.

En la Figura 5.2 se presentan las concentraciones de SST correspondientes a cada valor de percentil calculado de 0% a 100%; estos valores se hallaron tanto para el afluente como el efluente de cada uno de los cuatro sistemas de tratamiento evaluados en los dos períodos de riego. En dicha figura se resaltan las concentraciones límite de los rangos establecidos por la literatura para evaluar el riesgo de obturación de los emisores por este parámetro.

La Figura 5.2 muestra un mejoramiento progresivo en la calidad de agua en términos de remoción de los sólidos suspendidos para cada una de las líneas de tratamiento que estuvieron en funcionamiento y la disminución en el riesgo de obturación de los emisores de cada una de las parcelas de riego.

En el agua cruda de los dos períodos, el porcentaje de datos correspondiente a riesgo alto (>100 mg/l) disminuye considerablemente, pasando de un 90.5% en el agua cruda del primer período a un 30% y 16% en el efluente para las configuraciones T1 y T2, respectivamente; mientras que en el segundo período pasan de un 61% en el agua cruda, a un 0% y 15% de datos con riesgo alto en el efluente de las configuraciones T3 y T4, respectivamente.

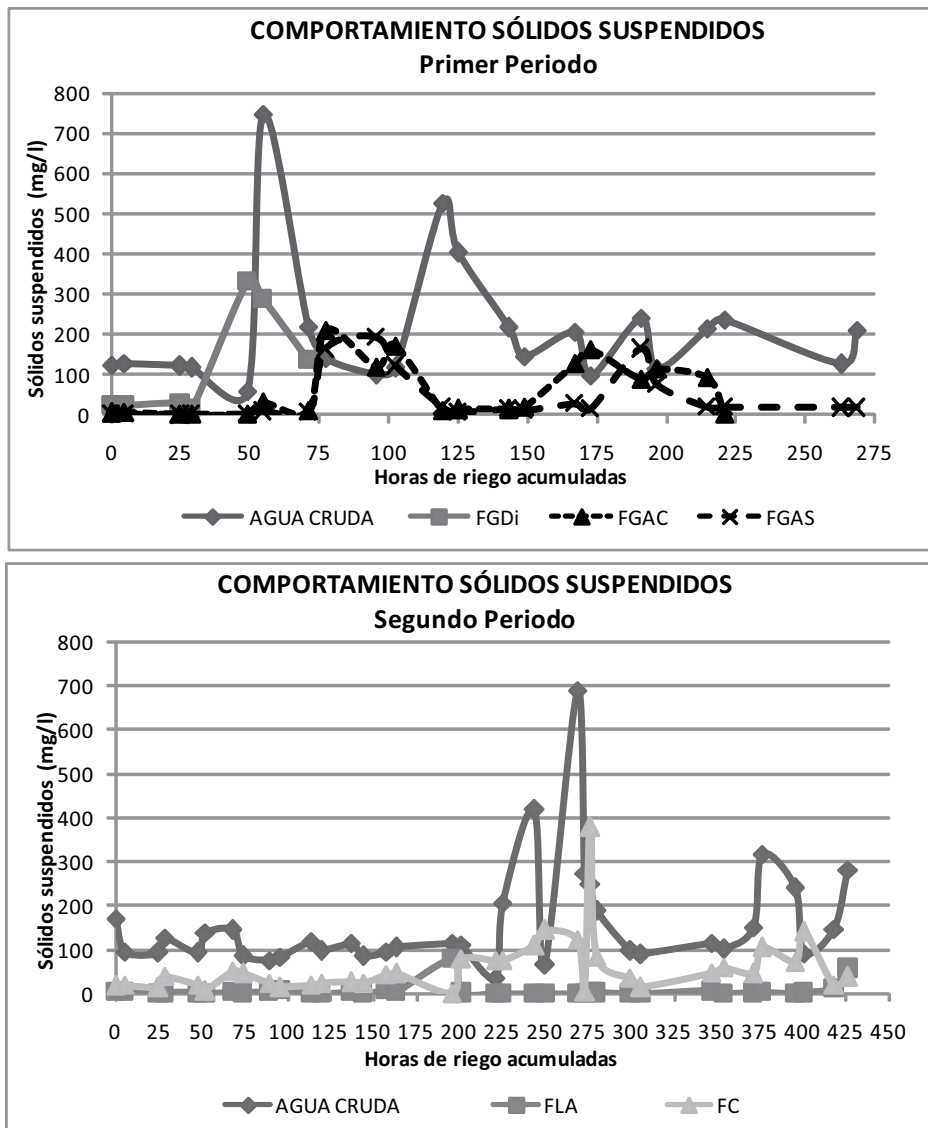


Figura 5.1 Concentraciones iniciales y finales de SST para los sistemas de tratamiento evaluados

En los dos periodos, el agua cruda no registró datos con riesgo bajo (< 50 mg/l), es decir que todos los datos se encuentran dentro de los rangos medio y alto, mientras que en los efluentes de los tratamientos evaluados se encuentran unos porcentajes considerables de datos dentro del riesgo bajo, logrando valores de 60%, 78%, 97% y 65% para T1, T2, T3 y T4, respectivamente.

Los percentiles correspondientes a riesgo alto y bajo mencionados anteriormente para las cuatro configuraciones de tratamiento de agua estadia-

das, indican una buena remoción de SST en los cuatro tratamientos evaluados, sin embargo el tratamiento T3 que corresponde a la configuración FGD_i+FGAC+FLA, tuvo el mejor desempeño en relación con las demás configuraciones. Esto se evidencia en la estabilidad del sistema de tratamiento ante picos de SST en el agua cruda y en la producción de efluentes con riesgo bajo de obturación para los emisores de riego.

Es importante mencionar también que las configuraciones T2 (FGD_i+FGAC) y T4 (FGD_i+FC) registran un riesgo de obturación entre bajo y medio, con valores de 83.5% y 85%, respectivamente.

También se observa en la Figura 5.2 que en el segundo período, el agua cruda presentó concentraciones de sólidos suspendidos menores que las del primer período y así las líneas T3 y T4 trataron agua con mejor calidad que T1 y T2. Como estadísticamente no es válida la comparación entre las cuatro tecnologías para los SST, porque no se cumple con el supuesto de que los errores se distribuyan normales, ni con el supuesto de homogeneidad de varianza, entonces se hizo la comparación por períodos, es decir sólo es válido comparar las tecnologías T1 con T2 y análogamente T3 contra T4. Para ello, se utilizó la prueba no paramétrica de *Kolmogorov-Smirnov* de dos muestras independientes para determinar si cada par de tecnologías tiene diferencias en la remoción de SST (Ver Tabla 5.4).

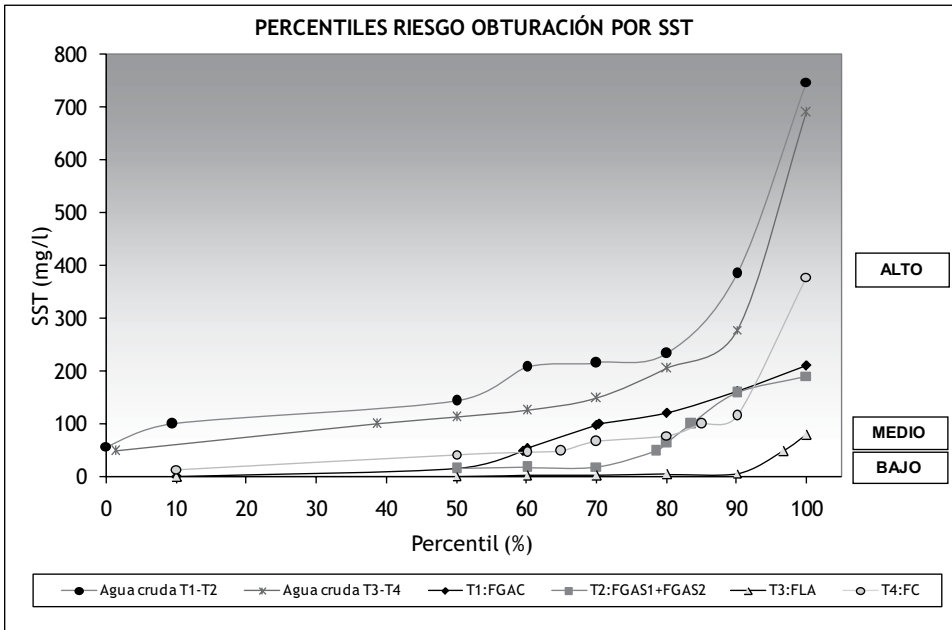


Figura 5.2 Percentiles datos sólidos suspendidos totales por calidad de agua analizada

Según el nivel de significancia de esta prueba, observada en la última fila de la Tabla 5.5, se obtiene igualdad de medias o de efectos en las tecnologías T1 y T2 para la remoción de SST; mientras que, para las tecnologías T3 y T4 se presentan diferencias estadísticamente significativas en la eficiencia de remoción de este parámetro. Lo anterior quiere decir que las configuraciones T1 y T2 tienen igual comportamiento y T3 y T4 son diferentes.

Tabla 5.5 Prueba Kolmogorov-Smirnof para la comparación de la remoción de SST entre las tecnologías T1 vs T2 y T3 vs T4

		Sólidos suspendidos totales T1, T2	Sólidos suspendidos totales T3, T4
Diferencias más extremas	Absoluta	0.223	0.861
	Positiva	0.223	0.861
	Negativa	-0.091	0.000
Z de Kolmogorov-Smirnof		0.721	3.653
Sig. asintót. (bilateral)		0.676	0.000

pH

Para apreciar el comportamiento del pH tanto en el agua cruda como en los efluentes de los cuatro sistemas de tratamiento evaluados se presentan la Figura 5.3 y la Figura 5.4, las cuales muestran respectivamente los valores de pH obtenidos en los dos períodos de riego y los percentiles encontrados para cada tipo de agua.

Para el pH los datos de calidad de agua graficados indican riesgo medio de obturación de los emisores. En el primer período se presentaron valores de pH entre 6.31 y 7.52 y en el segundo período valores entre 6.65 y 7.98 unidades.

En la Figura 5.4 se aprecia claramente que en el 100% de las determinaciones de pH realizadas se obtuvieron valores menores a 8, por lo tanto en ningún caso se presentó riesgo alto de obturación debido al pH del agua. Los efluentes de los sistemas T1, T2 y T3 tuvieron bajos valores de percentil en el rango de riesgo bajo de obturación, presentando así un 7%, 4.3% y 6.4%, respectivamente. El efluente de la tecnología T4, registró un 42% de datos con riesgo bajo de obturación, con un pH menor a 7.

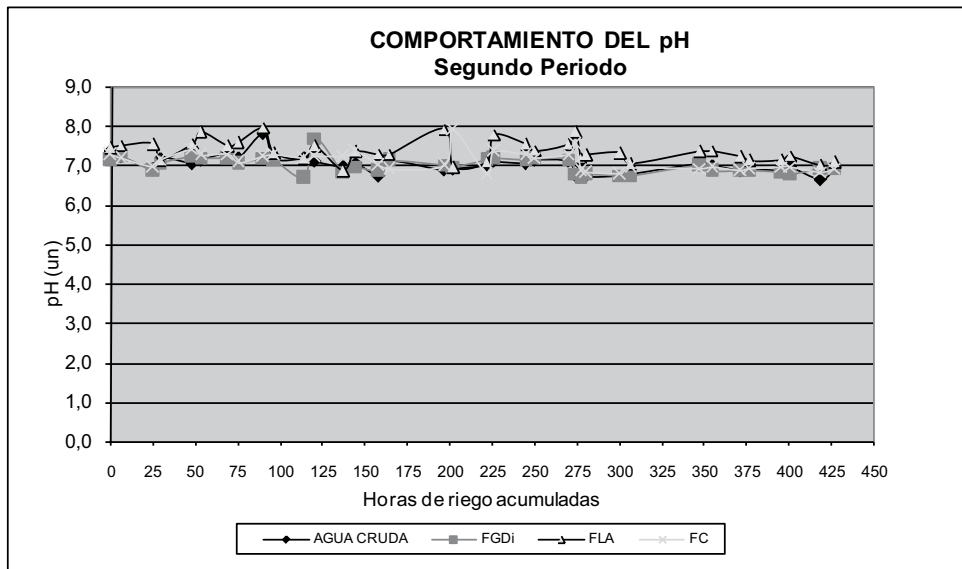
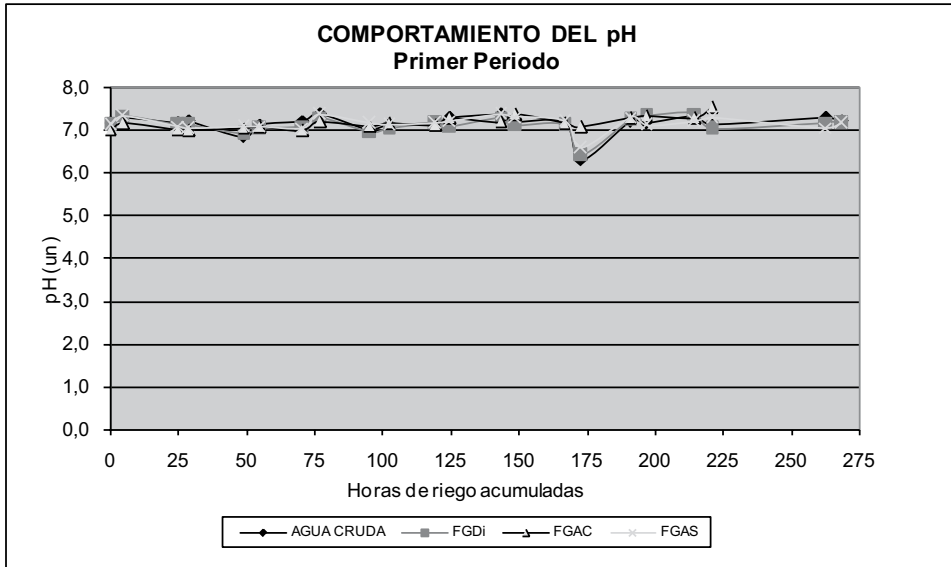


Figura 5.3 Valores iniciales y finales de pH para los sistemas de tratamiento evaluados

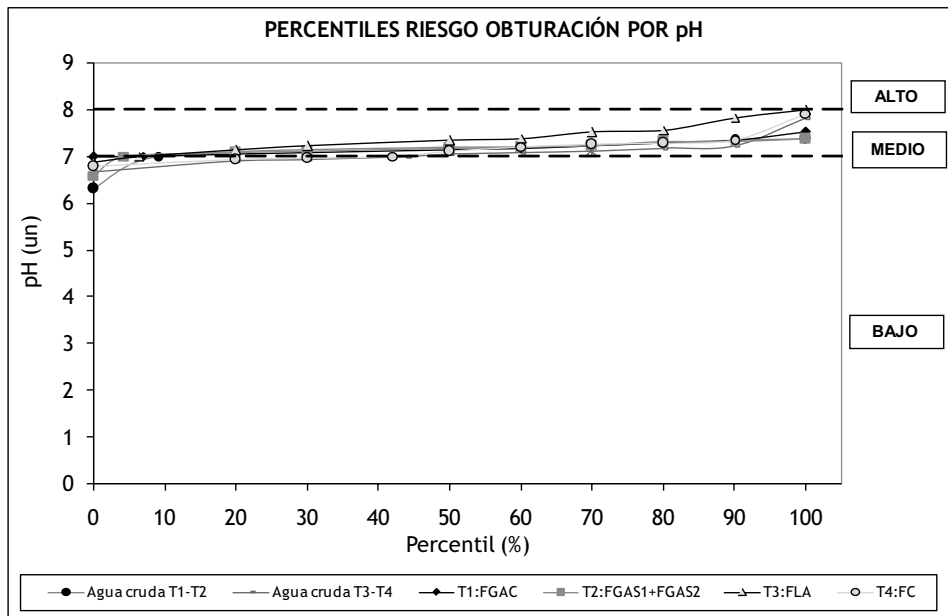


Figura 5.4 Percentiles datos pH por calidad de agua analizada

Sólidos disueltos (SD)

Respecto a los sólidos disueltos, las gráficas elaboradas a partir de los resultados obtenidos de SD para cada tratamiento en los dos períodos de riego se muestran en la Figura 5.5 y la Figura 5.6. La Figura 5.5 presenta las concentraciones de SD obtenidas tanto en el agua cruda como en el agua efluente de cada uno de los cuatro sistemas de tratamiento evaluados a lo largo de los dos períodos de riego. En la Figura 5.6 se aprecian las concentraciones de SD correspondientes a cada valor de percentil, resaltando de igual forma las concentraciones límite de los rangos establecidos por la literatura para evaluar el riesgo de obturación de los emisores por este parámetro.

Como se observa en la Figura 5.5, las concentraciones de sólidos disueltos en el agua cruda de los dos períodos de riego son bajas, por lo cual las eficiencias de remoción que presenta cada sistema de tratamiento no son apreciables. De igual forma, en la Figura 5.6 se puede apreciar que el 100% de los datos tanto del agua cruda del primer y segundo período de riego como el efluente de los cuatro sistemas de tratamiento, se encuentran por debajo de 500 mg/l, valor límite para que el agua analizada tenga un riesgo bajo para la obturación de los emisores. A partir de estos datos se puede decir que la obturación de los emisores obtenida en cada parcela de riego no presenta riesgo por los sólidos disueltos presentes en el agua que las alimentó.

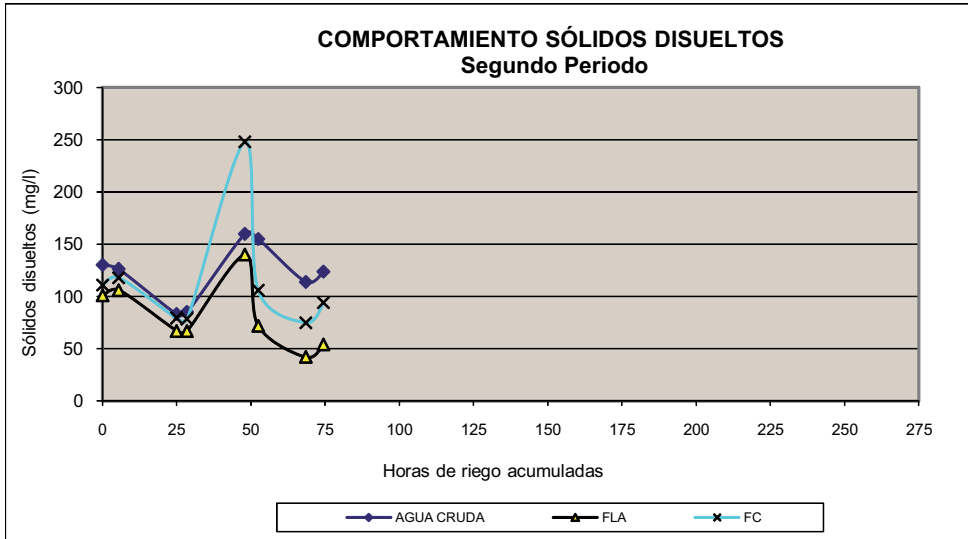
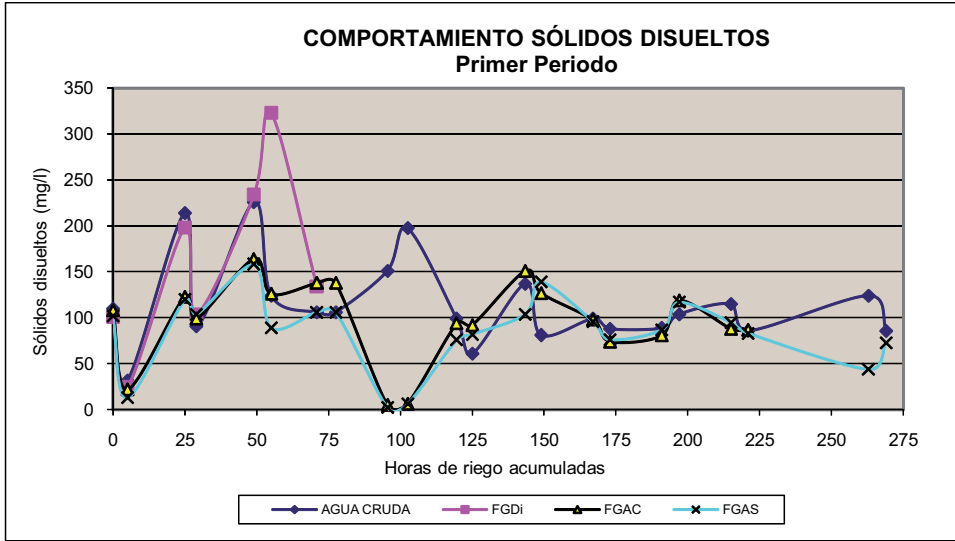


Figura 5.5 Concentraciones iniciales y finales de sólidos disueltos para los sistemas de tratamiento evaluados

Manganeso (Mn)

Para el caso del manganeso, en la Figura 5.7 se presentan las concentraciones obtenidas tanto en el agua cruda como en el efluente de cada uno de los cuatro sistemas de tratamiento evaluados en los dos periodos de riego.

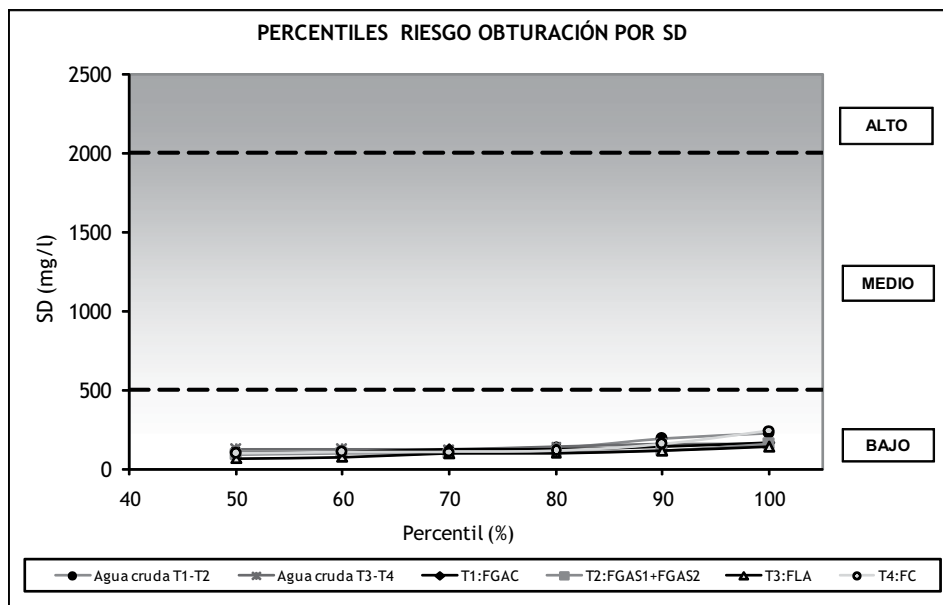


Figura 5.6 *Percentiles para datos de sólidos disueltos por calidad de agua analizada*

En esta Figura 5.7 se observa un pico en la concentración de este parámetro en el primer período entre las 0 y 50 horas, evidenciando una buena reducción por parte de los tratamientos T1 y T2, observando levemente un mejor desempeño de esta última configuración. Exceptuando dicho pico, en la Figura 5.7 también se aprecia que las concentraciones de manganeso variaron entre 0.0006 y 0.07 mg/l, siendo constantes y con pocas variaciones tanto en el agua cruda como en los efluentes de los cuatro sistemas de tratamiento a lo largo de los dos períodos evaluados.

Al igual que para los parámetros presentados en los anteriores ítems, a partir de las concentraciones de manganeso encontradas para cada uno de los percentiles calculados se realizó la Figura 5.8, la cual muestra adicionalmente las concentraciones límite de los rangos bajo, medio y alto de obturación de los emisores de riego por este parámetro. Los resultados indican que ni el agua cruda ni los efluentes de los tratamientos para los dos períodos de riego presentaron datos dentro del rango de riesgo alto de obturación por manganeso (>1.5 mg/l), encontrando sólo algunos porcentajes de datos dentro del rango de riesgo medio de obturación (0.1 - 1.5 mg/l) los cuales corresponden al agua cruda del primer período (9.3%) y los tratamientos T1 y T2 (5 y 4.3%, respectivamente).

Dado que las concentraciones de manganeso no registraron grandes diferencias tanto en el agua cruda como en el agua tratada, se puede decir que su remoción no es considerable para esta investigación; a pesar de esto

se puede decir que los sistemas de tratamiento produjeron para todas las parcelas una calidad de agua con un riesgo de obturación por manganeso predominantemente bajo.

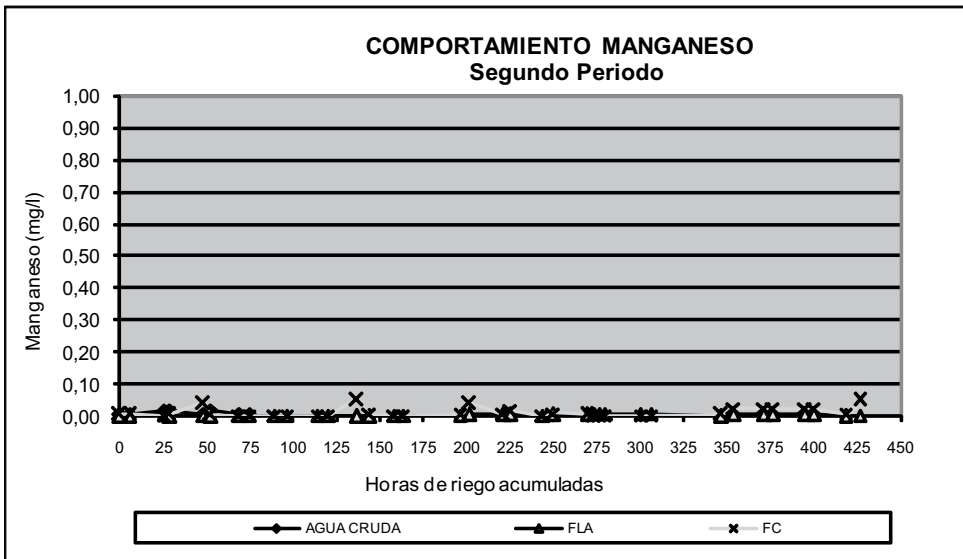
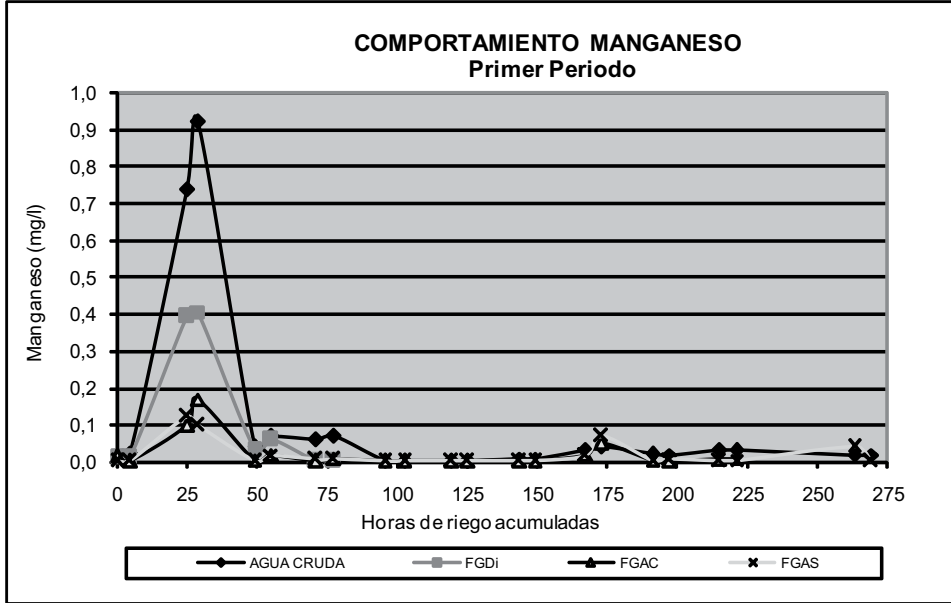


Figura 5.7 Concentraciones iniciales y finales de manganeso para los sistemas de tratamiento evaluados

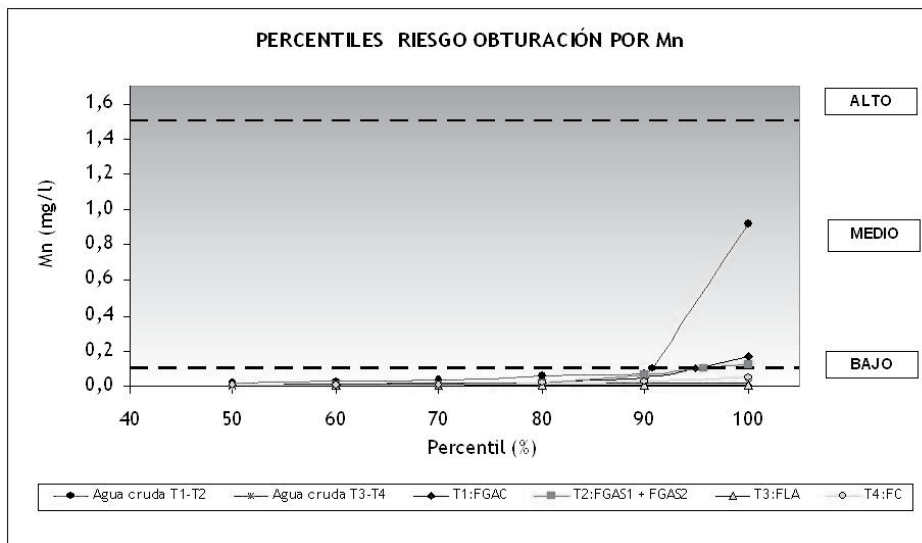


Figura 5.8 Percentiles datos manganeso por calidad de agua analizada

Hierro (Fe)

La Figura 5.9 presenta el comportamiento del hierro tanto en el agua cruda de los dos períodos de riego como en los efluentes de los cuatro sistemas de tratamiento evaluados. En esta figura se aprecia notablemente que el agua cruda del primer período que alimentó las líneas de tratamiento T1 y T2, mostró concentraciones de hierro más elevadas que el agua cruda con la cual fueron alimentadas las líneas de tratamiento T3 y T4. Se observa también que se presentaron picos en la mayor parte del primer período de riego, mientras que, en el segundo período hubo picos en las horas finales, sin embargo, se puede notar que los picos del segundo período no son tan elevados como los del primero.

El análisis estadístico presentado en la Tabla 5.4 al inicio de este capítulo, corroboró estadísticamente que estas aguas son diferentes en los dos períodos en cuanto al parámetro de hierro. Al observar el comportamiento de los cuatro efluentes de tratamiento en la Figura 5.9, se aprecia la capacidad de amortiguamiento de cada tecnología de tratamiento evaluada. Es así como la línea correspondiente a T3 (FGDi+FGAC+FLA) reportó el fluente con las menores concentraciones de hierro y la mayor estabilidad, pero la diferencia entre las calidades de agua cruda en cuanto a hierro es un factor importante que afectó el desarrollo de las cuatro tecnologías.

La Figura 5.10 muestra las concentraciones de hierro asociadas a los percentiles calculados tanto para el agua cruda de los dos períodos de riego como para los cuatro efluentes de los sistemas de tratamiento, resaltando los límites establecidos por la literatura para la determinación del nivel de riesgo de obturación de los emisores en las parcelas por este parámetro.

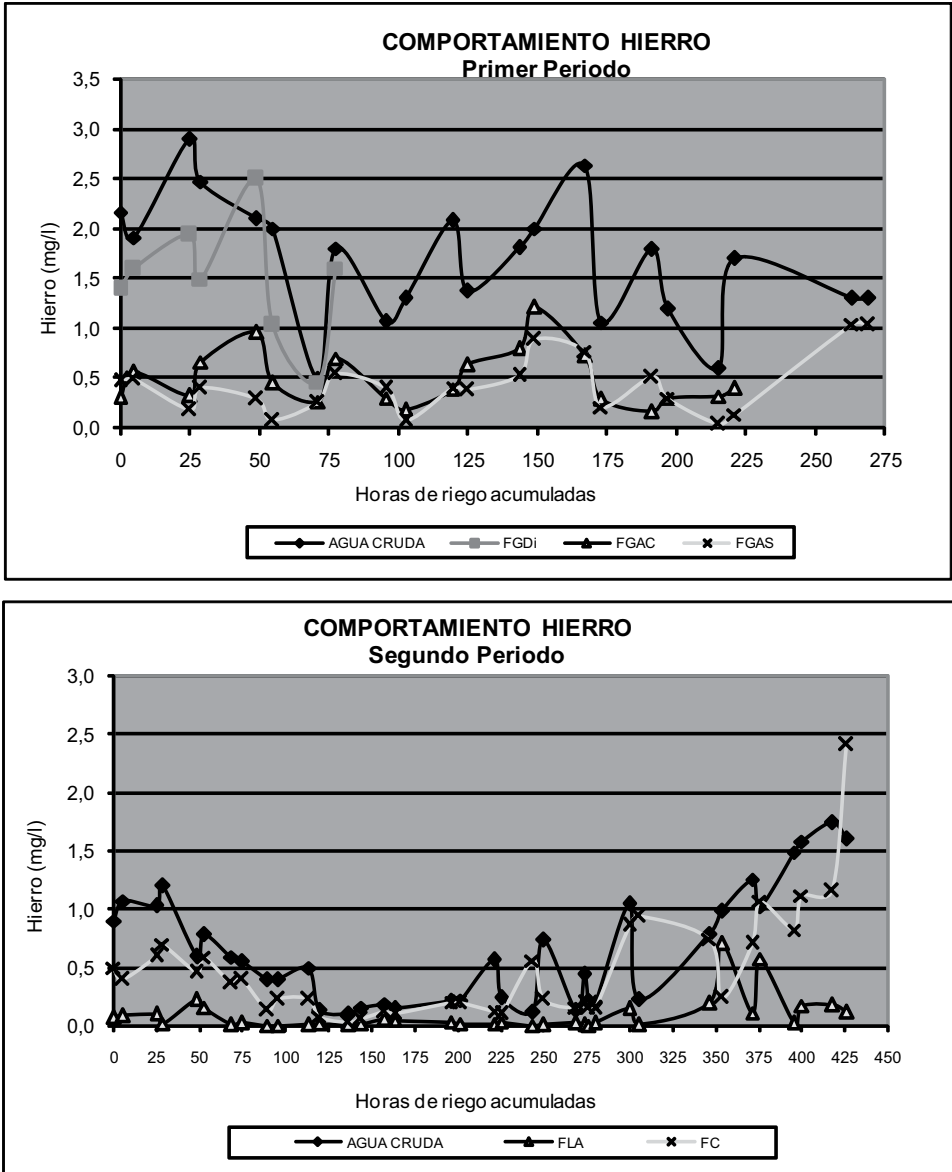


Figura 5.9 Concentraciones iniciales y finales de hierro para los sistemas de tratamiento evaluados

En la Figura 5.10 se observa la diferencia marcada en la calidad del agua para el parámetro hierro total entre el agua cruda del primer período y del segundo. Para el caso del primer período se observa que el 60% de los datos se encuentra en el rango de riesgo alto (>1.5 mg/l) mientras que para el segundo período el agua cruda tiene sólo un 8% de los datos en ese rango de riesgo. En

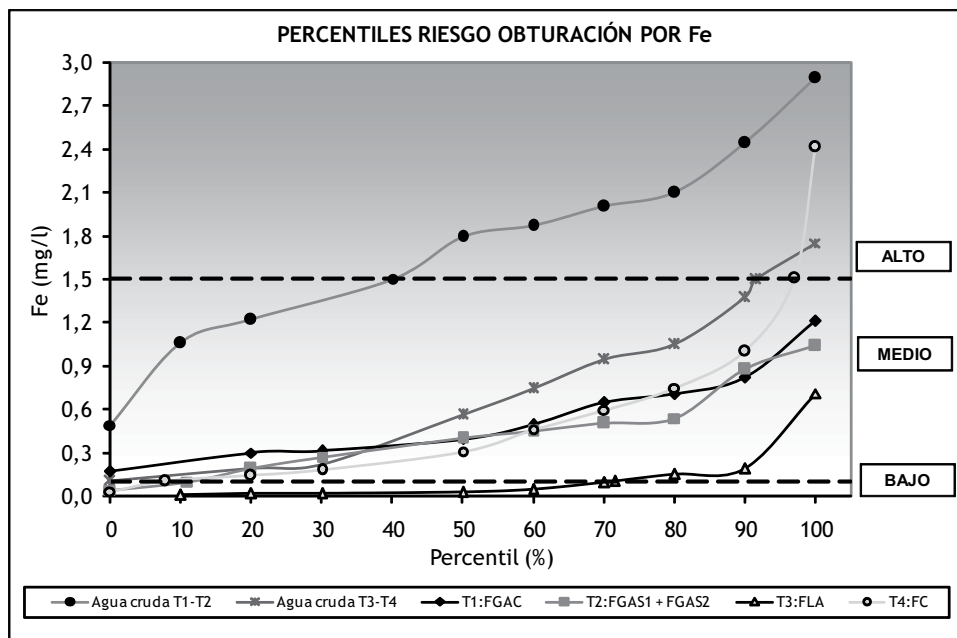


Figura 5.10 *Percentiles datos hierro total por calidad de agua analizada*

ninguno de los dos casos, el agua cruda obtuvo valores dentro del rango de riesgo de obturación bajo, es decir por debajo de 0.1 mg/l. Esta figura muestra la remoción gradual de hierro a medida que el agua cruda va pasando por cada una de las etapas de tratamiento, disminuyendo progresivamente el riesgo de obturación en los emisores de riego alimentados por cada una de ellas.

Los resultados indican que la tecnología de tratamiento que mejor remociones presentó fue la configuración T3 obteniendo las más bajas concentraciones de hierro total en su efluente. Los efluentes de hierro total para T3 muestran que el 71.5% de los datos de hierro estaban por debajo de 0.1 mg/l, es decir que este tratamiento garantiza un bajo nivel de riesgo de obturación de los emisores de riego. De otro lado, para los tratamientos T1, T2 y T4 el porcentaje de datos dentro del riesgo bajo es mínimo (0, 11 y 7.8%, respectivamente), encontrando que la gran parte de los resultados obtenidos se hallan en un riesgo medio y pasando al riesgo alto sólo la tecnología que posee el Filtro Convencional o Filtro de Anillos (T4).

En la Figura 5.10 también se puede observar que los tratamientos T1 y T2 que corresponden a las configuraciones FGD_i+FCAC y FGD_i+FGAS₁+FGAS₂, respectivamente, tienen un comportamiento similar en cuanto a remoción de hierro total, presentando ligeramente un mejor desempeño la línea T2, mientras que los tratamientos T3 y T4, que corres-

ponden a las configuraciones FGD_i+FCAC+FLA y FGD_i+FC, respectivamente, no muestran un comportamiento similar, sin embargo, en esta figura se puede notar también que T4 tiene un comportamiento similar a T1 y T2 en cuanto a las concentraciones de hierro de los efluentes. Para comprobar esto que se aprecia en la Figura 5.10 se realizó un análisis estadístico en el cual se analizan los efluentes de los tratamientos por pares en cada período y adicionalmente una prueba donde se analizan los cuatro efluentes al tiempo.

La prueba de *Kolmogorov-Smirnov* de dos muestras independientes se efectuó para determinar si cada par de tecnologías evaluadas en cada período tienen diferencias en la remoción de hierro total. Los resultados de esta prueba se muestran en la Tabla 5.6.

Tabla 5.6 Prueba Kolmogorov-Smirnov para la comparación de la remoción de hierro entre las tecnologías T1 vs T2 y T3 vs T4

		Hierro total T1, T2	Hierro total T3, T4
Diferencias más extremas	Absoluta	0.218	0.639
	Positiva	0.218	0.639
	Negativa	-0.045	0.000
Z de Kolmogorov-Smirnov		0.706	2.711
Sig. asintót. (bilateral)		0.701	0.000

Según los resultados de significancia mostrados en la Tabla 5.6, se corrobora que las tecnologías T1 y T2 no presentan diferencias significativas en la remoción de hierro, mientras que entre las tecnologías T3 y T4 sí se presentan diferencias significativas.

Debido a que el agua cruda de los dos períodos es estadísticamente diferente en hierro, para hacer posible la comparación entre las cuatro tecnologías de tratamiento de agua fue necesario incluir en el análisis el parámetro de hierro medido en el agua cruda como covariable, para lo cual se realizó un análisis de covarianza, Ancova. Esto es con el fin de obtener una reducción del error experimental causado por la no aplicación simultánea de las cuatro tecnologías. Para el contraste de la hipótesis de efectos principales, se tiene lo siguiente:

Ho: $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu$: No hay diferencias entre los efectos de las tecnologías en el parámetro de hierro.

Ha: $\mu_1 \neq \mu_j$: Por lo menos dos de las medias son diferentes.

En la Tabla 5.7 se presentan los resultados del ancova, los cuales muestran que sí hay diferencias significativas entre el desempeño de las tecnologías de agua en la remoción de hierro, puesto que el valor p o nivel de significancia observado es 0.000, rechazando la hipótesis de igualdad de

medias, esto indica que el nivel de remoción de hierro no es el mismo en todas las tecnologías de tratamiento de agua.

Ho: $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu$: No hay diferencias entre los efectos de las tecnologías en el parámetro de mesófilos.

Ha: $\mu_1 \neq \mu_j$: Por lo menos dos de las medias son diferentes.

Tabla 5.7 Ancova para el hierro

Variable dependiente: Hierro.

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación	Eta cuadrado	Potencia observada
Modelo corregido	7.483	4	1.871	26.478	.000	.493	1.000
Intersección	3.776E-02	1	3.776E-02	.534	.466	.005	.112
FIME	3.985	3	1.328	18.801	.000	.341	1.000
HIERR_AC	3.944	1	3.944	55.818	.000	.339	1.000
Error	7.701	109	7.065E-02				
Total	29.173	114					
Total corregida	15.184	113					

a. calculado con alfa = .05

b. R cuadrado = .493 (R cuadrado corregida = .474)

Las estimaciones de las medias de cada tecnología se muestran en la Tabla 5.8 y la evaluación de las diferencias entre las medias de cada tipo de tecnología se presenta en la Tabla 5.9.

A partir de las medias estimadas y presentadas en la Tabla 5.9, se obtuvo que las tecnologías de tratamiento de agua T1 y T3, así como T2 y T4 no presentan diferencias significativas entre ellas, pero entre los dos pares de tecnologías si hay diferencias.

A partir de la Tabla 5.9 se realizó la Figura 5.11 la cual muestra las medias marginales estimadas para cada uno de los efluentes de los tratamientos evaluados. En esta figura se observa que las tecnologías que presentan un óptimo desempeño en la remoción de hierro en el agua son las tecnologías T1 y T3 y a su vez las tecnologías que tienen el más bajo desempeño son T2 y T4 las cuales difieren estadísticamente de las primeras.

Es importante mencionar que a pesar de que la tecnología T3 tiene las concentraciones de hierro más bajas comparadas con las otras tres tecnologías evaluadas, en el análisis estadístico se encuentra que la tecnología T3 es igual a T1, esto se debe a la corrección del análisis estadístico con el agua cruda, pues como se puede observar en la Figura 5.11, la diferencia entre las concentraciones del agua cruda y los efluentes del primer período es más notable, que esta diferencia en el segundo. Esto hace que el desempeño de

la configuración T1 haya sido estadísticamente similar que el desempeño de la configuración T3.

Tabla 5.8 Estimaciones de los valores medios del hierro.
Variable dependiente: Hierro

Tipo de Fime	Media	Error tip.	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
T1	.140 ^a	.076	-1.152E-02	.291
T2	.573 ^a	.060	.454	.692
T3	.140 ^a	.045	5.951E-02	.238
T4	.533 ^a	.045	.444	.622

a. Evaluado respecto a cómo aparecen las covariables en el modelo: Hierro en AC = .79936

Tabla 5.9 Comparación por pares de tecnologías de tratamiento de agua
Variable dependiente: Hierro

(I) tipo de F (J) tipo de F	Diferencias entre medias (I-J)	Error tip.	Significación	Intérvulo de confianza al % para diferencia	
				Límite inferior	Límite superior
T1 T2	-4.33*	.106	.000	-.644	-.223
T1 T3	.693e-03	.093	.925	-.192	.175
T1 T4	-.393*	.093	.000	-.576	-.210
T2 T1	.433*	.106	.000	.223	.644
T2 T3	.425*	.073	.000	.280	.569
T2 T4	.029E-02	.073	.582	-.104	.185
T3 T1	.693E-03	.093	.925	-.175	.192
T3 T2	-.425*	.093	.000	-.569	-.280
T3 T4	-.384*	.063	.000	-.508	-.260
T4 T1	.393*	.093	.000	.210	.576
T4 T2	.092E-02	.073	.582	-.185	.104
T4 T3	.384*	.063	.000	.260	.508

Basadas en las medias marginales estimadas.

* La diferencia de las medias es significativa al nivel .05.

a. Ajuste para comparaciones múltiples: Diferencia menos significativa (equiv: ajuste).

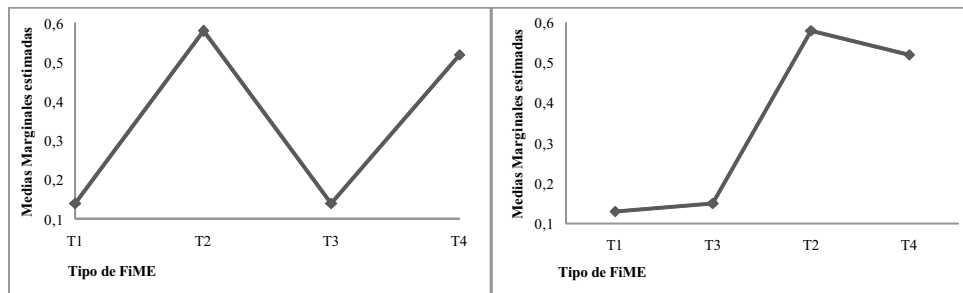


Figura 5.11 Medias marginales estimadas del hierro total

Mesófilos

Los resultados obtenidos en cuanto a las concentraciones de microorganismos mesófilos en los afluentes y efluentes de cada uno de los sistemas de tratamiento evaluados para los dos períodos de riego se muestran en la Figura 5.12. En este caso, respecto a las calidades de agua cruda se tienen unas concentraciones de mesófilos un poco mayores en el primer período que en el segundo, siendo esta diferencia no tan marcada como para otros parámetros de calidad de agua analizados anteriormente. Esta diferencia se comprobó en la prueba no paramétrica de *Kolmogorov-Smirnof* que se mostró en la Tabla 5.4, en donde se observa que el nivel de significancia es de 0.000 indicando esto que las aguas crudas de los dos períodos son estadísticamente diferentes en cuanto a mesófilos, con un 95% de confiabilidad.

Observando el comportamiento de los efluentes de las cuatro tecnologías, se aprecia que los mesófilos encontrados en los efluentes de los tratamientos T1 y T2 tienen un desempeño similar en todo el primer período de riego oscilando entre 4.78 y 6.44 unidades logarítmicas, así mismo, en la Figura 5.12 se aprecia que el tratamiento T3 produjo las concentraciones más bajas de mesófilos en todo el período evaluado (valores entre 2.6 y 5.6 log) y que la línea T4 no tuvo remociones considerables de estos microorganismos presentando efluentes muy parecidos al agua cruda afluente (valores entre 4.82 y 6.81 log).

En la Figura 5.13, la cual presenta los percentiles calculados para cada calidad de agua analizada, se puede apreciar cómo el agua cruda de los dos períodos de riego evaluados pasa de poseer un riesgo medio de obturación a un riesgo bajo en los efluentes de los sistemas de tratamiento. Esta figura demuestra que la configuración FGD_i+FGAC+FLA correspondiente al tratamiento T3 obtuvo el mejor desempeño generando el 100% de las muestras analizadas en un riesgo bajo de obturación de los emisores por este parámetro (< 6 log). El efluente de esta tecnología que alimentó a los sistemas de riego, presentó remanentes de mesófilos entre 3,5 y 4 logs, indicando que las unidades de riego recibieron afluentes con altas concentraciones de microorganismos, los cuales posteriormente se pueden desarrollar al inte-

rior de las tuberías de riego y en los orificios emisores, contribuyendo así al desarrollo de biopelícula en estos sistemas. Esto puede causar un mayor riesgo de obturación a través del tiempo.

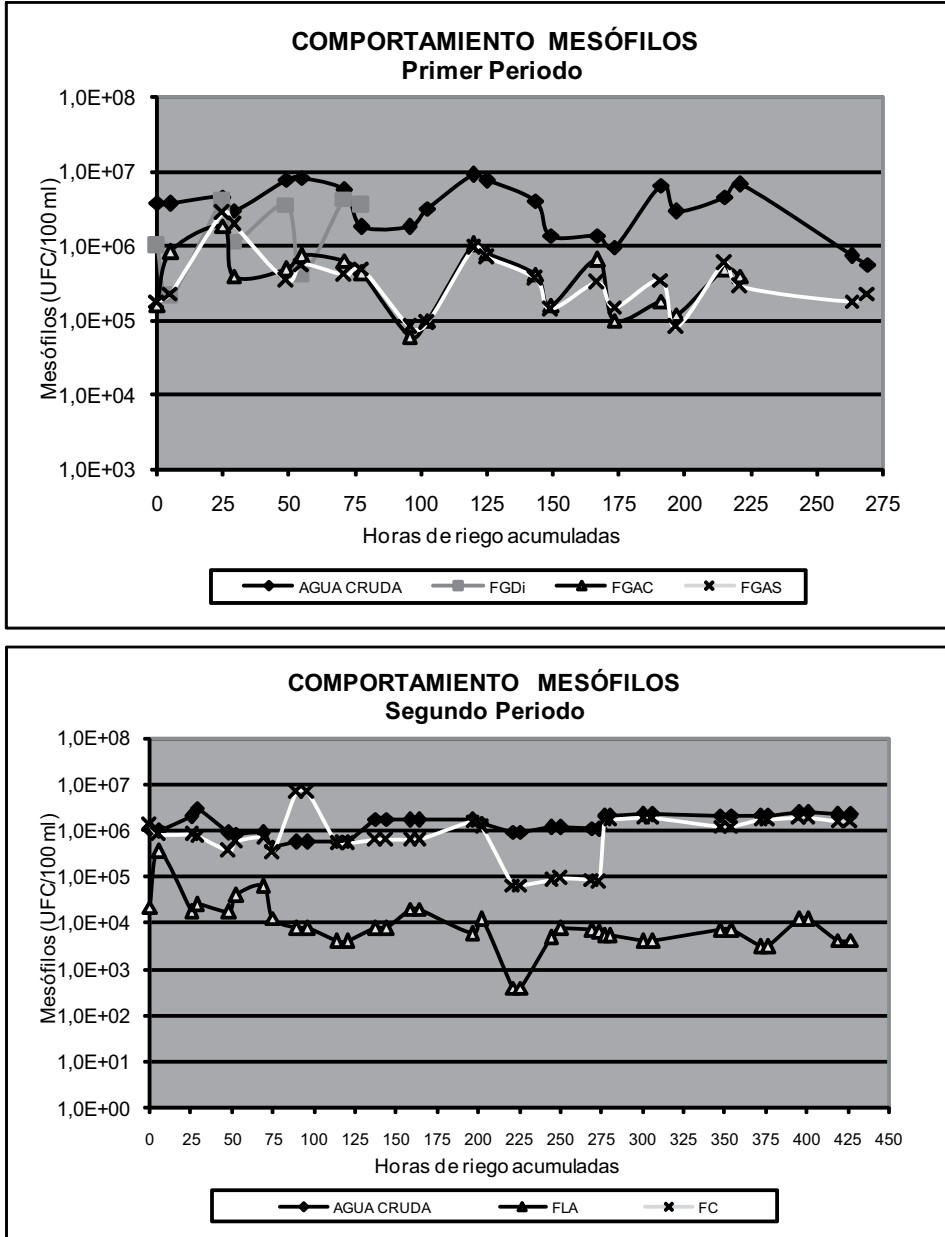


Figura 5.12 Concentraciones iniciales y finales de mesófilos para los sistemas de tratamiento evaluados

Es importante anotar que las líneas de tratamiento T1 y T2 generaron efluentes con buenas remociones de mesófilos, presentando porcentajes de 94% y 91% de los datos dentro del rango de riesgo bajo de obturación y ningún dato dentro del rango de riesgo alto. A pesar de esto, estas tecnologías a su vez generaron efluentes con mayores concentraciones de bacterias Mesófilas que T3, obteniendo el 90% del tiempo efluentes con valores alrededor de 6 logs.

En cuanto a la configuración FGD+FC (línea de tratamiento T4) se obtuvo que sólo un 53% de los datos se encuentran en el rango de riesgo bajo, pasando un 4% de estos al rango de riesgo alto. Esta configuración registró las peores remociones de mesófilos: el 50% del tiempo tuvo efluentes alrededor de 6 logs y el resto del tiempo los efluentes de mesófilos fueron superiores, indicando una baja remoción de microorganismos y mayores riesgos de desarrollo de biopelículas al interior de las tuberías y de los orificios emisores.

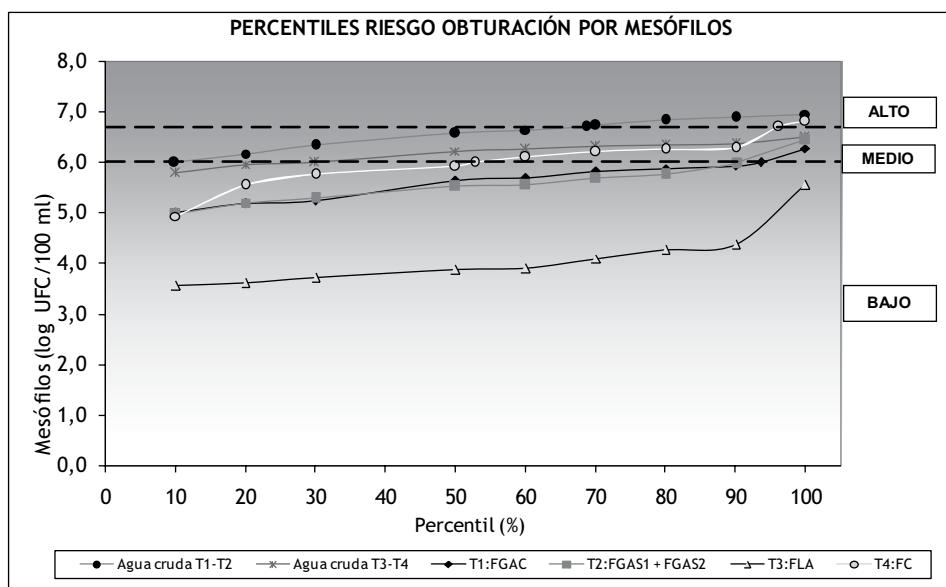


Figura 5.13 Percentiles datos mesófilos por calidad de agua analizada

En futuros trabajos es conveniente analizar a más profundidad el desarrollo de las biopelículas en estos sistemas, dado que los afluentes a las parcelas de riego en esta investigación se caracterizaron por tener altas concentraciones de microorganismos mesófilos y estos contribuyen a su desarrollo tanto en las tuberías, como en los orificios. En sistemas de agua potable se recomienda que los mesófilos no sean mayores a 100 UFC/100 ml (2 log), después de la desinfección en las tuberías de distribución. La tecnología T3 puede ser más efectiva y contribuiría también a tener productos agrícolas de mejor calidad microbiológica.

ca al generar afluentes de riego con menos concentración de microorganismos. El tratamiento T4 generaría en el tiempo mayor riesgo de obturación al generar mayores oportunidades de desarrollar estas biopelículas al interior de las redes de riego. Sin embargo, investigaciones orientadas al componente económico serán requeridas para comparar los beneficios de cada una de ellas.

Las remociones microbiológicas encontradas para las líneas de tratamiento evaluadas fueron consecuentes con el funcionamiento esperado para cada una de estas tecnologías, pues los mesófilos se disminuyeron en 0.94, 1.05, 2.35 y 0.3 logs para T1, T2 y T3, respectivamente. Por un lado, el filtro lento en arena, contenido en la configuración T3, es una unidad en donde se llevan a cabo procesos esencialmente biológicos, mientras que el Filtro de Anillos Convencional, que pertenece a la configuración T4, es una tecnología netamente física y no está diseñada para la remoción microbiológica, es posible que la remoción presentada en T4 se deba al pre-tratamiento realizado por los FGD_i, pues como se mencionó, se ha evidenciado que estos FGD_i presentan reducciones significativas en parámetros microbiológicos a pesar de que este no es su objetivo de tratamiento. En cuanto a las configuraciones T1 y T2 los resultados también están acordes con lo mencionado en el marco teórico, pues al igual que en los FGD_i, en los FGAC y FGAS también se puede mejorar la calidad microbiológica del agua, removiendo bacterias que se pueden comportar como sólidos suspendidos.

Para comprobar y soportar los resultados anteriormente discutidos, se realizó el análisis estadístico, comparando cada par de tecnologías evaluadas y además analizando las cuatro tecnologías en conjunto. Los resultados de la prueba de *Kolmogorov-Smirnof* de dos muestras independientes para determinar si cada par de tecnologías de cada período evaluado tienen diferencias en la remoción de mesófilos se muestran en la Tabla 5.10.

Tabla 5.10 Prueba Kolmogorov para la comparación de la remoción de mesófilos entre las tecnologías T1 vs T2 y T3 vs T4

	Mesófilos T1, T2	Mesófilos T3, T4
Diferencias más extremas	Absoluta	0.286
	Positiva	0.286
	Negativa	- 0.091
Z de Kolmogorov-Smirnof	0.927	4.125
Sig. asintót. (bilateral)	0.357	0.000

Mediante esta prueba se encontró que existe igualdad de las medias en el parámetro de mesófilos en los efluentes de las tecnologías T1 y T2, mientras que para T3 y T4 se determinó que existen diferencias estadísticamente significativas en la concentración de estas bacterias en el efluente de esos tratamientos.

Para la determinación de diferencias entre el desempeño de las cuatro configuraciones de tratamiento de agua según las mediciones de los mesófilos presentes en el agua, se incluyó la covariable de la concentración de mesófilos medida en el agua cruda (análisis de covarianza). Para el contraste de la hipótesis de efectos principales, se tiene:

Ho: $\mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \mu_4 = \mu$: No hay diferencias entre los efectos de las tecnologías en el parámetro de mesófilos.

Ha: $\mu_1 \neq \mu_j$: Por lo menos dos de las medias son diferentes.

Los resultados se presentan en la Tabla 5.11 y se observa que el nivel de significancia es 0.000, por lo tanto se rechaza la hipótesis de igualdad de medias, obteniendo que efectivamente el nivel remoción de mesófilos no es igual en todas las tecnologías de tratamiento de agua.

Tabla 5.11 Ancova para mesófilos

Variable dependiente: Mesófilos u/d log

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	gl	Media cuadrática	F	Significación	Parámetro de no centralidad	Potencia observada
Modelo corregido	81.071 ^a	4	20.268	91.726	.000	366.902	1.000
Intercept	1.040	1	1.040	4.705	.032	4.705	.575
FIME	72.329	3	24.110	109.113	.000	327.340	1.000
MESACLOG	1.573	1	1.573	7.121	.009	7.121	.753
Error	24.085	109	.221				
Total	3098.720	114					
Total corregido	105.156	113					

a. Calculado con alfa = .05

b. R cuadrado = .771 (R cuadrado corregido = .763)

La Tabla 5.12 muestra los contrastes múltiples de las concentraciones de mesófilos por pares de tecnologías de tratamiento de agua evaluadas. En esta tabla se aprecia que el desempeño de las tecnologías T1 y T2 es igual estadísticamente pues no presentan diferencias significativas entre ellas. Las medias estimadas por el modelo se evidencian en la Tabla 5.13 y son graficadas en la Figura 5.14.

Tabla 5.12 Comparaciones entre todas las tecnologías de tratamiento de agua

(I) tipo de Fime (J) tipo de Fime	Diferencias entre medias (I-J)	Error tip.	Significación ^a	Intervalo de confianza al 95 % para diferencia ^a	
				Límite inferior	Límite superior
T1 T2	3.663E-03	.146	.980	-.285	.292
T3	1.439*	.150	.000	1.142	1.736
T4	-.514*	.150	.001	-.811	-2.17
T2 T1	-3.663E-03	.146	.980	-.292	.285
T3	1.435*	.141	.000	1.155	1.715
T4	-.518*	.141	.000	-.798	-.238
T3 T1	-1.439*	.150	.000	-1.736	-1.142
T2	-1.435*	.141	.000	-1.715	-1.155
T4	-1.953*	.111	.000	-2.173	-1.733
T4 T1	.514*	.150	.001	.217	.811
T2	.518*	.141	.000	.238	.798
T3	1.953*	.111	.000	1.733	2.173

Basadas en las medias marginales estimadas.

* La diferencia de las medias es significativa al nivel .05

a. Ajuste para comparaciones múltiples. Diferencia menos significativa (equivalente a la ausencia de ajuste).

Tabla 5.13 Estimaciones de los valores medios para mesófilos
Variable dependiente: Mesófilos u/d log

Tipo de Fime	media	Error tip.	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
T1	5.417 ^a	.116	5.188	5.646
T2	5.414 ^a	.107	5.202	5.625
T3	3.978 ^a	.082	3.815	4.141
T4	5.931 ^a	.082	5.768	6.094

a. Evaluado respecto a cómo aparecen las covariables en el modelo: Mesófilos en AC u/d log= 6.2824

La Figura 5.14 muestra que el mejor desempeño en la remoción de mesófilos en el agua fue la tecnología T3 y la de más bajo desempeño fue la tecnología T4. Estos resultados concuerdan con el análisis realizado a partir de la Figura 5.12 y Figura 5.13 basadas en las concentraciones de los datos crudos y los percentiles.

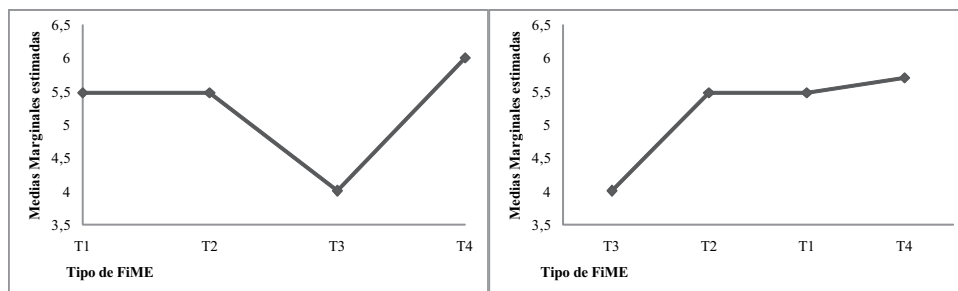
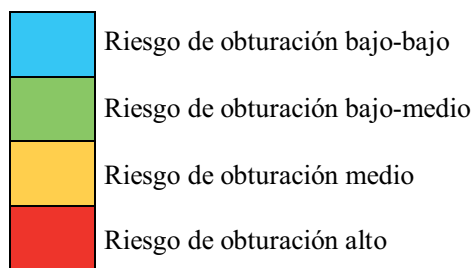


Figura 5.14 Medias marginales estimadas para mesófilos

En la Tabla 5.14 se presenta una síntesis del análisis realizado a partir de los seis parámetros de calidad de agua que inciden en la obturación de los emisores de riego, teniendo en cuenta los resultados de la media, la mediana y la desviación estándar obtenidas en los modelos estadísticos desarrollados para cada uno de los parámetros de calidad de agua medidos en los efluentes de cada uno de los sistemas de tratamiento de agua evaluados. Adicionalmente, la Tabla 5.13 clasifica el efluente de cada tecnología de tratamiento de agua según dos códigos: uno numérico y otro de colores, para identificar el desempeño de cada una de las cuatro configuraciones en la remoción de los parámetros de calidad de agua.

El código numérico jerarquiza las tecnologías del 1 al 4 siendo 1 el mejor tratamiento y 4 la de menor desempeño, según la calidad de los efluentes proporcionados. Este código numérico no aplica cuando los supuestos estadísticos no permitieron la evaluación de los cuatro tratamientos en su conjunto o cuando todas las tecnologías mostraron un desempeño igual. De otro lado, el código de colores está representado de la siguiente manera:



Para asignar un color se tuvo en cuenta el nivel de riesgo de obturación definido para cada parámetro de obturación según la media y la mediana, además de la igualdad estadística entre tratamientos.

La Tabla 5.14 indica que la configuración FGD_i+FGAC+FLA que corresponde al tratamiento T3 mostró el mejor desempeño siendo esta la más

eficiente y estable. Además de esto se observa que los tratamientos T1 y T2 también presentan buenos desempeños en cuanto al riesgo de obturación, pero no mejores que T3, sólo en el parámetro de hierro la configuración T3 fue igualada por la T1. De otro lado, T4 fue el tratamiento que peor comportamiento mostró, presentando en la mayoría de los parámetros riesgos medios de obturación y los peores valores en los descriptores estadísticos.

Tabla 5.14 Tecnologías de tratamiento frente al riesgo de obturación por parámetros de calidad de agua

SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA / PARÁMETROS DE CALIDAD DE AGUA	T1 FGDi+FGAC	T2 FGDi+FGAS1 +FGAS2	T3 FGDi+FGAC +FLA	T4 FGDi+FC
SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (mg/l)	NA	NA	NA	NA
Media	60,1	41,3	6,4	58,2
Mediana	16,0	16,8	2,0	42,7
Desviación	68,9	60,6	15,8	66,9
pH (un)	NA	NA	NA	NA
Media	-	-	-	-
Mediana	7,15	7,16	7,34	7,11
Desviación	-	-	-	-
SÓLIDOS DISUELTOS (mg/l)	NA	NA	NA	NA
Media	97,0	85,4	81,1	113,6
Mediana	98,5	92,0	69,5	100,0
Desviación	44,1	39,5	32,1	56,7
MANGANESO (mg/l)	NA	NA	NA	NA
Media	0,021	0,019	0,004	0,013
Mediana	0,005	0,004	0,003	0,006
Desviación	0,042	0,034	0,003	0,014
HIERRO (mg/l)	1	4	2	3
Media	0,14	0,57	0,15	0,53
Mediana	0,40	0,40	0,03	0,31
Desviación	0,28	0,29	0,15	0,47
MESÓFILOS (log /100 ml)	2	3	1	4
Media	5,42	5,41	3,98	5,93
Mediana	5,63	5,52	3,87	5,92
Desviación	0,40	0,40	0,52	0,53

COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO Y CALIDAD DE AGUA EN PARCELAS RLAF

El comportamiento hidráulico de las parcelas de riego fue evaluado mediante la determinación del Coeficiente de Uniformidad (CU) de aplicación (Barragán, 2006) en función del tiempo de riego², para cada parcela con su correspondiente tipo de emisor, abastecida por su respectivo tratamiento de mejoramiento de la calidad del agua. El taponamiento en los emisores de

2 “Tiempo de riego” en este documento es el tiempo en el cual las parcelas operaron de forma continua hasta alcanzar el CU mínimo. Cuando se alcanzó el CU_{min}, se estableció el tiempo de riego a cada parcela.

una instalación afecta la distribución del caudal y las condiciones hidráulicas del diseño (Juana, Rodríguez-Sinobas, Sánchez y Losada, 2007) convirtiendo el Coeficiente de Uniformidad en la variable de análisis de este ítem.

Comparación del comportamiento hidráulico entre tecnologías de riego

En la Figura 5.15, Figura 5.16, Figura 5.17 y Figura 5.18 se presenta el comportamiento de los Coeficientes de Uniformidad calculados a partir de los caudales aforados en los emisores de los cuatro tipos de parcelas, en función del tiempo de riego acumulado para cada sistema de tratamiento evaluado. Estas figuras permiten observar para cada sistema de tratamiento evaluado la variación de la uniformidad de distribución de caudal para cada tecnología de riego utilizada (emisores) en cada parcela, teniendo en cuenta los valores de CU mínimos admisibles indicados en el modelo experimental.

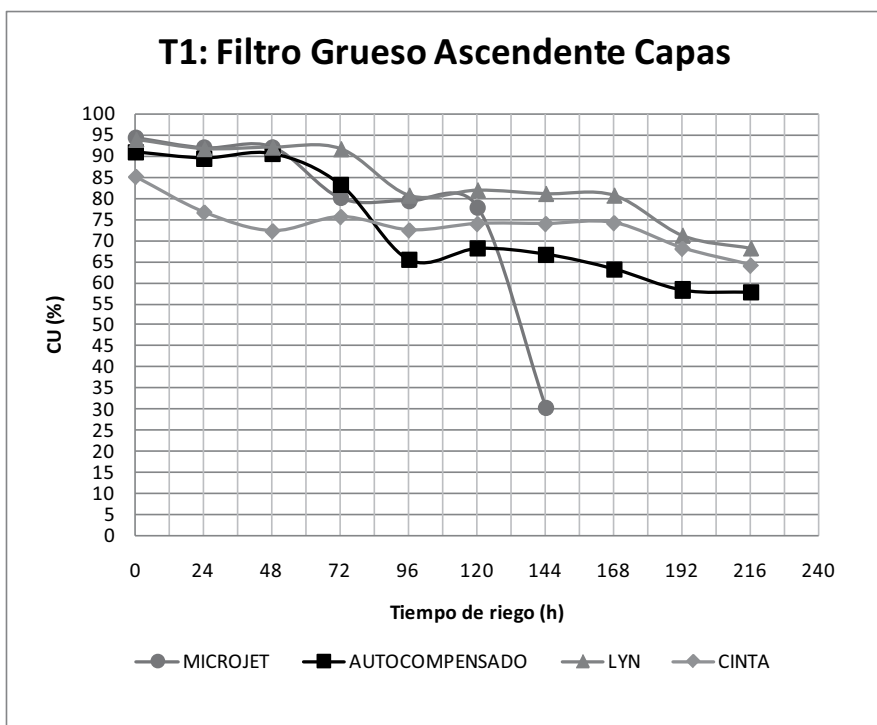


Figura 5.15 Coeficiente de Uniformidad de cada emisor con T1

Para el tratamiento T1 (FGDi+FGAC) se encontró que la parcela de microjet fue la primera tecnología en salir de operación, ya que a las 72 horas de riego continuo mostró un CU inferior al valor mínimo correspondiente a esta tecnología (80%). Posteriormente a las 78 horas de riego salió de operación el gotero autocompensado, para este tiempo acumulado de riego su CU fue inferior al

80%. Finalmente la cinta de riego y el gotero Lyn mostraron su valor mínimo de CU (75% y 80%, respectivamente) a las 168 horas de riego continuo.

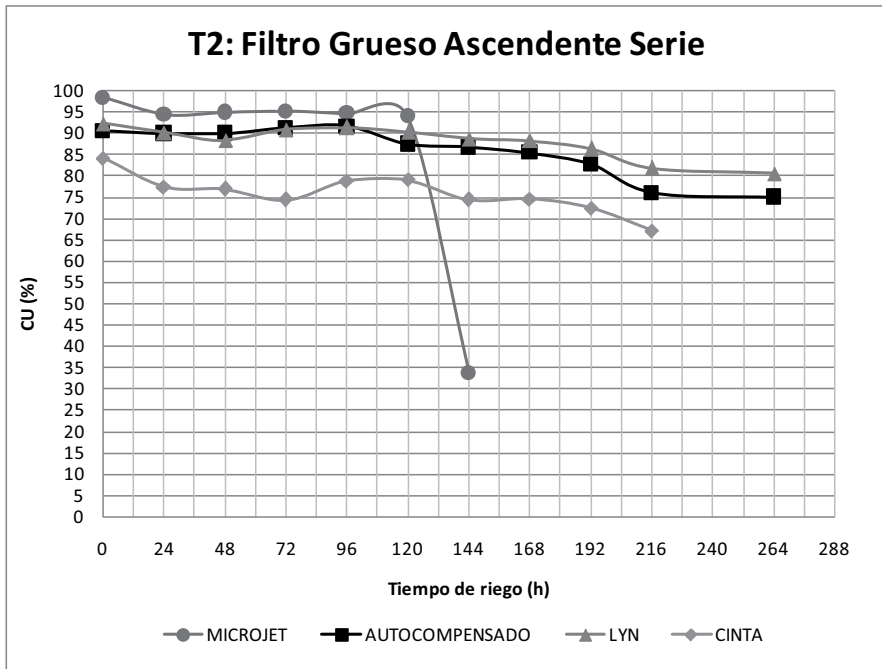


Figura 5.16 Coeficiente de uniformidad de cada emisor con T2

Los resultados encontrados para T2 (FGDi+FGAS1+FGAS2) muestran un orden de salida de operación de los emisores de la siguiente forma: El microjet salió de operación a las 128 horas, la cinta de riego a las 168 horas, el gotero autocompensado a las 200 horas y el gotero Lyn a las 264 horas (Ver Figura 5.16).

En el tratamiento T3 (FGDi+FGAC+FLA) se encontró una variación en el orden de salida de operación de las parcelas que debe resaltarse. El primer emisor en salir de operación fue el microjet luego de 156 horas de riego continuo, los demás emisores (cinta, gotero autocompensado y gotero Lyn) alcanzaron las 432 horas de riego continuo (duración máxima del experimento) sin llegar a valores de CU, por debajo del valor mínimo tomado como referencia para la investigación (Ver Figura 5.17).

Para el tratamiento T4 (FGDi+FC) se observó el siguiente comportamiento: el microjet fue el primer emisor en salir de operación (104 horas de riego), seguido de la cinta de riego (264 horas) y de los goteros autocompensado y Lyn (432 horas cada uno). Estos dos últimos emisores mostraron el mismo comportamiento que en T3, es decir no se encontraron valores de CU inferiores a 80% luego del riego.

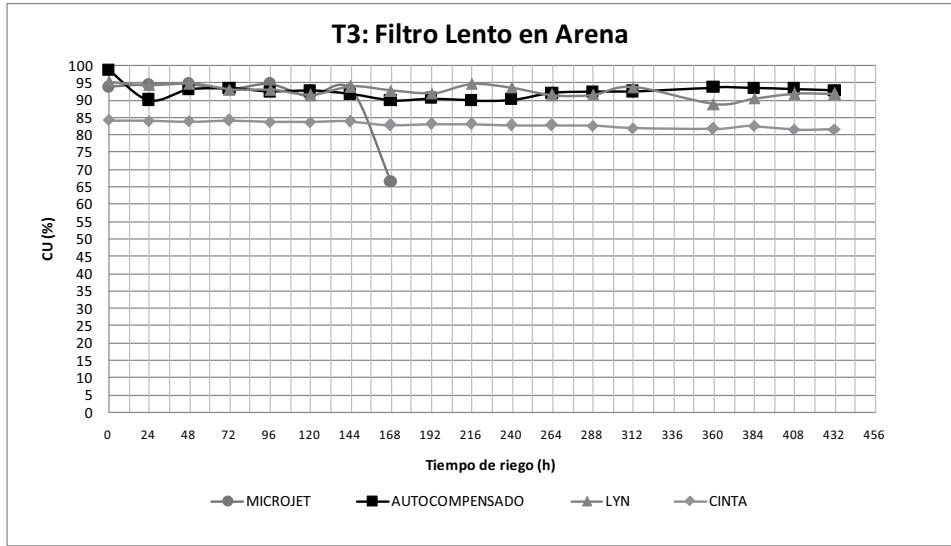


Figura 5.17. Coeficiente de uniformidad de cada emisor con T3

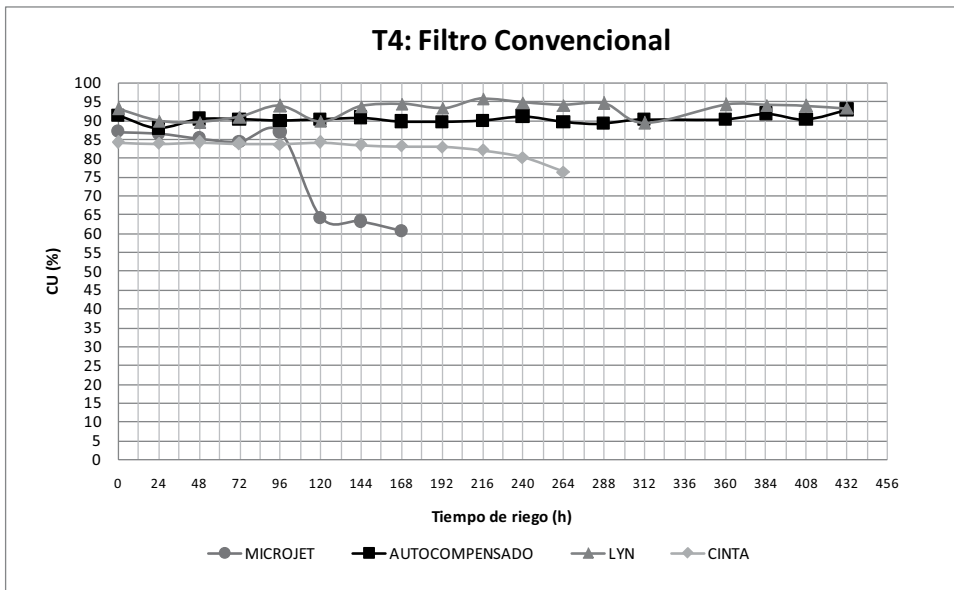


Figura 5.18 Coeficiente de uniformidad de cada emisor con T4

Para resumir lo encontrado en los diferentes tipos de emisores para cada sistema de tratamiento de agua se presenta la Tabla 5.15.

Tabla 5.15 Tiempo de riego antes de CU mínimo admisible por emisor y por tratamiento de calidad de agua

Emisor	Tratamiento	Horas de Riego (h)			
		T1	T2	T3	T4
	Microjet	72	128	156	104
	Gotero autocompensado	78	200	>432	>432
	Gotero Lyn	168	264	>432	>432
	Cinta de riego	168	168	>432	264

En síntesis, de este primer análisis y de la Tabla 5.15 se puede decir que entre los emisores evaluados en la investigación se observó un mejor comportamiento hidráulico del gotero Lyn, seguido del gotero autocompensado, la cinta de riego y finalmente el microjet. Este orden encontrado independientemente de la calidad de agua que los alimentó, está acorde con lo esperado en el caso de los goteros autocompensado y Lyn, más no en el caso del microjet y cinta de riego.

En el caso del gotero Lyn —que fue la tecnología que acumuló más horas de riego para todos los tratamientos de agua—, los resultados encontrados son coherentes con el comportamiento esperado, ya que este tipo de emisor ha sido introducido al mercado con la premisa de que está diseñado para trabajar con aguas de baja calidad o aguas residuales.

Respecto al gotero autocompensado el desempeño resultante validó el comportamiento teórico esperado puesto que este emisor, como su nombre lo indica, compensa de manera automática las diferencias de presión que se puedan haber presentado en la parcela favoreciendo la distribución homogénea del caudal.

Para el microjet, se encontró un comportamiento inferior al esperado dado que, según los fabricantes, es un emisor de mayor nivel tecnológico (mayor costo) que la cinta de riego, adicionalmente este tipo de emisor está diseñado para trabajar a mayor caudal (14 l/h) que los otros emisores (0.2 - 1.6 l/h) lo que representa mayor velocidad de flujo, operando teóricamente con un menor riesgo de obturación.

La cinta de riego, de la cual se esperaría el menor desempeño por ser la tecnología de menor costo entre las evaluadas, presentó mejores comportamientos que el microjet, siendo este último de mayor nivel tecnológico como ya se mencionó.

Observando el comportamiento de las tecnologías de riego respecto al tratamiento T3 se tiene: la cinta de riego presentó al inicio un CU del 84% y luego de 432 horas de riego continuo se obtuvo un valor de CU de 81%, de otra parte el gotero autocompensado y el gotero Lyn presentaron valores iniciales de CU en el rango de 95% a 98 % y al finalizar el experimento se obtuvieron valores en el rango de 91% a 92%. Claramente se observa que los valores obtenidos con los goteros son más altos que los de la cinta,

pero esta última (la tecnología de menor costo) no presentó un valor de CU inferior al mínimo admisible cumpliendo durante 432 horas de riego la condición de un CU mayor a 75%, esta situación se hace atractiva al momento de seleccionar la tecnología por costos de inversión inicial, de operación y mantenimiento.

Influencia de los tratamientos en el comportamiento hidráulico de los emisores de riego

Frente al comportamiento de cada uno de los emisores según el sistema de tratamiento que los alimentó se observa lo siguiente:

El emisor microjet presentó un mejor comportamiento hidráulico con el efluente de los tratamientos T3 y T2, ya que su Coeficiente de Uniformidad (CU) descendió al valor mínimo admisible (80%) luego de 156 horas de riego con T3 y luego de 128 horas para T2. Con las tecnologías de los tratamientos T1 y T4 se obtuvo un tiempo de riego de 72 y 104 horas, respectivamente.

De otro lado, el gotero autocompensado mostró mejor respuesta durante los tratamientos T3 y T4, en los que luego de 432 horas de riego el CU fue superior al valor mínimo admisible (80%). Para T2 el valor mínimo se presentó a las 200 horas y para T1 a las 78 horas.

El gotero Lyn también tuvo un mejor comportamiento con los tratamientos T3 y T4, ya que luego de 432 horas de riego el CU no descendió al valor mínimo admisible (80%). El valor de CU mínimo se presentó a las 264 horas en T2 y a las 168 horas en T1.

En el caso de la cinta de riego, obtuvo mejor respuesta con el tratamiento T3, ya que luego de 432 horas de aplicación de riego no descendió al valor de CU mínimo admisible (75%). Este valor mínimo de CU se obtuvo a las 264 horas para T4 y a las 168 horas para el caso de T1 y T2.

En síntesis, con los resultados encontrados en los cuatro sistemas de tratamiento evaluados se puede decir que todos los emisores, a excepción del microjet, alcanzaron más tiempo de riego continuo antes de llegar a su mínimo valor de CU en los tratamientos T3 y T4. En el caso del microjet las tecnologías que dieron mejores resultados fueron T2 y T3. Los resultados de calidad de agua obtenidos en la evaluación de los parámetros medidos asociados a la obturación deben explicar estos comportamientos. A continuación, en la Tabla 5.16 se presenta un análisis comparativo de la calidad de agua de los efluentes producidos por cada sistema de tratamiento.

Tabla 5.16 Riesgo de obturación para cada efluente de tratamiento

Parámetro	Riesgo de obturación (%)											
	T1			T2			T3			T4		
	Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto
SST	60	10	30	78	5	17	97	3	0	65	20	15
Fe	0	100	0	11	89	0	72	29	0	8	89	3
Mesófilos	94	6	0	90	10	0	100	0	0	53	43	4

La Tabla 5.16 se obtuvo a partir de los percentiles encontrados en el análisis realizado concerniente a la evaluación del comportamiento y la remoción de los parámetros asociados a la obturación de los emisores por cada sistema de tratamiento. De esta manera se muestran los porcentajes de datos que se encontraron dentro de cada uno de los riesgos de obturación, para cada parámetro de calidad de agua. En esta Tabla 5.16 se incluyeron las principales variables asociadas a la obturación de emisores y que presentaron algún tipo de variación considerable durante el experimento (el parámetro de pH se mantuvo siempre en el rango de riesgo medio de obturación, los sólidos disueltos y manganoso estuvieron siempre en riesgo bajo).

Según la Tabla 5.16, la calidad del efluente de T3 generó para cada parámetro evaluado un alto porcentaje de datos ubicados en riesgo bajo de obturación (entre 72% y 100%), lo cual está acorde con el comportamiento de los emisores, puesto que en todos los casos acumularon la mayor cantidad de horas de riego antes de alcanzar el CU límite. Lo encontrado con este tratamiento está acorde con los resultados de Rowman (2004) y Piug-Bargués et al. (2005) al trabajar con emisores alimentados con efluentes de filtración en arena, que son los que generan mejor calidad de agua y a su vez presentaron un mejor comportamiento hidráulico que los demás sistemas evaluados.

La calidad de los efluentes de los tratamientos T1, T2 y T4 fueron de menor calidad que T3. Para el parámetro de SST en esos tres tratamientos mencionados, se hallaron porcentajes hasta del 40% de datos dentro del riesgo alto y medio de obturación. Para el parámetro de hierro, T1, T2 y T4, presentaron datos por encima del 85% en riesgo medio de obturación. Pero en el parámetro de mesófilos los efluentes T1 y T2 fueron de mejor calidad que T4, mostrando valores en riesgo bajo de obturación alrededor del 90% en contraste con un 53% para T4.

Los tiempos de riego hallados para las parcelas abastecidas con T1 y T2 estuvieron acordes con la calidad del efluente de estos tratamientos, pues manifestaron tiempos menores que T3 y efectivamente la calidad de agua fue menor que la de T3. De otro lado, los tiempos de riego hallados con T4 son acordes con la calidad de agua en el caso del microjet más no para los demás, en los cuales se encontró un comportamiento de los emisores superior a T1 y T2 a pesar de presentar calidades de agua similares a las de estos

tratamientos. Entonces, se puede afirmar que el comportamiento hidráulico de los emisores alimentados con T4, a excepción del microjet, no fue el esperado pues se obtuvo un buen comportamiento de los emisores con una baja calidad de agua, llegando a igualar el comportamiento de los emisores alimentados con T3 para el gotero autocompensado y el gotero Lyn.

El comportamiento de los emisores de riego, frente a la calidad de agua obtenida en los efluentes de los tratamientos evaluados, muestra que los parámetros de calidad del agua medidos en el estudio no explican por sí mismos la obturación de los emisores. Ante esta situación, se analizan otras posibles causas de obturación que pudieron hacer disminuir el coeficiente de uniformidad en cada una de las parcelas de riego evaluadas. Estas otras causas son: diámetro de los emisores, condiciones hidráulicas, número de emisores aforados por parcela y tamaño de partículas en el agua que alimentó a los emisores de riego. A continuación se analizan cada una de ellas.

En cuanto al *diámetro de los emisores* en este estudio, no se presentaron diferencias entre las parcelas, pues para todos los casos el diámetro fue inferior a 0.7 mm (riesgo alto de obturación), de acuerdo con lo anterior esta situación homogénea plantea igual probabilidad de obturación por este aspecto. Frente a las *condiciones hidráulicas*, el diseño de las parcelas se realizó de tal manera que se minimizaran las diferencias de presión utilizando laterales de poca longitud (10 a 14 m) en los que las pérdidas de carga fueron inferiores a 3 mm, adicionalmente las presiones medidas en la entrada de cada parcela no presentaron variaciones considerables en el tiempo. Respecto al *número de emisores* medidos por parcela se tiene que es un aspecto relevante asociado a los resultados de CU, por las siguientes razones:

- Para el caso del microjet, la parcela tenía una población de 10 emisores y la muestra evaluada fue igual a la población. Esta situación es estadísticamente ideal, pero un sólo emisor obturado afecta en gran porcentaje el valor del CU.
- Las parcelas de gotero autocompensado y gotero Lyn tuvieron una población de 120 emisores y de igual manera que en el caso anterior la muestra fue igual a la población. En este caso el efecto de un gotero obturado no afecta de manera importante el valor de CU obtenido en cada medición.
- Para la cinta de riego la población fue de 700 emisores y se evaluaron 70 emisores (10%). En este caso se presenta la misma situación que para los goteros autocompensado y Lyn.

Teniendo en cuenta lo mencionado y recordando que el emisor microjet presentó los menores tiempos de riego acumulados, se puede considerar que en esta parcela los valores de CU obtenidos probablemente pudieron ser afectados por cualquier orificio obstruido.

En lo relacionado con el *tamaño de partículas* en el efluente de cada uno

de los tratamientos de agua, a pesar de que no se hicieron mediciones de ese parámetro, la literatura reporta lo siguiente: Sánchez (1996) al caracterizar las velocidades de asentamiento de partículas en la superficie de filtros lentos, encontró que los filtros gruesos de grava (tratamientos T1 y T2) permiten pasar partículas menores o iguales a 127 μm . De otra parte, Huisman (1979) indica que el efluente de un filtro lento (configuración T3) puede tener un tamaño de partículas menor o igual a 20 μm , mientras que Bellamy et al. (1985) reporta que un filtro lento retiene el 98% de partículas con tamaños entre 6,3 y 12,7 μm . Finalmente por las características de diseño, el filtro de anillos (tratamiento T4) en el efluente facilita el paso de partículas menores o iguales a 106 μm (tamaño de ranura para el filtro de anillos utilizado). Por su parte, los orificios de los emisores de riego tienen las siguientes características: microjet 74 μm , autocompensado, Lyn y cinta 130 μm .

Por lo anterior, se puede decir que el tamaño de partícula en el efluente de los tratamientos tiene implicaciones en la obturación de los emisores de riego, pudiendo ser esa la explicación por la cual T3 presenta la mayor duración en horas de riego antes de que se alcance el CU límite de las parcelas de riego, pues al generar en el efluente partículas con tamaños menores a 20 μm , es la que tiene la menor probabilidad de obturación. Por su parte, el emisor microjet que tiene la mayor restricción en tamaño de orificio (74 μm), registró el menor desempeño en número de horas de riego, al tener mayor probabilidad de obturación con las tecnologías de tratamiento T1, T2 y T4 que facilitan el paso de partículas con tamaños menores a 127 y 106 μm , respectivamente. A su vez el tamaño de partícula efluente, también puede explicar el por qué la configuración FGD_i+FC (T4) proporcionó mejores tiempos de riego que los tratamientos T1 y T2, siendo bastante competitiva frente a T3. Sin embargo en futuros trabajos de investigación el tamaño de partículas deberá ser un parámetro de seguimiento que debe ser incorporado para analizar el desempeño de los emisores de riego.

Interpretación de los tiempos de riego encontrados

Para interpretar los tiempos de riego acumulados encontrados para cada uno de los emisores evaluados (que equivalen al tiempo en que cada parcela operó antes de llegar al CU mínimo), se debe anotar que en las comunidades diagnosticadas y según experiencias del grupo REGAR (EIDENAR) en sistemas de RLAF, las frecuencias de riego son diarias con tiempos de aplicación de 3 horas. Con esta información y los datos de la Tabla 51 se construyó la Tabla 53, donde se consigna el número de riegos encontrados en esta investigación que se podrían aplicar antes de llegar a valores de CU inferiores a los mínimos admisibles por cada tecnología de riego, en otras palabras, en esta tabla se presenta el número de días que podría funcionar un sistema de riego (según la parcela) antes de realizar actividades de mantenimiento a las tuberías de distribución y a las líneas laterales.

Tabla 5.17 Número de riegos de 3 horas antes de CU mínimo admisible

Emisor/Tratamiento	Número de riegos de 3 horas			
	T1	T2	T3	T4
Microjet	24	43	52	35
Gotero autocompensado	26	67	>144	>144
Gotero Lyn	56	88	>144	>144
Cinta de riego	56	56	>144	88

De acuerdo con la tabla anterior se observa que T3 (FGDi+FGAC+FLA) permite más de 144 riegos de 3 horas con frecuencia diaria (4.7 meses) sin que emisores como los goteros (autocompensado y Lyn) y la cinta de riego lleguen a valores de CU inferiores a los mínimos admisibles, los cuales se pueden tomar como indicadores de lavado de las redes de riego.

Es importante mencionar por motivos comparativos que en las comunidades con fuente superficial es común que el lavado de las tuberías de distribución y las líneas de riego se realice cada 2 ó 3 meses, para eliminar o prevenir la obturación en los emisores. Con el uso de esta tecnología se disminuiría la frecuencia del lavado de redes de riego en relación con la situación actual, especialmente cuando se usa la cinta de riego que puede ser la más usada en comunidades rurales por su bajo costo.

Adicionalmente se espera que con fuentes de mejor calidad de agua que la usada en el experimento (como fuentes en zonas de ladera), esta tecnología podría presentar mejores comportamientos. Las fuentes de montaña presentan riesgos de obturación asociados SST y turbiedad; se ha visto que son removidos con alta eficiencia por T3, llevando las concentraciones a valores ubicados en riesgos bajos de obturación.

Sobre la base de los resultados obtenidos y relacionando los tratamientos de agua, en función de las horas de riego obtenidas para cada tecnología de RLAF, una propuesta preliminar de matriz de selección de tecnología FiME-RLAF se relaciona en la Tabla 54. Esta matriz de manera preliminar, permite definir en función de la calidad del agua cruda, cuál esquema tecnológico FiME-RLAF proporciona cierto tiempo de riego, antes de realizar el mantenimiento a las redes de RLAF por obturación de los emisores. Esta matriz de selección es más robusta que la propuesta por Contreras (1999) y permite definir las tecnologías teniendo en cuenta valores de la calidad de agua cruda y tiempo de operación antes de la obturación de los sistemas RLAF, en sistemas centralizados. Adicionalmente define los parámetros de velocidad de filtración de las tecnologías de tratamiento de agua con valores mucho menores a los reportados (Bucks y Nakayama, 1987 citados y adaptados por Martínez, 2001). Sin embargo esta propuesta preliminar de selección de tecnología requiere más investigación en términos de los análisis de costo-beneficio para cada tecnología, haciendo las respectivas comparaciones entre ellas y analizando su uso combinado con suministro de agua potable y riego.

Tabla 5.18 Matriz preliminar de selección de tecnología FiME-RLAF según calidad de agua y tiempo de riego.

Turbiedad (UNT)	73			DÍAS DE RIEGO*	100 - 144
	Mediana	P _{90%}	Máximo		
Sólidos suspendidos (mg/l)	Mediana	144	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FGAC+FLA</div> <div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">+LYN</div>	73 - 90	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FGAC+FLA</div> <div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">+ATCP</div>
	P _{90%}	386			
	Máximo	748			
Hierro Total (mg/l)	Mediana	1,80	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FGAS1+FGAS2+LYN</div> <div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FGAC+LYN</div> <div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FGAS1+FGAS2+ATCP</div>	63 - 72	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FGAC+FLA</div> <div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">+CINTA</div>
	P _{90%}	2,44			
	Máximo	2,89			
Mesófilos (Log)	Mediana	6,57	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FGAS1+FGAS2+MICROJET</div> <div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FGAC+LYN</div> <div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FGAS1+FGAS2+MICROJET</div>	53 - 62	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FC</div> <div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">+ATCP</div>
	P _{90%}	6,89			
	Máximo	6,95			
			<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FC + MICROJET</div>	43 - 52	<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FGAC+FLA</div> <div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">+MICROJET</div>
			<div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">FGDi+FGAC+ATCP</div>	24 - 32	

* Teniendo en cuenta que cada riego es de 3 h.
 ACTP: Autocompensado.
 Velocidades de filtración: FGDi, 2 m h⁻¹.
 FGAC y FGAS₂, 0,60 m h⁻¹.
 FLA, 0, 15 m h⁻¹.

COMPORTAMIENTO DE LOS PARÁMETROS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO EN LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO

Como se explicó en el diseño experimental, los parámetros de operación y mantenimiento que se determinaron como variables de seguimiento fueron el caudal y la pérdida de carga.

Caudal

Dado que el caudal fue medido para garantizar las velocidades de filtración seleccionadas en el diseño, en la Figura 5.19 y la Figura 5.20 se presentan las velocidades de filtración obtenidas a partir de los datos de caudal medidos en el primer y segundo período de riego, respectivamente.

Como se observa en estas figuras, las velocidades de filtración tanto en el primer período de riego como en el segundo se mantuvieron en los valores definidos en el diseño. Las unidades de Filtración Gruesa Dinámica presentaron velocidades de filtración alrededor de 2 m/h en un 90% para el primer período y 80% para el segundo, las de Filtración Gruesa Ascendente en Capas y en Serie se mantuvieron alrededor de 0.6 m/h en un 90% para los dos períodos de riego y finalmente la unidad de Filtración Lenta en Arena presentó velocidades de filtración alrededor de 0.2 m/h en un 100% y 90% del tiempo para el primer y segundo período, respectivamente. Es importante mencionar que a lo largo de la investigación se presentaron algunas paradas de planta por deterioros en la calidad del agua cruda.

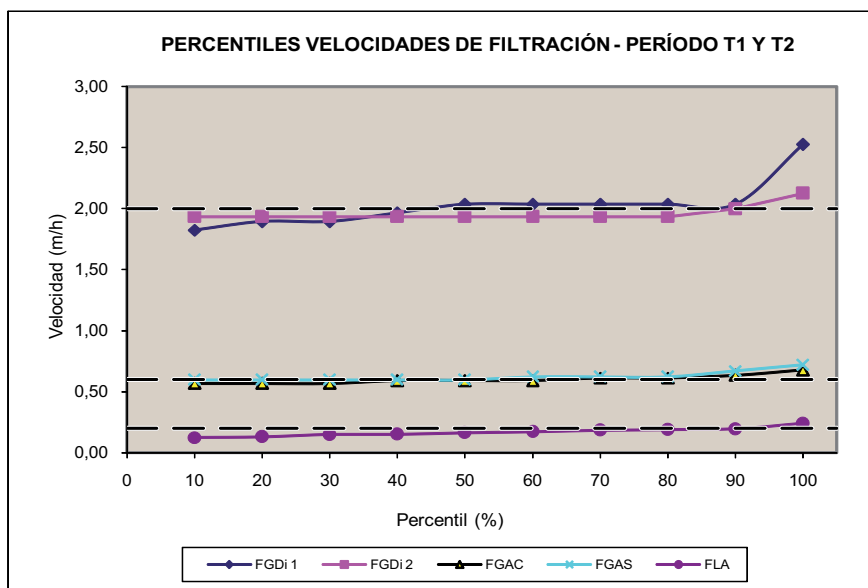


Figura 5.19 Velocidades de filtración unidades FiME en primer período de riego

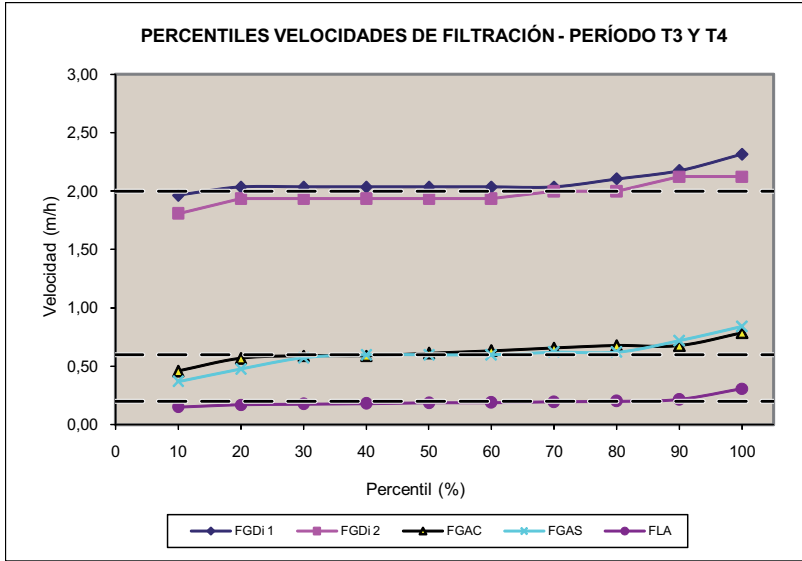


Figura 5.20 Velocidades de filtración unidades FiME en segundo periodo de riego

Pérdida de carga

Las mediciones de pérdida de carga se relacionan en la Figura 5.21 y la Figura 5.22, indicando su comportamiento y la duración de las carreras de filtración para cada uno de los periodos.

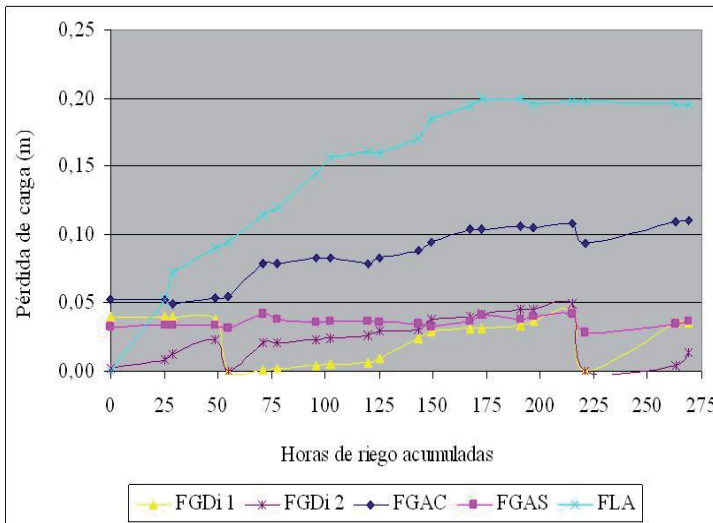


Figura 5.21 Pérdida de carga, período 1, T1-T2

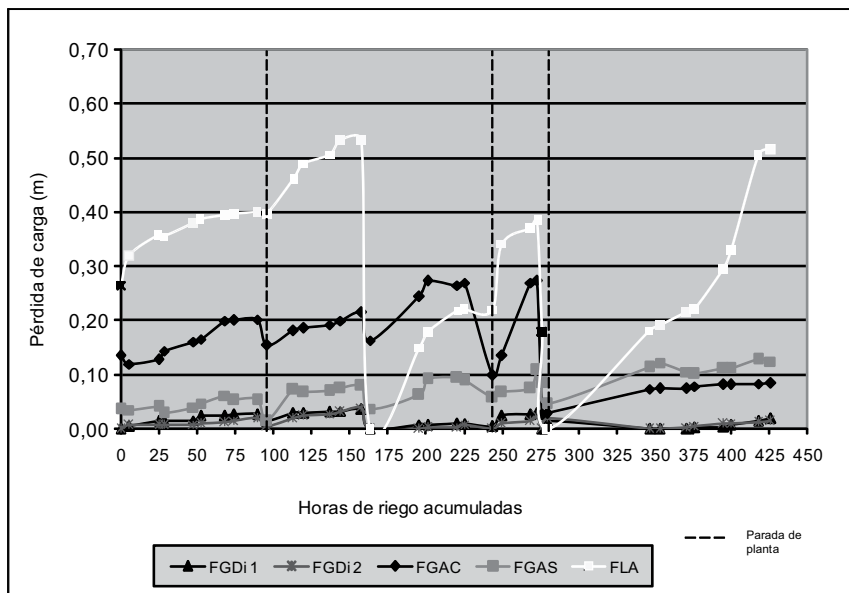


Figura 5.22 Pérdida de carga, período 2, T3-T4

Las carreras de filtración obtenidas en las unidades de filtración fueron los siguientes: para los FGD_i, entre 2,3 y 6,8 días para los dos períodos, mientras que para el FGAC la duración de la carrera de filtración en el período 1 fue superior a 10 días, tiempo en el cual no se alcanzó el máximo nivel de pérdida de carga, sin embargo en el período 2 se tuvieron paradas de planta por la fuerte variación del agua cruda lo que generó disminuciones de la pérdida de carga antes de alcanzar el máximo nivel permisible, el cual se alcanzó a los 11,4 días. Los FLA en el período 1 operaron con el fin de lograr su maduración, pero no alcanzó a desarrollar toda su pérdida de carga. En el período 2, los FLA tuvieron carreras de filtración entre 5-7 días, básicamente se presentaron fluctuaciones por paradas de planta debidas a variaciones de la calidad del agua cruda. En los dos períodos evaluados, el FGAS1 no requirió mantenimiento y la máxima pérdida de carga alcanzada fue de 0.13 m, sin llegar al valor máximo fijado de 0.30 m. Las carreras de filtración para los FGD_i y FGAC están acordes con lo recomendado por Vargas, Hincapié, Latorre, Galvis y Fernández (1999) y Galvis et al. (1999). A los FGD_i se les hizo limpieza superficial cada tres días para eliminar arena y lodo característico del agua cruda del río Cauca, lo cual estuvo de acuerdo con lo reportado por Latorre (1993). Los sistemas FLA tuvieron duración de carreras de filtración inferiores a lo reportado por Galvis (1999), básicamente porque el efluente de los FGAC tuvieron turbiedades superiores a 10 UNT la mayor parte del tiempo, valor límite definido por Dibernardo (1993).

El control de la pérdida de carga en el Filtro de Anillos (FC) mostró una duración de la carrera de operación de sólo 4 horas en promedio, ya que en este tiempo la diferencia de presión entre el punto de entrada del flujo al filtro y el punto de salida, fue de 4 psi, pérdida sugerida por el fabricante como indicador de lavado. Teniendo en cuenta que el tiempo de aplicación de riego en las comunidades es comúnmente en promedio de 3 horas, lo anterior significa que el filtro de anillos debe ser lavado después de cada riego, esto según lo reportado por EIDENAR (2007). Es importante anotar que el lavado de este filtro es una actividad frecuente pero sencilla, con una duración menor a 10 minutos. La limpieza de las unidades de filtración evaluadas es una actividad mucho menos frecuente pero más complicada.

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

CONCLUSIONES

Las conclusiones se han organizado considerando inicialmente el comportamiento de las tecnologías de tratamiento para el mejoramiento de la calidad del agua cruda, teniendo en cuenta el comportamiento de los parámetros de calidad del agua, posteriormente se concluye sobre la base de los riesgos de obturación en las tecnologías de riego y finalmente se consideran los efectos de la variación del agua cruda.

Comportamiento de las tecnologías de tratamiento: Los tratamientos T1 y T2 correspondientes a FGD_i+FGAC y a FGD_i+FGAS₁+FGAS₂, mostraron un comportamiento muy similar en cuanto a remoción de los parámetros de obturación y al amortiguamiento de picos en las concentraciones del agua afluyente a los sistemas, presentando levemente un mejor desempeño la configuración T2. A excepción de los mesófilos, estos tratamientos fueron similares a T4 (FGD_i+FC) en los riesgos de obturación obtenidos, siendo de inferior calidad que el efluente del tratamiento T3 (FGD_i+FGAC+FLA). Para los tratamientos 1, 2 y 4 los posibles factores de obturación fueron de tipo físico (por SST), químico (por pH y Fe) y microbiológico (por mesófilos), mientras que para el tratamiento 3 los factores de obturación más relevantes fueron únicamente químicos (por pH). A pesar de esto y teniendo en cuenta que la respuesta de los emisores de riego alimentados por los dos primeros tratamientos (T1 y T2) fue inferior al comportamiento de los emisores alimentados con el efluente de T4, pero los parámetros medidos no fueron los únicos causantes de la obturación de los emisores con los efluentes de T1 y T2. Durante el experimento los parámetros sólidos disueltos y manganeso tanto en el agua cruda como en el efluente, no representaron riesgo de obturación importante, todo el tiempo del experimento se mantuvieron en el rango de riesgo bajo.

Riesgo en las tecnologías de riego: El comportamiento de los emisores alimentados con T3 es coherente con la calidad de su efluente dado que, durante el experimento el riesgo de los parámetros medidos fue bajo y adicionalmente durante este tratamiento no se observó formación de biopelícula. Para las tecnologías de riego se encontró que el gotero Lyn presentó el mejor comportamiento en coherencia con su objetivo de fabricación, según el cual está diseñado para operar en un rango amplio de calidad de agua. En segundo lugar de desempeño se encontró el gotero autocompensado, seguido de la cinta de riego y finalmente el microjet. La cinta de riego mostró un comportamiento mejor del esperado por ser la tecnología de menor costo entre las evaluadas para el tratamiento T3. Sus valores de CU, fueron inferiores a los logrados por los goteros pero se mantuvieron por encima del límite mínimo establecido por la literatura (75%). Se considera una buena alternativa para proyectos comunitarios si se alimenta con la calidad del agua requerida.

Efectos de la variación del agua cruda: La comparación por pruebas estadísticas de los efectos medios de los parámetros medidos en el agua cruda para los dos períodos estudiados (prueba paramétrica *T student* y prueba no paramétrica de *Kolmogorov-Smirnof*) muestran que en el agua cruda (para las dos etapas de evaluación) los parámetros de turbiedad y sólidos suspendidos tienen el mismo comportamiento. Este hecho es importante, porque la variable turbiedad, se puede incorporar como un parámetro de seguimiento del riesgo de obturación, dada su facilidad de medición. La única variable que no tuvo una distribución normal, con una significancia de 0.022 fue la variable SST, medidos en el agua cruda que abasteció las tecnologías T3 y T4. El hierro y los mesófilos en el agua cruda de los dos períodos difirieron estadísticamente. Las diferencias en el comportamiento de la calidad del agua cruda, se explican porque la investigación se desarrolló con agua natural en una fuente con alto deterioro de su calidad y aunque determinan mayor complejidad del análisis, tiene la ventaja que los resultados se asemejan más a la operación real de los sistemas de tratamiento con las tecnologías RLAF.

RECOMENDACIONES

Los resultados indican que los parámetros medidos no fueron los únicos causantes de la obturación de los emisores, siendo importante entonces evaluar en futuras investigaciones otros factores como el tamaño de partículas y evaluar un igual número de emisores por parcela. Los bajos coeficientes de uniformidad encontrados en los emisores microjet deben ser tenidos en cuenta en los diseños de sistemas de riego localizado, puesto que algunos investigadores seleccionan con poco criterio altos valores de CU para el cálculo de la demanda hídrica para efectos de economía en la instalación, sin tener en cuenta el verdadero comportamiento hidráulico del emisor según la calidad del agua.

Este estudio se llevó a cabo en flujo continuo, en contraste a la aplicación real del riego en la agricultura donde la aplicación obedece a un tiempo de riego definido por día en función del movimiento del agua en el suelo y de la profundidad de las raíces del cultivo respectivo. Se desconoce el efecto del flujo intermitente sobre la acumulación de los factores de obturación en los emisores, por esto se debe investigar el efecto realizando un estudio que permita identificar los resultados mencionados, para lo cual será conveniente el desarrollo de proyectos a escala real.

Dado que en gran parte de las comunidades rurales de muchos países en vía de desarrollo, el agua residual doméstica es usada en la producción agrícola (Qadir et al., 2007) es conveniente revisar la aplicación de FGD_i+FGAC+FLA, de mejor desempeño según esta investigación, por los riesgos de taponamiento debido a las altas cargas orgánicas del agua residual.

La propuesta preliminar de selección de tecnología requiere más investigación en términos de los análisis de costo-beneficio para cada tecnología, haciendo las respectivas comparaciones entre ellas y analizando su uso múltiple con suministro de agua potable y riego.

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

BIBLIOGRAFÍA

- Andersson, L. (2005). Low-Cost Drip Irrigation on farm implementation in South Africa. Master of Science Programme Thesis. Environmental Engineering. Lulea University of Technology. Sweden.
- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation APHA – AWWA – WPCF (1999). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th ed. USA.
- American Water Works Association (1994). Slow and Filtration: An international Compilation of recent scientific and operational developments. Denver. 322 p.
- Arango, C. (1998). Manual de operación y mantenimiento para los sistemas de riego en ladera. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Medellín. Colombia.
- Arboleda, J. (1992). Teoría y práctica de la purificación del agua. Tomo II. Bogotá, 645 p.
- Báez, A. (1999). Efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del suelo. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Argentina.
- Barragán, J.; Bralts, V.; Wu, I. (2006). Assessment of Emission Uniformity for Micro-irrigation Design. Biosystems Engineering. Vol (93). pp. 89-97.
- Bellamy, W. D., Silverman, G. P., Hendricks, D. W. 1985. Filtration of Giardia Cysts and other sustances. Vol 2. Slow Sand Filtration. Enrironmental Protection Agency. Water Engineering Research Laboratory. Cincinaty, Oh.
- Capra, A.; Scicolone, B. (1998). Water Quality and Distribution Uniformity in Drip/Trickle Irrigation Systems. Journal Agricultural Engineering Resources. Vol (70). pp. 355-365.

- Capra, A., Scicolone, B. (2004). Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. *Agricultural Water Management* 68:135-149.
- Capra, A., Scicolone, B. (2007). Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. *Journal of Cleaner Production*. V (15). pp. 1529-1534.
- Contreras, F. (1999). Conceptos sobre diseño y manejo de riego presurizado. Comisión nacional de Riego. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Chile.
- Dibernardo, L. (1993). Metodos e técnicas de tratamento de agua. Associacao Brasileira de Engenharia Sanitaria e Ambiental, Abes. Vol. 1 y 2. Rio de Janeiro, Brasil.
- EIDENAR, Escuela de Ingeniería de los Recursos Naturales y del Ambiente (2007). Manual de operación y mantenimiento de un sistema de Riego Localizado de Alta Frecuencia (RLAF). Grupo de Investigación REGAR.
- FAO. (1990). Water quality for agriculture. Irrigation and drainage papers, Number 29. Revisión No 1. Rome.
- Fontela C., J. Morábito, J. Maffei, S. Salatino, C. Mirábile y L. Mastrantonio. (2002). Desempeño del riego por goteo en Mendoza. Análisis de los coeficientes de uniformidad y salinidad del suelo. Instituto Nacional del Agua – Centro Regional Andino. Universidad Nacional de Cuyo – Facultad de Ciencias Agrarias. Argentina. Recuperado de <http://www.inta.gov.ar/mendoza/Jornadas/Trabajospresentados/Fontela.pdf>
- Galvis, G. (1993). Abastecimiento de agua potable. Primer Simposio Iberoamericano sobre Gestión del Agua. Pontificia Universidad Javeriana, Santafe de Bogotá, Colombia, 10 p.
- Galvis, G. (1999). Development and evaluation of multistage filtration plants: An innovative, robust and efficient water treatment technology. Thesis submitted to the University of Surrey for fulfillment of the degree of doctor of philosophy. pp. 69-133.
- Galvis, G., Latorre J. y Visscher J. T. (1999). Filtración en múltiples etapas: Tecnología innovativa para el tratamiento de agua. Cinara/Universidad del Valle, IRC Santiago de Cali: Universidad del Valle, 197 p.
- Goyal, M. y Ramírez, V. (2007). Manejo de riego por goteo. San Juan de Puerto Rico. Universidad de Puerto Rico, Recinto de Mayagüez.
- Haarhoff, J. & Cleasby, J. L. (1991). Biological and physical mechanisms in slow sand filtration. En: *Slow Sand Filtration. A report prepared by the Task Commite on Slow Sand Filtration*. Edited by Gray S. Logsdon. New York: ASCE.
- Hijnen, Wim A. M.; Dullemont, Yolanda J.; Schijven, Jack F.; Hanzens-Brouwer, Anke J.; Rosielle, Martine; and Medema, Gertjan (2005). Removal and fate of *Cryptosporidium parvum*, *Clostridium perfringens* and small-sized centric diatoms (*Stephanodiscus hantzschii*) in slow sand filters. En: *Water Research*. Vol. 41. pp. 2151 - 2162.

- Holzapfel, E. (2000). Riego por Goteo y Microjet. Universidad de Concepción. Facultad de Ingeniería Agrícola. Chile.
- Huisman, L. (1979). Slow Sand Filtration. Delft University of Technology, Netherlands.
- Huisman, L. & Wood, W. E. (1974). Slow Sand Filtration. Geneva: WHO.
- Juana, L.; Rodríguez-Sinobas, L.; Sánchez, R.; Losada, A. (2007). Evaluation of drip irrigation: Selection of emitters and hydraulic characterization of trapezoidal units. *Agricultural Water Management*. Vol (90) pp. 13-26.
- Kara, T.; Ekmekci, E.; Apan, M. (2008). Determining the uniformity coefficient and water distribution characteristics of some sprinklers. *Pakistan Journal of biological sciences*. Vol (11). pp. 214-219.
- Latorre, M. J. (1994). Performance evaluation of dynamic roughing filtration, International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering. MSc. Thesis E. E. 137. Delft. 83 p.
- Latorre, M. J., Sánchez, L. D., Díaz, J., García, M., Restrepo, I. (2008). Mejoramiento de la calidad del agua en sistemas de riego con la tecnología de Filtración en múltiples etapas. FiME. Estudio Exploratorio. Universidad del Valle. Cinara. 129 p.
- Liotta, M. (2006). Evaluación del coeficiente de uniformidad en equipos de riego presurizado. INTA, San Juan. Argentina.
- Martínez, L. (2000). Operación y mantenimiento de equipos de riego para pequeños agricultores. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. INIA. Boletín Técnico ISSN 0717-4829. La Serena. Chile.
- Martínez, L. (2001). Manual de operación y mantención de equipos de riego presurizado. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. INIA. Vallenar. Chile.
- Matta, R. (1998). Instalación, manejo y mantención de sistemas de riego presurizado. Comisión Nacional de Riego. Universidad de Concepción. Facultad de Ingeniería Agrícola. Chillán. Chile.
- Metcalf & Eddy (1995). Ingeniería de aguas residuales: Redes de alcantarillado y bombeo. McGraw-Hill. Madrid. 461 p.
- OPS/CEPIS (2004). Tratamiento de agua para consumo humano: Plantas de Filtración Rápida. Manual I: Teoría. Tomo II. Lima. Recuperado de <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manualI/tomoI/filtrarap.html>
- OPS/CEPIS (2005). Guía para diseño de sistemas de tratamiento de Filtración en Múltiples Etapas. Lima. Recuperado de <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsatp/e/tecnoapro/documentos/agua/174esp-diseno-FiME.pdf>
- Patel, N.; Rajput, T. (2007). Effect of drip tape placement depth and irrigation level on yield of potato. *Agricultural Water Management*. Vol (88). pp. 209-223.
- Pizarro, F. (1996). Riegos localizados de alta frecuencia. RLAf. Goteo, microaspersión y exudación. Tercera Edición. Mundiprensa. Madrid. España.

- PROSAB, Programa de pesquisa em Saneamento Básico (1999). Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas. ABES: Río de Janeiro. 144 p.
- Puig-Bargués, J.; Arbat, G.; Barragán J.; Ramírez de Cartagena, F. (2005). Hydraulic performance of drip irrigation subunits using WWTP effluents. *Agricultural Water Management*. Vol (77). pp. 249-262.
- Qadir, M.; Sharma, B.R.; Bruggeman, A.; Choukr-Allah, R.; Karajeh, F. (2007). Non-conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries. *Agricultural Water Management* Vol. 87. pp. 2 - 22.
- Rowan, M. A. (2004). The utility of drip irrigation for the distribution of on-site wastewater effluent. Doctor of Philosophy Thesis. The Ohio State University. USA.
- Rojas W. y Leris L. (2001). Prevención y control de obstrucciones en equipos de riego tecnificado. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (Chile). Centro Regional de Investigación Intihuasi (La Sirena). Oficina Técnica Limari (Ovalle). Chile.
- Sánchez, L. D. (1996). Limpieza de la biomembrana en un filtro lento de arena y su efecto al inicio de la carrera de filtración. Universidad del Valle, CV-Cinara-PM Santiago de Cali. Colombia. p. 101.
- Sánchez, L. D., Latorre, J., Galvis, G. (1999). Comportamiento de la población de algas y protozoos después de la limpieza de la biomembrana en un filtro lento en arena y su efecto al inicio de la carrera de filtración. 20 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999, Rio de Janeiro. ABES. pp. 376-382.
- Sánchez, L. D., Sánchez, A., Galvis, G., Latorre, J. (2007). Filtración en Múltiples Etapas. Thematic Overview papers. 68 p.
- Sahin, U; Anapali, O; Figen, M; Sahin F. (2005). Biological treatment of clogged emitters in a drip irrigation system. *Journal of environmental management*. (Vol 76). pp. 338-341.
- Taylor, H. D.; Bastos, R. K. X.; Pearson, H. W.; Mara, D. D. (1995). Drip irrigation with waste stabilisation pond effluents: solving the problem of emitter fouling. *Wat. Sci. Tech* Vol. 31 No. 12 pp. 417-424.
- Urrutia, N. y Echeverri, A. (2008). Evaluación del reuso para agricultura del effluente de la PTAR-C. Una aproximación integral al sistema de distribución de agua residual para el sector cañero. Universidad del Valle. Santiago de Cali.
- Vargas, X., Hincapié, M., Latorre, J., Galvis, G., Fernández, J. (1999). Operación y mantenimiento de plantas de tratamiento por filtración en múltiples etapas: Manual para operadores. Cinara & UNESCO. Santiago de Cali. Universidad del Valle, 100 p.
- Visscher, J. T. & Galvis, G. (1987). La filtración lenta en arena retoma su papel

- en la potabilización del agua. En: Seminario Internacional sobre tecnología simplificada para potabilización del agua. Acodal. Agosto 17-21. 1987. Cali. 29 p.
- Visscher, J. T., Paramasivam, R., Raman, A., Heijnen, H. A. (1992). Filtración Lenta en Arena Tratamiento de Agua para Comunidades. Cinara & IRC. 163 p. Cali.
- Visscher, J. T. & Galvis, G. (1992). Slow sand filtration and essential component in many multibarrier water treatment systems. IRC, Cinara, Cali, Colombia.
- Von Westarp, S.; Chieng, S., Schreier, H. (2004). A comparison between low-cost drip irrigation, conventional drip irrigation, and hand watering in Nepal Agricultural Water Management. 64:143-160.
- Wegelin, M.; Galvis, G. & Latorre, J. (1998). La Filtración Gruesa en el Tratamiento de Agua de Fuentes Superficiales. Cali: SKAT. 100 p.
- URL1. Nobel, N. (2007). Practical answers technical information online. Micro-irrigation. Recuperado de http://practicacion.org/practicalanswers/product_info.php?cpatch=24_78&products_id56
- URL2. Te Velde, P. (2001). Low Cost gravity based drip irrigation research, Zimbabwe. Recuperado de http://www.wca-infonet.org/servlet/BinaryDownloaderServlet?Filename=1014033158902_DripIrrigation.Pdf&reFID=16435
- URL3. IDE-India (2009, 3 de junio). Affordable drip irrigation technology intervention, program ADITI. Recuperado de <http://www.ide-india.org/ide/drip.shtml>.
- URL4. Sadangi, A. (2005). Low cost drip irrigation as a poverty reduction tool. Recuperado de <http://www.gdnet.org/awards-Medals/2005>



Programa ditorial

Ciudad Universitaria, Meléndez
Cali, Colombia

Teléfonos: (+57) 2 321 2227
321 2100 ext. 7687

<http://programaeditorial.univalle.edu.co>
programa.editorial@correounivalle.edu.co

i S i g u e n o s !



programaeditorialunivalle