

REQUERIMIENTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO PARA EL MONITOREO EN
CONTINUO DE CALIDAD DE AGUAS EN HIDROSISTEMAS URBANOS



Presentado por:

MARIA ISABEL RIVERO LÓPEZ

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL
BOGOTÁ D.C.
JUNIO DE 2012

REQUERIMIENTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO PARA EL MONITOREO EN
CONTINUO DE CALIDAD DE AGUAS EN HIDROSISTEMAS URBANOS



Presentado por:

MARIA ISABEL RIVERO LÓPEZ

TRABAJO DE GRADO PRESENTADO COMO REQUISITO PARA OPTAR POR EL TITULO DE
INGENIERA CIVIL

DIRECTOR DE TRABAJO DE GRADO:

ING. ANDRÉS TORRES ABELLO

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

FACULTAD DE INGENIERÍA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

BOGOTÁ D.C.

JUNIO DE 2012

REGLAMENTO DE LA PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

Art. 23 de la resolución No. 13 del 6 de Julio de 1964

“La Universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por sus alumnos en sus trabajos de tesis. Solo velará porque no se publique nada contrario al dogma y la moral católica y porque las tesis no contengan ataques o polémicas puramente personales; ante-s bien, se ve en ellas el anhelo de buscar la verdad y la justicia”.

AGRADECIMIENTOS

Ing. Andrés Torres.

Por su tiempo, su dedicación y principalmente por haberse convertido en mi mentor durante todo el proceso.

A mi Madre.

Por tomarme de la mano y no soltarme durante este camino recorrido.

A mi Padre.

Por su apoyo y ayuda incondicional cuando más lo necesité.

A mis hermanos.

Por motivarme a perseguir mis sueños como ellos lo hicieron.

A mi familia y amigos.

Por todas las palabras de aliento que recibí en momentos difíciles.

Otros.

A Alejandra Ruiz, David Zamora, Carlos Quitiáquez, Jorge Sánchez, Jonathan Romero y profesores del departamento por su tiempo y colaboración en el desarrollo del proyecto

La información utilizada en estos análisis, respecto a la PTAR Salitre y la Estación Elevadora Gibraltar, fue obtenida dentro de los Convenios de investigación y desarrollo No. 9-07-26100-1060-2008 No. 9-07-25100-0763-2010 respectivamente, celebrados entre la Empresa de Acueducto de Bogotá (EAAB) y la Pontificia Universidad Javeriana.

CONTENIDO

| | |
|--|----|
| Capítulo 1 | 18 |
| INTRODUCCIÓN..... | 18 |
| Capítulo 2 | 21 |
| MARCO TEÓRICO..... | 21 |
| 2.1 Calidad del agua..... | 21 |
| 2.2 Mediciones en Continuo | 22 |
| 2.2.1 Turbidimetría..... | 22 |
| 2.2.2 Espectrometría UV-Vis | 25 |
| 2.3 Herramientas Matemáticas..... | 31 |
| 2.3.1 Incertidumbre experimental | 31 |
| 2.3.2 Distribución <i>t-Student</i> | 33 |
| 2.3.3 Análisis Multivariado | 34 |
| 2.3.3.1 Análisis de Componentes Principales (PCA)..... | 34 |
| 2.3.3.2 Análisis de <i>Clusters</i> | 35 |
| 2.3.4 Detección de <i>Outliers</i> | 36 |
| 2.3.5 Análisis de Varianzas (ANOVA)..... | 37 |
| 2.3.6 Prueba estadística <i>Kruskal-Wallis</i> | 38 |
| 2.3.7 Prueba estadística de <i>Bartlett</i> | 39 |
| 2.4 Sistemas de alerta | 40 |
| Capítulo 3 | 42 |
| MATERIALES Y MÉTODOS..... | 42 |
| 3.1 Características de los instrumentos de medición | 42 |
| 3.1.1 Turbidímetro Viso Turb 700 IQ-WTW..... | 42 |
| 3.1.2 Espectrómetro UV-Vis Spectro::Lyser-S::CAN | 44 |
| 3.1.3 Familiarización con los sensores..... | 49 |
| 3.2 Puntos Experimentales..... | 50 |
| 3.2.1 Río Arzobispo..... | 51 |

| | | |
|-----------------------------|--|-----|
| 3.2.2 | Canal de la Pontificia Universidad Javeriana..... | 55 |
| 3.2.3 | Estación Elevadora de Gibraltar | 59 |
| 3.2.4 | Planta de Tratamiento de Aguas Residuales EL SALITRE..... | 60 |
| 3.3 | Carcterizacion de Hidrosistemas | 62 |
| 3.3.1 | Caracterización Canal Pontificia Universidad Javeriana | 63 |
| 3.3.2 | Caracterización Río Arzobispo | 64 |
| 3.3.3 | Caracterización Estación Elevadora de Gibraltar..... | 65 |
| 3.3.4 | Caracterización PTAR Salitre | 66 |
| 3.4 | Montaje experimental | 67 |
| 3.4.1 | Procedimiento para Determinar Condiciones de implementación | 70 |
| 3.4.2 | Procedimiento para Determinar Condiciones de Operación y Mantenimiento.. | 72 |
| 3.5 | Herramientas Computacionales | 73 |
| 3.5.1 | R – Project | 73 |
| Capítulo 4 | | 92 |
| RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | | 92 |
| 4.1 | TURBIDÍMETRO..... | 92 |
| 4.1.1 | Implementación | 92 |
| 4.1.1.1 | Ángulos..... | 92 |
| 4.1.1.1.1 | Análisis de varianza (Kruskal-Wallis)..... | 92 |
| 4.1.1.1.2 | Recomendaciones de ángulos | 95 |
| 4.1.1.2 | Profundidades..... | 96 |
| 4.1.1.2.1 | Análisis de varianza (Kruskal-Wallis)..... | 96 |
| 4.1.1.2.2 | Recomendaciones de profundidades | 99 |
| 4.1.2 | Operación | 102 |
| 4.1.2.1 | Intervalo de medición..... | 103 |
| 4.1.2.2 | Evolución temporal de la precisión..... | 105 |
| 4.1.2.3 | Sistema de alerta | 109 |
| 4.1.2.3.1 | Sistema de alerta de limpieza automática..... | 109 |
| 4.1.2.3.2 | Sistema de alerta de mantenimiento | 114 |
| 4.2 | Espectrómetro UV-Vis..... | 121 |
| 4.2.1 | Implementación | 121 |

| | | |
|-----------------|---|-----|
| 4.2.1.1 | Ángulos..... | 121 |
| 4.2.1.1.1 | Análisis de componentes principales (PCA) | 121 |
| 4.2.1.1.2 | Análisis de varianza (Kruskal-Wallis)..... | 126 |
| 4.2.1.1.3 | Recomendaciones de ángulos | 129 |
| 4.2.1.2 | Profundidades..... | 131 |
| 4.2.1.2.1 | Análisis de componentes principales (PCA) | 131 |
| 4.2.1.2.2 | Análisis de varianza (Kruskal-Wallis)..... | 136 |
| 4.2.1.3 | Recomendaciones de profundidad | 139 |
| 4.2.2 | Operación | 141 |
| 4.2.2.1 | Intervalo de medición..... | 142 |
| 4.2.2.2 | Evolución temporal de la precisión..... | 144 |
| 4.2.2.3 | Limpiezas automáticas..... | 148 |
| 4.2.2.3.1 | <i>Outliers</i> | 149 |
| 4.2.2.3.2 | <i>Clusters</i> | 152 |
| 4.2.2.4 | Sistemas de alerta..... | 154 |
| Capítulo 5 | | 160 |
| CONCLUSIONES | | 160 |
| Capítulo 6 | | 162 |
| RECOMENDACIONES | | 162 |
| Capítulo 7 | | 164 |
| BIBLIOGRAFÍA | | 164 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 2.1 Instalación de sistema de medición en continuo con turbidímetro WTW Visolid 700-IQ en río Galabre, Francia (Navratil <i>et al.</i> , 2011). Modificado por Autor. | 24 |
| Figura 2.2 Instalaciones del turbidímetro en el Río Arzobispo, Bogotá (Alvarado, 2011) | 25 |
| Figura 2.3 Monitoreo <i>online de DQO (CODeq)</i> durante 1 día (Fleischmann <i>et al.</i> , 2001). | 27 |
| Figura 2.4. Vista frontal de la instalación del equipo de medición con forma de bote flotante (Lorenz <i>et al.</i> , 2002). | 28 |
| Figura 2.5 Instalaciones en Vienna (Austria) para agua residual, agua potable y río Danubio. (van den Broeke <i>et al.</i> , 2007; 2008). | 29 |
| Figura 2.6. Instalaciones en Graz, Austria (Gruber <i>et al.</i> , 2006). | 29 |
| Figura 2.7 Instalación espectrómetro UV-Vis en alcantarillado de Linz, Austria (Hochedlinger <i>et al.</i> , 2006). 30 | |
| Figura 3.1 Turbidímetro Viso turb 700 IQ WTW (WTW on-line, 2010). | 42 |
| Figura 3.2 Condiciones de operación del VisoTurb 700 (WTW on-line, 2011). | 43 |
| Figura 3.3. Espectro Electromagnético – Frecuencia y longitud de onda (Fuente: | 44 |
| Figura 3.4. Ley de absorción Bouguer-Lambert-Beer (Absorbancia) (Fuente: http://fisicavirtual11.blogspot.com/p/espectro-elctromagnetico.html) | 45 |
| Figura 3.5 Parámetros derivados de las mediciones del espectrómetro UV-Vis Fuente: http://www.s-can.at/index.php?id=5). | 46 |
| Figura 3.6 Dimensiones Sonda (s::can, 2007). | 46 |
| Figura 3.7. Partes de la Sonda (s::can, 2007). | 47 |
| Figura 3.8 Sección de Medición (s::can, 2007). | 47 |
| Figura 3.9 Espectros – Pruebas de la sonda, Prueba 1: Gaseosa Clara, Prueba 2: Gaseosa Oscura. | 49 |
| Figura 3.10 Espectros – Pruebas de la sonda, Prueba 3: Agua Potable del Grifo, Prueba 4: Agua Potable Embotellada, Prueba 5: Dilución de Gaseosa Oscura, Prueba 6: Dilución de Café (Fuente: Autor 2011). | 50 |
| Figura 3.11. Río Arzobispo-Tramo en Estudio (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2011). | 51 |
| Figura 3.12 Box Culverts – Inicio Canal del Río Arzobispo en la Av. 39 (Autor, 2011). | 52 |
| Figura 3.13. Río Arzobispo bajo el puente en concreto (Autor, 2011). | 52 |
| Figura 3.14 Río Arzobispo - Puente peatonal de madera (Autor, 2011). | 53 |

| | |
|---|----|
| Figura 3.15 Río Arzobispo - Entre carrera 7ª y Carrera 13. (Autor, 2011). | 53 |
| Figura 3.16 Río Arzobispo – A la Altura de la Circunvalar (Autor, 2011)..... | 55 |
| Figura 3.17 Recorrido-Punto de Muestreo Río Arzobispo al Montaje Experimental (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2011). | 55 |
| Figura 3.18 Canal PUJ – Tramo en estudio (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2011). | 56 |
| Figura 3.19 Canal PUJ – Inicio dentro del Campus PUJ (Autor, 2011). | 56 |
| Figura 3.20 Canal PUJ – Vertimientos (Autor, 2011). | 57 |
| Figura 3.21 Canal PUJ – Acceso a las canchas múltiples (Autor, 2011). | 57 |
| Figura 3.22 Canal PUJ – Salida del Campus PUJ. (Autor, 2011). | 58 |
| Figura 3.23 Recorrido - Punto de Muestreo Canal PUJ al Montaje (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2011)..... | 59 |
| Figura 3.24 Estación elevadora de Gibraltar vista en planta (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2012). | 59 |
| Figura 3.25 Estación Elevadora de Gibraltar – Posibles puntos de muestreo. (Autor, 2011). | 60 |
| Figura 3.26 Estación Elevadora de Gibraltar – Acceso desde el Portal de las Américas (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2010). | 60 |
| Figura 3.27 Planta de tratamiento de aguas residuales El Salitre – Acceso desde calle 80 (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2012). | 61 |
| Figura 3.28 PTAR Salitre – Vista en planta de punto de muestreo (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2012)..... | 61 |
| Figura 3.29 Bocatoma efluente Planta de tratamiento de aguas residuales El Salitre (Autor, 2011). | 62 |
| Figura 3.30 Concentraciones de contaminantes – Canal Javeriana..... | 64 |
| Figura 3.31 Concentraciones de contaminantes – río Arzobispo..... | 65 |
| Figura 3.32 Concentraciones de contaminantes – estación Gibraltar. | 66 |
| Figura 3.33 Concentraciones de contaminantes – PTAR Salitre. | 67 |
| Figura 3.34 Diseño Montaje Experimental-Vista frontal (Autor, 2011). | 68 |
| Figura 3.35 Diseño Montaje Experimental-Vista en planta (Autor, 2011). | 68 |
| Figura 3.36. Montaje experimental- Laboratorio de Hidráulica PUJ (izquierda) - PTAR Salitre (derecha) (Autor, 2011)..... | 69 |

| | |
|--|-----|
| Figura 3.37 Procedimiento de implementación – Profundidad turbidímetro (izquierda) y espectrómetro UV-Vis (derecha) (Autor, 2011). | 71 |
| Figura 3.38 Procedimiento de implementación – Ángulos para el turbidímetro (Izquierda) - Ángulos para el espectrómetro UV-Vis (derecha) (Autor, 2011). | 72 |
| Figura 3.39 Algoritmo de programa PCA (Autor, 2012). | 77 |
| Figura 3.40 Algoritmo programa ANOVA (Autor, 2012) | 78 |
| Figura 3.41 Algoritmo programa posiciones turbidímetro (Autor, 2012). | 80 |
| Figura 3.42 Algoritmo del programa de posiciones para el espectrómetro UV-Vis. | 85 |
| Figura 3.43 Algoritmo de la evolución de la precisión. | 86 |
| Figura 3.44 Algoritmo de limpieza del espectrómetro UV-Vis por detección de <i>outliers</i> . | 89 |
| Figura 3.45 Algoritmo del programa de sistema de alerta. | 91 |
| Figura 4.1 Porcentaje de varianza explicada en los resultados de turbiedad (EA: errores aleatorios). | 93 |
| Figura 4.2 Valores de turbiedad por cada hidrosistema (ARZ: Río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: Canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre). | 93 |
| Figura 4.3 Relación entre ángulos medidos y Turbiedad para los resultados de ángulos. | 94 |
| Figura 4.4 Porcentaje de varianza explicada en los resultados de turbiedad (EA: errores aleatorios). | 97 |
| Figura 4.5 Relación entre Hidrosistema y turbiedad para los resultados de profundidades - turbidímetro... | 97 |
| Figura 4.6 Relación entre ángulos medidos y Turbiedad para los resultados de profundidades - turbidímetro. | 98 |
| Figura 4.7 Representatividad de cada profundidad analizada – Canal Javeriana | 100 |
| Figura 4.8 Representatividad de cada profundidad analizada – Río Arzobispo. | 101 |
| Figura 4.9 Representatividad de cada profundidad analizada – Estación Gibraltar. | 101 |
| Figura 4.10 Representatividad de cada profundidad analizada – PTAR Salitre. | 102 |
| Figura 4.11 Error asociado a intervalo de medición por medio de un turbidímetro en Canal Javeriana (Izq.) y Río Arzobispo (Der.) | 103 |
| Figura 4.12 Error asociado a intervalo de medición por medio de un turbidímetro en estación Gibraltar (Izq.) y PTAR Salitre (Der.) | 104 |
| Figura 4.13 Relación entre concentraciones de hidrosistemas (Izq.) e intervalo de medición recomendado (Der.) para PUJ: Canal Javeriana, ARZ: río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar y SALT: PTAR Salitre. | 104 |

| | |
|---|-----|
| Figura 4.14 Porcentaje de diferencias a través del tiempo para Canal Javeriana (izq.) y río Arzobispo (der.) entre los registros obtenidos mediante el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado. | 105 |
| Figura 4.15 Porcentaje de diferencias a través del tiempo para estación Gibraltar entre los registros obtenidos mediante el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado. | 106 |
| Figura 4.16 Porcentaje de diferencias a través del tiempo para PTAR Salitre 01 (der.) y PTAR Salitre 02 (izq.) entre los registros obtenidos mediante el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado. | 106 |
| Figura 4.17 Correlación lineal entre el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado (Turb1) para Canal Javeriana (der.) y río Arzobispo (izq.). | 107 |
| Figura 4.18 Correlación lineal entre el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado (Turb1) para estación Gibraltar. | 107 |
| Figura 4.19 Correlación lineal entre el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado (Turb1) para PTAR Salitre 01 (der.) y PTAR Salitre 02 (izq.). | 108 |
| Figura 4.20 Tiempo de inicio de limpieza recomendados para PUJ: Canal Javeriana, ARZ: río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, SALT1: PTAR Salitre01 y SALT2: PTAR Salitre02. | 108 |
| Figura 4.21 Relación entre dy_2/dt y porcentaje de aciertos para canal Javeriana (Izq.) y río Arzobispo (Der.). | 109 |
| Figura 4.22 Relación entre dy_2/dt y porcentaje de aciertos para Estación Gibraltar (Izq.) y PTAR Salitre 01 (Der.)..... | 110 |
| Figura 4.23 Relación entre dy_2/dt y porcentaje de aciertos para PTAR Salitre 02. | 110 |
| Figura 4.24 Alertas de limpieza automática enviadas para canal Javeriana. | 111 |
| Figura 4.25 Alertas de limpieza enviadas para río Arzobispo. | 111 |
| Figura 4.26 Alertas de limpieza enviadas para estación Gibraltar. | 112 |
| Figura 4.27 Alertas de limpieza enviadas para PTAR Salitre 01. | 112 |
| Figura 4.28 Alertas de limpieza enviadas para PTAR Salitre 02. | 113 |
| Figura 4.29 Relación entre envío de primeras alertas y concentración. | 113 |
| Figura 4.30 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 30 minutos (Izq.) y 1 hora (Der.) – canal Javeriana. | 114 |
| Figura 4.31 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 2 horas (Izq.) y 4 horas (Der.) – canal Javeriana. | 114 |
| Figura 4.32 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 30 minutos (Izq.) y 1 hora (Der.) – río Arzobispo. | 115 |

| | |
|---|-----|
| Figura 4.33 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 4 horas – río Arzobispo..... | 115 |
| Figura 4.34 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 30 minutos (Izq.) y 1 hora (Der.) – estación Gibraltar. | 116 |
| Figura 4.35 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 2 horas (Izq.) y 4 horas (Der.) – estación Gibraltar. | 116 |
| Figura 4.36 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 6 horas – estación Gibraltar. | 116 |
| Figura 4.37 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 30 minutos (Izq.) y 1 hora (Der.) – PTAR Salitre. | 117 |
| Figura 4.38 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 2 horas (Izq.) y 4 horas (Der.) – PTAR Salitre. | 117 |
| Figura 4.39 Sistema de alerta de mantenimiento para canal Javeriana. | 118 |
| Figura 4.40 Sistema de alerta de mantenimiento para río Arzobispo..... | 118 |
| Figura 4.41 Sistema de alerta de mantenimiento para estación Gibraltar. | 119 |
| Figura 4.42 Sistema de alerta de mantenimiento para PTAR Salitre. | 119 |
| Figura 4.43 Relación entre concentraciones de hidrosistemas y alertas iniciales de mantenimiento. | 120 |
| Figura 4.44 Porcentaje de variación por componentes si los individuos son variables – Ángulos. | 122 |
| Figura 4.45 Influencia de los componentes principales en las absorbancias cuando se consideran los individuos como variables – Ángulos. | 122 |
| Figura 4.46 Influencia de los componentes principales en los hidrosistemas cuando los individuos son variables – Ángulos. | 123 |
| Figura 4.47 Incidencia del componente 1 y componente 2 para cada hidrosistema (PUJ: canal Javeriana, ARZ: río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar y SALT: PTAR Salitre) – Ángulos..... | 123 |
| Figura 4.48 Porcentaje de variación por componentes si los individuos son sitios – Ángulos..... | 124 |
| Figura 4.49 Incidencia de componentes principales en los espectros, los hidrosistemas y el ángulo si los individuos son sitios – Ángulo. | 124 |
| Figura 4.50 Incidencia del componente 1 y componente 2 para cada hidrosistema – Ángulos. | 125 |
| Figura 4.51 Incidencia de componentes en todos los espectros – Ángulos. | 126 |
| Figura 4.52 Incidencia del componente 1 y componente 2 para cada hidrosistema – Ángulos. | 126 |

| | |
|--|-----|
| Figura 4.53 Porcentaje de varianza explicada en los resultados del espectrómetro UV-Vis (EA: errores aleatorios)..... | 127 |
| Figura 4.54 Relación entre Hidrosistema y distancia euclidiana de espectros para los resultados de ángulos (ARZ: río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre). | 127 |
| Figura 4.55 Relación entre ángulo y distancia euclidiana de espectros para los resultados de ángulos. | 128 |
| Figura 4.56 Porcentaje de variación por componentes si los individuos son variables – Ángulos. | 132 |
| Figura 4.57 Incidencia de componentes principales en absorbancias e hidrosistemas – Profundidad. | 132 |
| Figura 4.58 Incidencia del componente 1 (Izq.) y componente 2 (Der.) para cada hidrosistema – Profundidad. | 133 |
| Figura 4.59 Incidencia de componentes en hidrosistemas (Izq.), absorbancias y profundidad (Der.). | 134 |
| Figura 4.60 Incidencia del componente 1 (Izq.) y componente 2 (Der.) para cada longitud de onda – Profundidad..... | 134 |
| Figura 4.61 Incidencia de componentes en espectros (Izq.) y absorbancias (Der.)..... | 135 |
| Figura 4.62 Incidencia del componente 1 (Izq.) y componente 2 (Der.) para cada longitud de onda en el análisis de todos los espectros– Profundidad. | 135 |
| Figura 4.63 Porcentaje de varianza explicada en los resultados de distancias euclidianas de espectros de absorbancia (EA: errores aleatorios)..... | 136 |
| Figura 4.64 Relación entre Hidrosistema y turbiedad para los resultados de profundidades – espectrómetro UV-Vis (ARZ: río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre). | 137 |
| Figura 4.65 Relación entre ángulos medidos y distancias euclidianas para los resultados de profundidades – espectrómetro UV-Vis. | 137 |
| Figura 4.66 Representatividad asociada al porcentaje de profundidad – Canal Javeriana..... | 139 |
| Figura 4.67 Representatividad asociada al porcentaje de profundidad – Río Arzobispo..... | 140 |
| Figura 4.68 Representatividad asociada al porcentaje de profundidad – Estación Gibraltar..... | 140 |
| Figura 4.69 Representatividad de cada profundidad analizada – PTAR Salitre. | 141 |
| Figura 4.70 Intervalos máximos de medición por absorbancia – canal Javeriana. | 142 |
| Figura 4.71 Intervalos máximos de medición por absorbancia – río Arzobispo. | 142 |
| Figura 4.72 Intervalos máximos de medición por absorbancia – estación Gibraltar. | 143 |
| Figura 4.73 Intervalos máximos de medición por absorbancia – PTAR Salitre. | 143 |

| | |
|---|-----|
| Figura 4.74 Relación entre las concentraciones de los hidrosistemas (Der.) y los intervalos de medición recomendados para cada zona del espectro. | 144 |
| Figura 4.75 Desplazamiento de serie de absorbancias de Canal Javeriana. | 145 |
| Figura 4.76 Porcentaje de diferencias a través del tiempo para canal Javeriana (Izq.) y río Arzobispo (Der.). | 146 |
| Figura 4.77 Porcentaje de diferencias a través del tiempo para estación Gibraltar (Izq.) y PTAR Salitre 01 (Der.)..... | 146 |
| Figura 4.78 Correlación lineal entre el turbidímetro testigo (Turb.Ref.) y la absorbancia 450 nm para Canal Javeriana (der.) y río Arzobispo (izq.). | 147 |
| Figura 4.79 Correlación lineal entre el turbidímetro testigo (Turb.Ref.) y la absorbancia 450 nm para estación Gibraltar (der.) y PTAR Salitre (izq.). | 147 |
| Figura 4.80 Relación entre la concentración de los hidrosistemas y los tiempo de limpieza recomendados. | 148 |
| Figura 4.81 Concentraciones de los hidrosistemas analizados al desarrollar la prueba de limpiezas automáticas..... | 149 |
| Figura 4.82 <i>outliers</i> detectados para limpieza de 2 minutos con aire en PTAR Salitre – Método de detección <i>outliers</i> | 150 |
| Figura 4.83 <i>Outliers</i> detectados para limpieza de 10 minutos con agua en PTAR Salitre – Método de <i>clusters</i> | 152 |
| Figura 4.84 Valores de dy_2/dt para absorbancias de canal Javeriana (Izq.) y rio Arzobispo (Der.). | 154 |
| Figura 4.85 Valores de dy_2/dt para absorbancias de estación Gibraltar (Izq.) y PTAR Salitre (Der.). | 155 |
| Figura 4.86 Sistema de alerta de limpieza para zona ultravioleta - canal Javeriana. | 155 |
| Figura 4.87 Sistema de alerta de limpieza para zona visible – canal Javeriana..... | 156 |
| Figura 4.88 Sistema de alerta de limpieza para zona ultravioleta – río Arzobispo. | 156 |
| Figura 4.89 Sistema de alerta de limpieza para zona visible – río Arzobispo. | 157 |
| Figura 4.90 Sistema de alerta de limpieza para zona ultravioleta – estación Gibraltar. | 157 |
| Figura 4.91 Sistema de alerta de limpieza para zona visible – estación Gibraltar. | 158 |
| Figura 4.92 Sistema de alerta de limpieza para zona ultravioleta – PTAR Salitre. | 158 |
| Figura 4.93 Sistema de alerta de limpieza para zona visible – PTAR Salitre. | 159 |
| Figura 4.94 Relación entre concentración de hidrosistemas y alertas iniciales de limpieza. | 159 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 2.1 Longitudes de Onda asociadas a concentraciones de contaminantes..... | 26 |
| Tabla 2.2 Periodos recomendados de medición para la detección de contaminantes en diferentes cuerpos hídricos utilizando espectrometría UV-Vis <i>in situ</i> (Ruiz <i>et al.</i> , 2011). | 30 |
| Tabla 3.1 Especificaciones Técnicas de la Sonda Multiparamétrica Spectro::lyser (s::can, 2007). | 48 |
| Tabla 3.2 Análisis de diferentes secciones del Canal del Río Arzobispo. | 54 |
| Tabla 3.3 Análisis de diferentes secciones del Canal de la Pontificia Universidad Javeriana. | 58 |
| Tabla 3.4 Resultados de la caracterización del Canal Pontificia Universidad Javeriana. | 63 |
| Tabla 3.5 Resultados de la caracterización del Canal Rio Arzobispo. | 64 |
| Tabla 3.6 Resultados de la caracterización de la Estación elevadora de Gibraltar. | 66 |
| Tabla 3.7 Resultados de la caracterización de la Estación elevadora de Gibraltar. | 67 |
| Tabla 3.8 Variación de ángulos para la prueba de implementación de los sensores. | 71 |
| Tabla 3.9 Duración de pruebas de autolimpieza del espectrómetro UV-Vis (Autor, 2011)..... | 73 |
| Tabla 3.10 Funciones utilizados en la elaboración del algoritmo de PCA. | 76 |
| Tabla 3.11 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de ANOVA..... | 79 |
| Tabla 3.12 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de posiciones turbidímetro. | 81 |
| Tabla 3.13 Aplicación prueba de similitud a posibles casos de configuración del espectro. | 83 |
| Tabla 3.14 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de posiciones turbidímetro. | 84 |
| Tabla 3.15 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de evaluación de la precisión. | 87 |
| Tabla 3.16 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de limpieza automática del espectrómetro UV-Vis. | 88 |
| Tabla 3.17 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de sistemas de alerta para ambos sensores. | 91 |
| Tabla 4.1 Resultados de prueba de significancia para hidrosistemas (ARZ: Rio Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: Canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre)-Ángulos. | 94 |
| Tabla 4.2 Resultados de prueba de significancia para ángulos. | 95 |
| Tabla 4.3 Ángulos recomendados para cada hidrosistema analizado. | 96 |

| | |
|--|-----|
| Tabla 4.4 Resultados de prueba de significancia para hidrosistemas (ARZ: Rio Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: Canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre)-Profundidades. | 98 |
| Tabla 4.5 Resultados de prueba de significancia para profundidades. | 99 |
| Tabla 4.6 Porcentaje de profundidades recomendados para hidrosistemas analizados..... | 102 |
| Tabla 4.7 Resultados de prueba de significancia para hidrosistemas (ARZ: Rio Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: Canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre)-Ángulos. | 128 |
| Tabla 4.8 Resultados de prueba de significancia para ángulos. | 129 |
| Tabla 4.9 Porcentajes de similitud y cercanía para cada ángulo por cada hidrosistema..... | 130 |
| Tabla 4.10 Resultados ángulos máximos de implementación del espectrómetro UV-Vis por hidrosistema. | 131 |
| Tabla 4.11 Resultados de prueba de significancia para hidrosistemas (ARZ: Rio Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: Canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre)-Profundidades. | 137 |
| Tabla 4.12 Resultados de prueba de significancia para profundidades – espectrómetro UV-Vis. | 138 |
| Tabla 4.13 Porcentaje de profundidades recomendados para hidrosistemas analizados. | 141 |
| Tabla 4.14 Confianza asociada al intervalo de limpiezas con agua para cada hidrosistema – Método <i>outlier</i> | 151 |
| Tabla 4.15 Confianza asociada al intervalo de limpiezas con aire para cada hidrosistema – Método <i>outlier</i> | 151 |
| Tabla 4.16 Confianza asociada al intervalo de limpiezas con agua para cada hidrosistema – Método <i>clusters</i> | 153 |
| Tabla 4.17 Confianza asociada al intervalo de limpiezas con aire para cada hidrosistema – Método <i>clusters</i> | 154 |

ÍNDICE DE ECUACIONES

| | |
|---|----|
| Ecuación 2.1 Cálculo de Incertidumbre estándar paso 1 | 31 |
| Ecuación 2.2 Cálculo de Incertidumbre paso 2 | 32 |
| Ecuación 2.3 Cálculo de Incertidumbre estándar paso 3. | 32 |
| Ecuación 2.4 Cálculo de Incertidumbre estándar paso 4 | 32 |
| Ecuación 2.5 Ley de propagación de la incertidumbre para variables de entrada correlacionadas. | 33 |
| Ecuación 2.6 Intervalos de confianza <i>t-Student</i> | 33 |
| Ecuación 2.7 Cálculo del factor t en distribución <i>t-Student</i> | 34 |
| Ecuación 2.8 Cálculo de la desviación estándar de dos series de datos..... | 34 |
| Ecuación 2.9 Representación matricial del componente principal. | 35 |
| Ecuación 2.10 Desglose de la representación matricial para una componente principal..... | 35 |
| Ecuación 2.11 Cálculo de distancia Euclidiana generalizada..... | 36 |
| Ecuación 2.12 Intervalo de observación de <i>outlier</i> | 36 |
| Ecuación 2.13 Definición de <i>outlier</i> | 36 |
| Ecuación 2.14 Definición de variable F (Fisher) | 37 |
| Ecuación 2.15 Definición de varianza entre grupos. | 37 |
| Ecuación 2.16 Definición de varianza dentro de los grupos..... | 38 |
| Ecuación 2.17 Definición de grados de libertad para variable F (Fisher). | 38 |
| Ecuación 2.18 Prueba estadística <i>Kruskal-Wallis</i> | 39 |
| Ecuación 2.19 Prueba estadística <i>Kruskal-Wallis</i> equivalente. | 39 |
| Ecuación 2.20 Prueba estadística Bartlett..... | 40 |

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

El proceso de urbanización continúa en la mayoría de los países del mundo. Colombia en particular ha conocido un gran crecimiento urbano durante todo el siglo 20, pasando de tener una población urbana del 59 % sobre la población total (14 millones de habitantes) en 1973 (Murad Rivera, 2003) a una población urbana del 75 % sobre la población total (34 millones de habitantes) en 2010 (DANE, 2005). Para el año 2050, se prevé que, al igual que la gran mayoría de los países en el continente americano, más del 81 % de la población total en Colombia esté concentrada en las ciudades (United Nations Population Division, 2008). Dicho crecimiento, generalmente incontrolado y con brechas en la planeación, genera que la red hidrográfica relacionada con las principales ciudades en nuestro país esté sometida a flujos y cargas contaminantes cada vez más nocivos.

En las redes de alcantarillados combinados se hacen evidentes que estos contaminantes son sustanciales contribuyentes a las emisiones totales de los cuerpos de agua. Las cargas de contaminación producidas no se deben únicamente a la escorrentía superficial y al caudal en tiempo seco sino también a la recuperación de la movilidad de los depósitos de alcantarillado durante los eventos de lluvia. Los depósitos resuspendidos causan la mayoría de la contaminación pero los procesos que lideran la resuspensión y la formación de sedimentos en alcantarillados son altamente complejos y sólo pueden ser descritos con precisión limitada por medio de modelos determinísticos (Gruber *et al.*, 2005).

Hasta hace relativamente poco tiempo, la calidad de las aguas era estimada exclusivamente a partir de análisis de laboratorio efectuados sobre muestras puntuales recolectadas *in situ*. Los análisis de laboratorio se efectúan para medir parámetros de calidad de acuerdo con métodos reconocidos estándar (Rodier, 1996; Greenberg *et al.*, 1999). La práctica clásica de muestreo puntual en campo acoplado con análisis estándar en laboratorio para determinar parámetros de calidad de aguas presenta varios inconvenientes: transporte de las muestras del lugar de recolección al laboratorio, almacenamiento y conservación de las muestras, plazos prolongados para la obtención de resultados, baja representatividad espacio-temporal de los resultados (Winkler *et al.*, 2008). Como medida paliativa de estos inconvenientes, se han desarrollado en los últimos años métodos de monitoreo en continuo de la calidad del agua. Su objetivo es realizar un seguimiento en tiempo real de los contaminantes en el agua que puedan afectar la salud humana y las condiciones de vida. Estos métodos se han utilizado no solamente para el control de la calidad de aguas en ríos o lagos sino también para un control de los vertimientos de fábricas y demás establecimientos que eventualmente llegan a ríos con el fin de verificar que las descargas de aguas residuales que realizan dichos establecimientos cumplan con los límites de contaminación impuestos por las normas (Global Environment Centre Foundation, 1997).

Uno de los métodos de medición en continuo es la turbidimetría *in situ*. Éste es un método para la determinación de la concentración de sustancias en una solución. Existen muchos tipos de turbidímetros los cuales funcionan según el principio de medición de turbiedad nefelométrica. El sistema óptico incluye un emisor de luz el cual puede ser una lámpara con filamento de tungsteno, un detector a 90 ° para controlar la luz dispersada y un detector de luz transmitida (HATCH, 2007). Los turbidímetros han sido utilizados en sistemas de alcantarillado combinado en diversas partes como Nates, Francia donde se monitoreó la turbiedad junto con conductividad y caudal hidráulico durante un año seguido sin interrupción con un intervalo de medición de un minuto (Lacour *et al.*, 2009). De igual forma se instaló el sensor en redes de alcantarillado de Paris, Francia con un intervalo de medición de dos minutos concluyendo que valores de turbiedad en continuo sirven para evaluar de forma confiable concentraciones de SST (Bertrand-Krajewski, 2004). Así mismo ha sido implementado en ríos como el Galabre en Francia intervalos de medición de un minuto a una posición de 30º y a 20 cm del fondo del rio (Navratil *et al.*, 2011) y el río Tame con intervalos de medición de 15 minutos y mantenimiento semanal (Lawler *et al.*, 2006). Por último, en Colombia se ha implementado el turbidímetro en la efluente de PTAR Salitre de Bogotá concluyendo como intervalo máximo recomendable de toma de datos de 219 minutos para turbiedad (Ruiz *et al.*, 2011).

Más recientemente se han desarrollado los espectrómetros UV-Vis. Éstas son sondas de aproximadamente 60 cm de longitud y 44 mm de diámetro. Registran la atenuación de la luz (absorbancia), cuya fuente luminosa corresponde a una lámpara de Xenón, en un rango de longitudes de onda comprendido entre 200 nm y 750 nm y es capaz de proporcionar los resultados en tiempo real. La medición se realiza directamente *in situ* sin necesidad de muestreo o de tratamiento previo de muestras y por lo tanto los errores asociados al muestreo, el transporte, la conservación, la dilución, etc. se consideran mucho menores que aquellos asociados a los ensayos normalizados de laboratorio. Una medición individual utilizando esta tecnología toma de 15 segundos como mínimo. El instrumento está equipado de un sistema de autolimpieza usando aire comprimido o agua a presión. El procedimiento de medición es enteramente controlado por un sistema electrónico incluido dentro del sistema tubular de 44 mm. La apertura de la ventana de medición varía de 2 a 100 mm según el tipo de aplicación, y en particular la naturaleza del agua que se quiera monitorear. Usualmente, una apertura de ventana de 5 mm se usa para las aplicaciones que impliquen aguas residuales (Langergraber *et al.*, 2003; Langergraber *et al.*, 2004; Hochedlinger *et al.*, 2005; Gruber *et al.*, 2006). Una de las principales ventajas de este tipo de captos es que un número importante de parámetros (SST, DQO y nitratos) puede ser monitoreado en continuo utilizando un sólo instrumento de medición.

Debido a la poca experiencia que existe en la operación de turbidímetros y espectrómetros UV-Vis utilizables *in situ* para el monitoreo de la calidad del agua en hidrosistemas de saneamiento urbano, hoy en día siguen existiendo preguntas acerca de las prácticas de operación y

mantenimiento asociadas. Por ejemplo la instalación del captor es considerado como parte de la metodología de la medición, debido a que es de suma importancia que el sensor sea localizado en un punto representativo de muestra bajo todas las condiciones que puedan ocurrir en el lugar de la medición. Sin embargo, aún no se han desarrollado, excepto de manera preliminar, métodos ni protocolos específicos que respondan a los requerimientos operacionales y de mantenimiento para su uso apropiado en hidrosistemas urbanos bajo condiciones extremas de funcionamiento. Por lo anterior, es indispensable hacer un análisis del comportamiento de los captores de contaminantes *in situ* relacionando la mayor cantidad de aspectos posible para establecer las mejores disposiciones de los mismos en hidrosistemas urbanos y determinar frecuencias y prácticas adecuadas de limpieza y mantenimiento de los mismos.

En el presente documento se encuentra inicialmente un marco teórico con los temas más importantes acerca de los contaminantes en medios acuáticos, equipos de medición de calidad de aguas *in situ* y los conceptos más relevantes sobre estadística de series de datos (capítulo dos). En el siguiente capítulo (número tres) se describen las principales características de los sitios experimentales y el desarrollo del montaje experimental. Por último, a manera de explicación dentro de este capítulo, se enumeran las herramientas informáticas que permitieron analizar los resultados obtenidos. Más adelante en el capítulo número cuatro (4) se muestra un análisis de incidencia de los factores de posición en el fenómeno y se explica detalladamente los resultados obtenidos tanto para la implementación de los captores de contaminantes (turbidímetro y espectrómetro UV-Vis) como para su operación en función de la concentración de los hidrosistemas analizados. Más adelante, en el capítulo número cinco (5) se describen las conclusiones finales acerca de todos los resultados obtenidos con base en el objetivo propuesto. En el capítulo número seis (6) se presentan las recomendaciones que se hacen a partir de la experiencia adquirida durante este trabajo de grado. Por último, el capítulo número siete (7) contiene las referencias bibliográficas donde se mencionan por orden alfabético los autores consultados y se especifica el tipo de documentación. De forma digital, se presentan los anexos, los cuales contienen los códigos de programación, diagramas, resultados de ensayos de laboratorio, gráficas y tablas de ayuda que hacen parte de los resultados presentados.

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1 CALIDAD DEL AGUA

Los cuerpos de agua tienden a contaminarse por múltiples razones, lo que determina y discrimina directamente el origen de sus contaminantes: en primer lugar podemos destacar los contaminantes naturales tales como materia orgánica, hojas, sedimentos, pastos etc. que usualmente hacen parte del medio acuático debido a movimientos normales de la naturaleza por efecto del viento y deslizamientos de tierra. En otro gran grupo encontramos los contaminantes artificiales (efectos ajenos al ambiente o también llamados antropogénicos) como químicos, basuras, metales pesados y grasas que son una consecuencia de la desmesurada demanda de energía y recursos por parte de las poblaciones humanas cerca a las fuentes hídricas como por ejemplo los vertimientos y demás introducciones sintéticas contaminantes (Environmental Protection Authority, 2003).

Dentro de los parámetros de calidad de aguas utilizados con más frecuencia se encuentran los Sólidos Suspendidos Totales (SST), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO5). La concentración de SST incluye tanto sedimentos suspendidos como material orgánico obtenidos en una misma muestra de agua. La importancia de la materia orgánica con respecto a la determinación de la concentración de sedimentos es mínima en la mayoría de las cuencas de drenaje (Guy, 1969).

La DQO no diferencia entre materia orgánica inerte y biológicamente disponible. Es una medida de la cantidad total de oxígeno requerida para oxidar toda la materia orgánica en dióxido de carbono y agua. Los valores de DQO son siempre más altos que los valores de DBO, pero las medidas de DQO pueden realizarse en unas cuantas horas a diferencia de los valores de DBO que toman 5 días. La DBO5 es una medida de la cantidad de oxígeno que una bacteria puede consumir durante la descomposición de materia orgánica bajo condiciones aeróbicas. La DBO5 es determinada encubando una muestra de agua sellada por 5 días tiempo durante el cual se mide la pérdida de oxígeno desde el comienzo hasta el final de la prueba. Las muestras a menudo deben ser diluidas antes de la incubación, de lo contrario las bacterias agotarán todo el oxígeno de la botella antes de que la prueba se complete (Georgia Environmental Protection Division, 2001).

2.2 MEDICIONES EN CONTINUO

El uso de sensores *in situ* como los turbidímetros y espectrómetros UV-Vis se han encontrado como una alternativa viable demostrando niveles aceptables de confiabilidad (Gruber *et al.*, 2006). A continuación se describen las principales experiencias en cuanto a implementación y operación de dichos captosres.

2.2.1 Turbidimetría

La turbiedad es una expresión de las propiedades ópticas de un líquido que hace que los rayos de luz sean dispersados y absorbidos en lugar de transmitirse en línea recta a través de una muestra. La materia particulada en una muestra de agua causa que la luz incidente se disperse en diferentes direcciones sobre la muestra. La luz dispersada que regresa al detector provoca una respuesta relacionada con el nivel de turbidez de la muestra. Un mayor nivel de luz dispersa que llega al detector implica un valor mayor de turbidez. La medición de turbidez no tiene una relación directa con una cantidad específica de partículas o forma de las mismas (Sadar, 2002). Sin embargo, se reconoce que el aumento de turbiedad se debe a la presencia de materia disuelta suspendida como arcilla, limo, materia orgánica fina, plancton y otros organismos microscópicos, ácidos orgánicos y colorantes (ASTM International, 2003a). Debido a lo anterior, se han desarrollado métodos que relacionan valores de turbiedad en continuo con concentraciones de contaminantes, en particular SST y eventualmente DQO (Bertrand-Krajewski, 2004; Bertrand-Krajewski *et al.*, 2007; Araújo Acosta y González Acosta, 2010).

Dentro de las experiencias de instalación y operación, los turbidímetros han sido aplicados dentro de la red de alcantarillado combinado junto con un sensor de conductividad y de caudal. En cuanto a operación, el sensor manejaba una atenuación de 880 nm y un intervalo de toma de datos de 1 minuto. Su limpieza era cada 15 minutos de forma automática y adicionalmente se realizaba limpieza manual y mantenimiento cada semana (Lacour *et al.*, 2009).

De igual manera, han sido utilizados en redes de alcantarillado de París, Francia, con un intervalo de toma de datos de dos minutos. En este lugar, el efluente se bombeaba continuamente (1 L/s) con una bomba peristáltica a un canal de flujo de tránsito. Se contaba con un tubo de admisión situado cerca de los sensores y un muestreador automático que tomaba muestras del canal. Se esperaba que las características del efluente que contenía los sensores fueran casi iguales a las características del efluente bombeado con la bomba peristáltica. Los resultados en general fueron satisfactorios durante 24 horas de periodo seco. Además, se demostró en ese estudio que los valores de turbiedad en continuo sirven para evaluar de forma confiable concentraciones de SST (Bertrand-Krajewski, 2004).

Otro caso donde se aplicó la turbidimetría fue en una cuenca urbana en el centro de Inglaterra, monitoreando el río Támesis situado en el área metropolitana de los Midlands Occidentales en el centro de Inglaterra, la cual es la cuenca más urbanizada en el Reino Unido. En esta experiencia, el intervalo de toma de datos fue de 15 minutos. No solamente la turbidez fue monitoreada: se registraron los valores de conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, amoníaco, pH y temperatura. Los sensores tenían un intervalo de limpieza y mantenimiento semanal (Lawler *et al.*, 2006). El turbidímetro de la marca pH0x750M (Phoenix Instrumentación Ltda.) utilizado en este estudio, tenía una distancia de paso de luz de 50 mm. Por otra parte, se verificaba cada semana las mediciones “cero” del sensor y se llevaban a cabo calibraciones mensuales a través de limpieza del equipo con agua desionizada y además un líquido de turbidez estándar de 500 FTU (Lawler *et al.*, 2006).

Como resultados de la investigación realizada por Lawler *et al.* (2006) se muestra que la alta resolución de los datos calidad del agua, en especial la turbiedad, permitieron desmentir ciertas suposiciones del transporte de sedimentos en los sistemas urbanos. Un hallazgo clave es el aparente agotamiento de sólidos en suspensión ya sea durante las tormentas individuales, o en secuencias de eventos de tormenta. Esto se muestra en las caídas extensas de turbiedad durante los flujos, lo que resulta en una tendencia antihoraria en la curva de histéresis generada por la relación de descarga-turbiedad. Otro de los resultados es la presencia de picos de amonio relacionados con los picos de turbiedad y su ausencia cuando este último parámetro se reduce o se mantiene aproximadamente constante en el tiempo. Por último, los autores recomiendan mantener la alta resolución de las mediciones y la calidad, que permitan documentar en continuo el comportamiento de las cuencas urbanas durante eventos extremos y cambios transitorios. Dicha información permitirá la evaluación dinámica de las fuentes y sistemas de drenaje, así como la actualización y validación de modelos que permitan la gestión de los Hidrosistemas (Lawler *et al.*, 2006).

Un sistema de muestreo en continuo fue implementado sobre el río Galabre en los Alpes de Alta Provenza de Francia. En él, se instaló un turbidímetro WTW Visolid 700-IQ con un intervalo de medición de 1 minuto durante dos años de medición en continuo. Para evitar cualquier sesgo por luz solar, el sensor se orientó a un ángulo de aproximadamente 30° contraria a la dirección de flujo y 20 cm por encima del fondo del río (Navratil *et al.*, 2011).

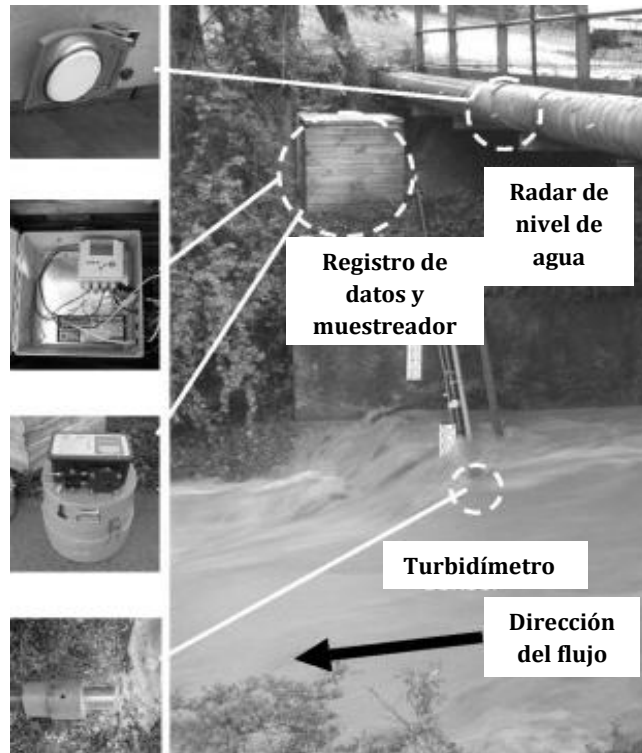


Figura 2.1 Instalación de sistema de medición en continuo con turbidímetro WTW Visolid 700-IQ en río Galabre, Francia (Navratil *et al.*, 2011). Modificado por Autor.

Según Christensen y Ziegler (2008), para un buen uso y mantenimiento de un turbidímetro, se requiere de un mantenimiento regular de las superficies ópticas con agua desionizada, y la frecuencia de limpieza debe ser aproximadamente cada 2 a 4 semanas, donde el procedimiento consiste en lavar las cubetas de la muestra luego de cada uso. Adicionalmente establece que para regular la calibración o la verificación, se deben utilizar como mínimo soluciones de calibración secundaria. Y finalmente, como parte del procedimiento de mantenimiento y calibración, se debe realizar un análisis de los datos recolectados, en busca de indicios de mal funcionamiento del instrumento.

En Colombia ya se han implementado captosres de monitoreo *in situ* en hidrosistemas de saneamiento urbanos. La Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá posee como una de sus principales prioridades, la adquisición, implementación y puesta en marcha del sistema de supervisión de calidad y cantidad de agua para el alcantarillado, con el objeto de conocer en tiempo real la información de cantidad y calidad del agua de alcantarillado en Bogotá. Por tal razón, el plan maestro de mediciones en el sistema de alcantarillado de Bogotá contempla realizar mediciones de parámetros de calidad pH, temperatura y conductividad (EAAB, 2011).

El sensor ha sido instalado en la efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales El Salitre en la ciudad de Bogotá en donde se monitoreó turbiedad, sólidos suspendidos totales, pH y temperatura con sondas de monitoreo en continuo para determinar intervalos apropiados de almacenamiento de datos (Ruiz *et al.*, 2011). Como resultado de tres días de monitoreo, se muestra un intervalo máximo recomendable de toma de datos de 219 minutos para turbiedad, 2 minutos para sólidos suspendidos totales, 8 minutos para temperatura y 567 minutos para pH. Lo anterior basado en el procedimiento de Monte Carlo que permitió seleccionar aleatoriamente un número determinado de registros obtenidos con las sondas, simulando tomas de muestras puntuales.

Se instaló el turbidímetro VisoTub 700 IQ en el río Arzobispo para una medición en continuo durante 3 días (Alvarado, 2011). Para su implementación se construyó un soporte con tubería de PVC, en el cual mantenía la sonda bajo las restricciones establecidas por el manual, soportadas con abrazaderas de PVC en la YEE (Figura 2.2). Su intervalo de medición fue de un minuto y se programó su limpieza automática cada minuto.



Figura 2.2 Instalaciones del turbidímetro en el Río Arzobispo, Bogotá (Alvarado, 2011)

Por su parte Araújo Acosta y González Acosta (2010) desarrollaron una metodología para la estimación de concentraciones de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) a partir de mediciones de turbiedad en hidrosistemas de saneamiento urbano en operación. Esta metodología se estableció a partir de protocolos definidos de laboratorio y campo acoplados con análisis matemáticos y estadísticos contemplando incertidumbres experimentales.

2.2.2 Espectrometría UV-Vis

Los captadores UV-Vis han sido probados de manera no exhaustiva en varias condiciones de funcionamiento y entornos incluyendo ríos (Staubmann *et al.*, 2001), plantas de tratamiento de aguas residuales (Winkler *et al.*, 2002), aliviaderos en sistemas de alcantarillado (Gruber *et al.*,

2004) y sistemas de alcantarillado de aguas lluvias en zonas industriales (Torres y Bertrand-Krajewski, 2008). Sin embargo son pocas las experiencias que se conocen tendientes a establecer métodos y protocolos para la operación y mantenimiento de los captosres en continuo y en particular para los espectrómetros UV-Vis utilizables *in situ*.

Las diferentes características espectrales se correlacionan significativamente con las diferentes propiedades de la carga orgánica. Por lo tanto, estudios indican fuertemente que las mediciones de espectrometría pueden otorgar no sólo un sustituto para cuantificar el carbono orgánico total, sino también para las diferentes fracciones de la materia orgánica (Fleischmann *et al.*, 2001). Sin embargo, la influencia más importante en las mediciones de absorción *in situ* es la turbidez, generada por la materia suspendida, la cual causa dispersión de la luz y por lo tanto influye en la absorción en todo el espectro, mientras que otras sustancias que interfieren absorben la luz sólo en una región de longitud de onda limitada. La forma espectral causada por los sólidos en suspensión depende de la longitud de onda con un factor de λ^x , donde x depende del diámetro de las partículas (Langergraber, *et al.*, 2002). No obstante algunos investigadores han tratado de encontrar rangos y longitudes de onda en los cuales se presenten los contaminantes de interés, como se muestra en la Tabla 2.1

Tabla 2.1 Longitudes de Onda asociadas a concentraciones de contaminantes

| Contaminante | Longitud de Onda (nm) | Referencia |
|--|--|---|
| Sólidos Suspendidos Totales (SST) | 210 – 400 nm | Rieger <i>et al.</i> (2004) |
| Demanda Química de Oxígeno (DQO) | 254 nm | Mrkva (1975) |
| DQO filtrada (DQOf) | 255 nm | Mrkva (1975) |
| DQO soluble | 250 – 340 nm | Rieger <i>et al.</i> (2004) |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) | 280 nm | Brookman (1997) |
| Carbono Orgánico Disuelto (COD) | 254 nm compensado algunas veces con la de 350 nm | Fleischmann <i>et al.</i> (2001) |
| Carbón Orgánico Total (COT) | 254 nm | Dobbs, <i>et al.</i> (1972) |
| COT, DQO, DBO y SST | 205 – 330 nm | El Khorassani <i>et al.</i> (1999); Thomas <i>et al.</i> (1996); Thomas, <i>et al.</i> (1993) |
| DQO y COT | 254 - 350 nm y 254 - 580 nm | Matsche y Stumwöhrer (1996) |
| Nitrito | 230 - 240 nm | Rieger <i>et al.</i> , (2004) |
| Nitrato | 205 – 250 nm | Thomas <i>et al.</i> (1990a) |
| Nitrato | 230 - 240 nm | Rieger <i>et al.</i> (2004) |
| Amonio y Nitrógeno Orgánico | 205 – 330 nm | Roig <i>et al.</i> (1999) |
| Fenol | 250 – 300 nm | Hawthorne <i>et al.</i> (1984) |
| Químico y petroquímico en aguas residuales urbanas | 380 – 450 nm | Roig <i>et al.</i> (1999) |

Los espectrómetros UV-Vis han sido colocados en el afluente de una PTAR de la población de Mainz, Alemania durante tres semanas (Fleischmann *et al.*, 2001). La sonda se programó con un intervalo de toma de datos de dos minutos. Durante ese tiempo al captor no se le hizo limpieza ni mantenimiento: como resultado de este hecho, se evidenció que la forma de espectro de absorbancia estaba caracterizada por anomalías que no correspondían a la calidad hídrica del hidrosistema analizado, por tanto se estableció este comportamiento como indicador de posible acumulación y adherencia sedimentos sobre la ventana de medición. El monitoreo se realizó con una alta frecuencia, lo que proporcionó diferentes tipos de información comparado con los ensayos de laboratorio. Cerca de las 4:00 de la tarde, como se muestra en la Figura 2.3, se evidencian fluctuaciones debido a que se suspende la limpieza automática (cada 10 minutos) (Fleischmann *et al.*, 2001).

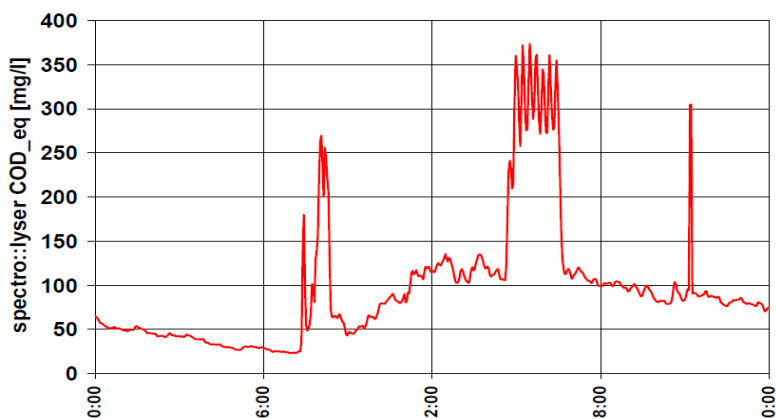


Figura 2.3 Monitoreo online de DQO (CODeq) durante 1 día (Fleischmann *et al.*, 2001).

En otra experiencia en el afluente de la PTAR de Mainz, Alemania, el captor se utilizó inicialmente durante un periodo de dos semanas con una apertura de ventana de medición de 5 mm, para monitorear la dinámica de DQOeq y SSTEeq. El captor se volvió a colocar con una distancia de medición de 2 mm durante un periodo de cuatro semanas. Los autores recomendaron utilizar dicha apertura de ventana, cuando el objetivo sea monitorear nitratos en las aguas residuales que contengan altas cargas de sólidos en suspensión. La experiencia demostró que la operación del instrumento en afluentes a plantas de tratamiento de aguas residuales o directamente en las alcantarillas es posible durante varias semanas (4) sin mantenimiento. Un intervalo de mantenimiento de cuatro (4) semanas parece ser suficiente y sólo una limpieza manual del instrumento debe llevarse a cabo. En cuanto a la limpieza automática del sensor, no se especifica el intervalo en el que se programó pero sí se especifica que se utilizó aire comprimido (Langergraber *et al.*, 2003).

El sensor fue implementado en la entrada de una planta piloto ubicada en China en donde se recibían tres cuerpos de aguas residuales diferentes. Para el monitoreo de estos hidrosistemas se

desarrolló un sistema de muestreo que incluía válvulas con apertura periódica de las mismas para permitir el paso de los cuerpos de agua. Por lo anterior se estableció un intervalo de medición de 9 minutos para considerar el tiempo que tomaba la apertura de las válvulas (Xusong *et al.*, 2011).

Por otra parte, dentro de los prototipos que se han desarrollado para la instalación *in situ* del espectrómetro UV-Vis, cabe resaltar un montaje en forma de bote flotante con el espectrómetro en su interior (Figura 2.4). En dicho montaje el captor monitorea la calidad hídrica del alcantarillado de Burscheid Alemania, sin ser influenciado por los cambios de nivel de la lámina de agua, a través de dos sensores y un madero que asegura la línea de energía y transferencia de la señal eléctrica del captor. Para que el sistema flotante se adaptara a los diferentes niveles del agua, su diseño estaba concebido en material de carbono reforzado con fibra de vidrio. El sistema flotante tiene en su parte frontal espuma de poliestireno para prevenir el asentamiento de sedimentos. La profundidad a la que se sumergió fue sólo de 8 cm medidos desde la ventana de mediciones hasta la superficie de agua. Se usaron un cable y un tubo para sacar el aire comprimido fuera del sistema flotante. Otra alternativa de aplicación que se propuso fue su instalación en la parte superior de un vertedero, colocando el captor perpendicular a la dirección del flujo, cuando la ventana de medición es paralela al desbordamiento. La precisión de la medición claramente mejoró con una calibración local. Las correspondencias entre resultados de laboratorio e *in situ* fueron muy buenas, con un 93% de correlación (Lorenz *et al.*, 2002).



Figura 2.4. Vista frontal de la instalación del equipo de medición con forma de bote flotante (Lorenz *et al.*, 2002).

En Viena (Austria) el espectrómetro UV-Vis ha sido aplicado ampliamente en diferentes hidrosistemas y con eso, según el lugar de instalación, se han ideado formas de implementar el captor como se muestra en la Figura 2.5 en el cual se es utilizado tanto para probar la calidad del agua potable que llega al final de los efluentes como para el análisis del agua residual que llega a las plantas de tratamiento y dentro del río Danubio (van den Broeke *et al.*, 2007; 2008).

Se puede observar que la instalación del espectrómetro UV-Vis depende de la ubicación del mismo y existe una amplia gama de alternativas de instalación, desde elementos de apoyo ofrecidos y proporcionados por la misma empresa de desarrollo de la sonda, hasta propias, como instalaciones en PVC como se observa en la Figura 2.5.



Figura 2.5 Instalaciones en Viena (Austria) para agua residual, agua potable y río Danubio. (van den Broeke *et al.*, 2007; 2008).

En Graz, Austria, se reportan dos propuestas de instalación del sensor (Gruber *et al.*, 2006). La primera solución utilizada en Graz (Austria), consiste en localizar el sensor dentro de la estructura misma de un alcantarillado combinado, utilizando un bote especialmente diseñado para tal fin, como se observa en la Figura 2.6.

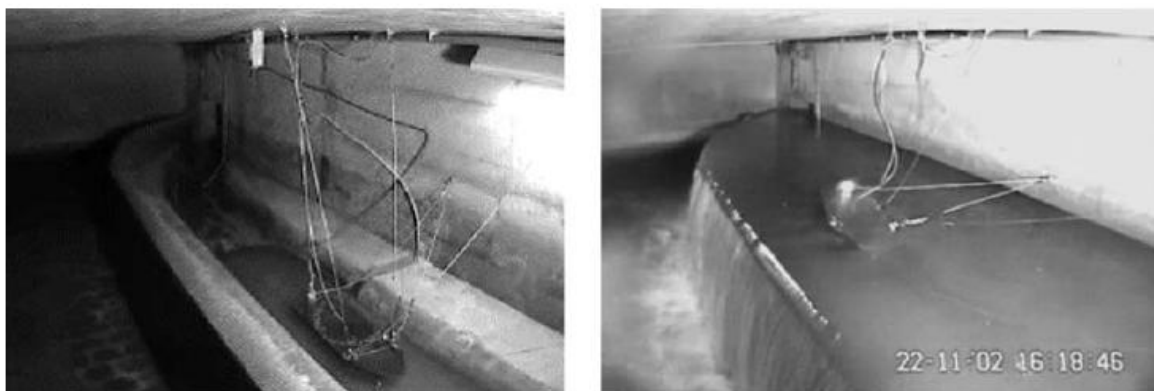


Figura 2.6. Instalaciones en Graz, Austria (Gruber *et al.*, 2006).

Con esta instalación en la estructura de alcantarillado de Graz, el sensor se encuentra siempre en la parte superior de la lámina de agua y por lo tanto es capaz de medir la calidad del agua que es descargada por medio de un aliviadero durante eventos extremos de lluvia. La segunda solución, usada en Lyon (Francia) y Viena (Austria), consiste en instalar el sensor en un aforador de paso localizado en casetas experimentales fuera del sistema de alcantarillado y una estación de

bombeo respectivamente. Esto se logra utilizando sistemas de bombeo que llevan el agua del alcantarillado a la caseta experimental donde se ubican los aparatos de medición, entre los cuales se encuentra la sonda spectro::lyser (Gruber *et al.*, 2006).

De igual forma en el sistema de alcantarillado de Liz, Austria se instaló la sonda UV-Vis en un sistema especialmente diseñado para tal fin como se observa en la Figura 2.7 (Hochedlinger *et al.*, 2006). La principal característica de este hidrosistema fue su alta cantidad de grasas por lo que la limpieza automática programada fue cada 15 minutos con aire a presión. Adicionalmente se estableció un mantenimiento manual de forma semanal con el fin de retirar estas grasas que obstruían la ventana de medición.



Figura 2.7 Instalación espectrómetro UV-Vis en alcantarillado de Linz, Austria (Hochedlinger *et al.*, 2006).

En la Tabla 2.2 se presenta un resumen realizado por Ruiz *et al.* (2011) de algunas de las principales aplicaciones en aguas residuales y/o combinadas encontradas en los últimos diez años. En cada experiencia se han encontrado frecuencias de medición distintas y no existe ninguna recomendación referente a la mínima frecuencia de toma de datos que represente la evolución temporal de la calidad del hidrosistema que se esté estudiando.

Tabla 2.2 Periodos recomendados de medición para la detección de contaminantes en diferentes cuerpos hídricos utilizando espectrometría UV-Vis *in situ* (Ruiz *et al.*, 2011).

| Aplicación | Periodo | Autores |
|--|--------------------------------|------------------------------------|
| Afluente PTAR, Austria | 2 min | Fleischmann <i>et al.</i> , 2001 |
| Ríos y pruebas para filtros, Alemania | 1 min | Staubmann <i>et al.</i> , 2001 |
| Afluente de PTAR, Australia | 1 min | Winkler <i>et al.</i> , 2002 |
| Afluente de PTAR Mainz, Alemania | 2 min | Langergraber <i>et al.</i> , 2004a |
| Alcantarillado combinado Graz, Austria | 1 min (lluvia) 3 min (seco) | Gruber <i>et al.</i> , 2004 |
| Afluente y efluente de reactor de desnitrificación | 1 min | Gruber <i>et al.</i> , 2004 |
| PTAR - alertas, Austria | 2 min | Langergraber <i>et al.</i> , 2006 |

2.3 HERRAMIENTAS MATEMÁTICAS

La presente sección pretende desarrollar explicativamente los temas matemáticos y estadísticos más relevantes empleados en el desarrollo del trabajo de grado. Contiene una breve explicación de cada ítem con su uso en el proyecto.

2.3.1 Incertidumbre experimental

El propósito de una medición es determinar el valor de una magnitud denominada mesurando y es el atributo sujeto a la medición de un fenómeno, cuerpo o sustancia que puede ser distinguido cualitativamente y medido cuantitativamente según lo describe el *International Vocabulary of Fundamental and General Terms in Metrology* (VIM, 1993). Estas mediciones llevan implícita una incertidumbre, el cual es un parámetro que caracteriza la dispersión de los valores que pueden ser atribuidos razonablemente al mesurando.

Según Schmid y Lazos (2000), el resultado de una medición incluye la mejor estimación del valor del mesurando con su respectiva estimación de la incertidumbre sobre ese valor. La incertidumbre se compone de contribuciones de diversas fuentes, algunas por definición del propio mesurando y otras pueden depender del principio de medición, método y procedimiento seleccionados. Dentro de los factores involucrados en la medición pueden destacarse: resultados de calibración del instrumento, incertidumbre del material de referencia, replica de las lecturas, reproducibilidad de las mediciones, características del propio instrumento, variaciones por condiciones ambientales, definición del propio mesurando, modelo particular de medición y variaciones en las magnitudes de influencia.

Existen dos métodos para la cuantificación de la incertidumbre según la *Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement* (GUM, 1995): El *Método de evaluación Tipo A* basado en un análisis estadístico de una serie de mediciones y el método de *Evaluación Tipo B* que comprende las demás maneras de estimar la incertidumbre como información externa del metrologo.

2.3.1.1 Método de Evaluación Tipo A

La incertidumbre de una magnitud de entrada X_i obtenida a partir de observaciones repetidas bajo condiciones de repetibilidad, se estima con base en la dispersión de los resultados individuales. Si X_i se determina por n mediciones independientes, resultando en valores q_1, q_2, \dots, q_n , la mejor estimación x_i para el valor de X_i es la media de los resultados individuales (GUM, 1995):

$$x_i = \bar{q} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n q_j$$

Ecuación 2.1 Cálculo de Incertidumbre estándar paso 1.

La dispersión de los resultados de la medición q_1, q_2, \dots, q_n para la magnitud de entrada X_i se expresa por su desviación estándar experimental:

$$s(q) = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{j=1}^n (q_j - \bar{q})^2}$$

Ecuación 2.2 Cálculo de Incertidumbre paso 2.

La incertidumbre estándar $u(x_i)$ de x_i se obtiene finalmente mediante el cálculo de la desviación estándar experimental de la media:

$$u(x_i) = s(\bar{q}) = \frac{s(q)}{\sqrt{n}}$$

Ecuación 2.3 Cálculo de Incertidumbre estándar paso 3.

Así que resulta para la incertidumbre estándar de x_i :

$$u(x_i) = \frac{1}{\sqrt{n}} \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{j=1}^n (q_j - \bar{q})^2}$$

Ecuación 2.4 Cálculo de Incertidumbre estándar paso 4

2.3.1.2 Método de Evaluación Tipo B

Estas fuentes de incertidumbre, según Schmid y Lazos (2000) son cuantificadas usando información externa obtenida por experiencia como certificados de calibración, manuales del instrumento de medición, especificaciones del instrumento, normas o literatura, valores de mediciones anteriores y conocimiento sobre características del sistema de medición.

La cuantificación de una fuente de incertidumbre incluye la asignación de un valor y la determinación de la distribución a la cual se refiere este valor. Las distribuciones más frecuentes son: Distribución normal, rectangular, triangular y otras como la U, triangulares con máximo en un extremo.

Teniendo en cuenta que en la mayoría de los casos una magnitud de entrada es afectada por varias fuentes de incertidumbre, como la resolución del instrumento, la dispersión de datos obtenida por mediciones repetidas y la incertidumbre de la calibración del instrumento entre otras, Schmid y Lazos (2000) indican que éstas deben combinarse. El resultado de las combinaciones es la incertidumbre estándar combinada, también conocida como incertidumbre estándar compuesta. A continuación se muestra el resultado:

$$u_c(y) = \sqrt{\sum_{i=1}^N \left[\frac{\partial f}{\partial x_i} u(x_i) \right]^2 + \sum_{\substack{i,j=1 \\ i \neq j}}^N \frac{\partial f}{\partial x_i} \cdot \frac{\partial f}{\partial x_j} \cdot u(x_i) \cdot u(x_j) \cdot r(x_i, x_j)}$$

Ecuación 2.5 Ley de propagación de la incertidumbre para variables de entrada correlacionadas.

La anterior regla es conocida como la ley de propagación de la incertidumbre para magnitudes de entrada correlacionadas ya que $u(x_i) \cdot u(x_j) \cdot r(x_i, x_j)$ es la covarianza entre X_i y X_j .

2.3.2 Distribución *t-Student*

La distribución *t-Student* es una distribución de probabilidad utilizada con una muestra de población pequeña que presente una distribución normal a la cual se le deba estimar la media (Walpole *et al.*, 2002). Se realiza la prueba *t-Student* para determinar la diferencia entre dos medias muestrales con sus respectivos intervalos de confianza (Press *et al.*, 1992).

Según Walpole *et al.* (2002) los intervalos de confianza se calculan para estimar la desviación típica de los datos S y calcular el error estándar de la media con la ecuación 2.4 de la sección 2.3.1.1, siendo entonces el intervalo de confianza para la media:

$$\bar{x} = \pm \frac{S}{\sqrt{n}}$$

Ecuación 2.6 Intervalos de confianza *t-Student*

Este resultado es el que se utiliza en la prueba *t-Student* ya que la diferencia de dos distribuciones normales se distribuye normalmente, la distribución t puede usarse para examinar si la diferencia puede razonablemente suponerse igual a cero.

La estimación de la varianza s^2 se calcula a partir de la suma de los cuadrados de la n desviaciones $(x-\bar{x})$. De diferentes conjuntos de valores de $(x-\bar{x})$ se obtendrán diferentes valores de s^2 . Así pues, cuando el tamaño de la muestra es n , aunque hay n términos, sólo $(n-1)$ son independientes y libres de cualquier restricción. El término restante queda siempre fijo por la especificación de que

$\sum(x - \bar{x}) = 0$. Por lo tanto hay $(n-1)$ grados de libertad en $\sum(x - \bar{x})^2$ y, en consecuencia, en la estimación de la varianza s^2 (Bajpai *et al.*, 1981). Este término de grados de libertad está relacionado con el número de variables independientes que están siendo sumadas (Shiavi, 1999).

Para la comparación de dos grupos de datos, el factor t puede obtenerse de la siguiente expresión (Walpole *et al.*, 2002):

$$t_{cal} = \frac{|\bar{x}_1 - \bar{x}_2|}{S_c} \cdot \sqrt{\frac{n_1 \cdot n_2}{n_1 + n_2}}$$

Ecuación 2.7 Cálculo del factor t en distribución *t-Student*.

Donde \bar{x}_1 es el promedio de los datos de la serie 1, \bar{x}_2 es el promedio de los datos de la serie 2, n_1 es el número de datos de la serie 1, n_2 es el número de datos de la serie 2 y S_c es la desviación estándar combinada. Puede calcularse mediante la siguiente expresión:

$$S_c = \sqrt{\frac{(n_1 - 1) \cdot S_1^2 + (n_2 - 1) \cdot S_2^2}{n_1 + n_2 - 2}}$$

Ecuación 2.8 Cálculo de la desviación estándar de dos series de datos.

2.3.3 Análisis Multivariado

Dentro de los métodos de análisis multivariado que se utilizaron se encuentran el análisis de componentes principales (PCA) y el análisis por *Clusters*.

2.3.3.1 Análisis de Componentes Principales (PCA)

El propósito de esta técnica es transformar X variables p veces correlacionadas, las cuales son conocidas y observadas, en un igual número de Z índices no correlacionados (ortogonales). Éstos son funciones lineales de las variables originales. El primer índice cuenta con tantas varianzas de las variables originales como sea posible, sujeto a condiciones estipuladas en la subsección. El segundo índice conserva tantas varianzas restantes como sea posible. De esta forma se continúa hasta el índice p el cual tiene la fracción más pequeña de la varianza original. Estos índices Z son llamados los *componentes principales*. El objetivo es usar un número de componentes que sea

mucho menor que p para considerar la mayor variación en las variables p originales (Kottegoda y Rosso, 1997).

Según Kottegoda y Rosso (1997) para una serie de mediciones n en cada una de las variables X , se puede representar el componente principal p en notación matricial como:

$$Z=XA$$

Ecuación 2.9 Representación matricial del componente principal.

Donde Z y X son matrices de dimensiones $n \times p$ y A es una matriz $n \times p$ con coeficientes. En general, el componente principal z_j está dado por:

$$z_j = Xa_j, \text{ para } j=1, 2, \dots, p$$

Ecuación 2.10 Desglose de la representación matricial para una componente principal.

Donde z_j es un vector (columna) de $p \times 1$ y a_j un vector (columna) de $p \times 1$ coeficientes. Luego, el segundo componente principal z_2 está dado por la segunda columna de la matriz Z . De la misma forma, el componente principal k está relacionado con la matriz $n \times p$ de variables X a través del vector k con coeficientes a_k .

2.3.3.2 Análisis de Clusters

En este análisis, se agrupan elementos multivariados en clases según su similaridad. El análisis de *Clusters* es el procedimiento más simple para dicho agrupamiento. Dentro de las ventajas del uso de *Clusters* está el poder ser usado para definir grupos objetivamente y además es un método para la reducción de datos. El análisis de *Clusters* es una fusión paso a paso de individuos en donde el primer grupo se forma, luego otro y así sucesivamente; con la gradual emergencia de grupos formados, uno termina con un sólo grupo (Shiavi, 2006).

Kottegoda y Rosso (1997) presentan el procedimiento de cálculo de la siguiente forma: se comienza realizando el cálculo de las distancias entre cada individuo y los demás de la serie. Inicialmente hay grupos formados por todos los elementos según sus distancias multivariadas. Un individuo puede tener más de un atributo, y por ende las distancias deben tener en cuenta todos estos atributos. La medición de la distancia se realiza por la *distancia Euclidiana generalizada*. Para p variables Z_1, Z_2, \dots, Z_p que cuantifiquen atributos, esta distancia entre individuos i y j está dada por:

$$d_{ij} = \sqrt{\sum_{k=1}^p (z_{ik} - z_{jk})^2}$$

Ecuación 2.11 Cálculo de distancia Euclidiana generalizada.

Para poder realizar el análisis de *Clusters*, se puede iniciar con un análisis de componentes principales de la serie de datos. Si dos componentes principales pueden describir la mayoría de la varianza, se puede observar cómo los individuos pueden clasificarse por ellos mismos dentro de los grupos.

2.3.4 Detección de *Outliers*

Según Barnett y Lewis (1994) un *outlier* es una observación que “parece” ser inconsistente con otras observaciones en una serie de datos. Es así como un *outlier* puede ser diferente de otros puntos con respecto al valor de una variable o en series multivariadas, será un valor inusual con respecto a la combinación de los valores de varias variables (Caroni *et al.*, 2006).

Según Acuña y Rodríguez (2004), dado un conjunto de observaciones de la variable x , el promedio de la variable se define como \bar{x} y la desviación estándar de la distribución como s . Una observación es declarada como *outlier* si se encuentra por fuera del siguiente intervalo:

$$(\bar{x} - ks, \bar{x} + ks)$$

Ecuación 2.12 Intervalo de observación de *outlier*.

Donde el valor de k usualmente es tomado entre 2 y 3. La justificación de estos valores está en que con una suposición de una distribución normal de los datos se espera tener un 95 % (si se usa 2 y 99 % si se usa 3) de datos en el intervalo del promedio con una semilongitud igual a 2 (ó 3 respectivamente) desviaciones estándar. Adicionalmente se espera que toda la serie de datos esté en el intervalo del centro y tres desviaciones estándar como semilongitud. De la ecuación 2.12 una observación x es considerado un *outlier* si:

$$\frac{|x - \bar{x}|}{s} > k$$

Ecuación 2.13 Definición de *outlier*.

El problema con este criterio es que asume una distribución normal de los datos y aun así el promedio y la desviación estándar son sensibles a la presencia de *outliers*.

Por tal razón, Acuña y Rodríguez (2006) presentan un método de exploración de análisis de series originalmente propuesto por Tukey y Mosteller (1977) llamado el “*Boxplot*”. En este método, se dividen los *outliers* como extremos y medios y la serie de datos es dividida en cuartiles donde Q_1 es el primer cuartil y Q_3 es el tercer cuartil. Para la identificación de *outliers* bajo la hipótesis nula de normalidad, una observación x se declara como un *outlier extremo* si este valor se encuentra por fuera del siguiente intervalo ($Q_1-3 \times IQR$, $Q_3+3 \times IQR$), donde IQR es llamado rango intercuartil y se define como Q_3-Q_1 .

Por otra parte una observación x es llamada un *outlier medio* si ésta se encuentra por fuera del siguiente intervalo: ($Q_1-1.5 \times IQR$, $Q_3+1.5 \times IQR$), donde IQR es el mismo término definido anteriormente.

2.3.5 Análisis de Varianzas (ANOVA)

El análisis se utiliza para verificar la hipótesis de que dos o más muestras se tomen de la misma distribución de valores y tienen la misma media y varianza (Delorme, 2006). El análisis de varianzas se aplica a datos continuos y no continuos que tienen una distribución normal. Los tamaños n de muestra debe ser similares para todos los grupos de la muestra y, si $n < 30$, las variaciones también deben ser similares. Si la prueba se utiliza en otras circunstancias, el resultado dará lugar a conclusiones erróneas. La base del ANOVA es la variable F (Fisher), que combina la varianza entre grupos de la muestra ($V_{entreGrupos}$) y la varianza dentro de los grupos de la muestra ($V_{dentroGrupos}$).

$$F = \frac{V_{entreGrupos}}{V_{dentroGrupos}}$$

Ecuación 2.14 Definición de variable F (Fisher)

Para varias muestras de datos A, B, C, \dots de igual tamaño, la varianza entre grupos se define como:

$$V_{entreGrupos} = \frac{N_A(M_A)^2 + N_B(M_B)^2 + N_C(M_C)^2 + \dots - N_G(M_G)^2}{N_G - 1}$$

Ecuación 2.15 Definición de varianza entre grupos.

Donde M_A , M_B y M_C son los promedios y N_A , N_B y N_C son el número de repeticiones de las muestras A , B , C , M_G es el promedio de todas las muestras de los grupos y N_G es el número de muestras. La varianza dentro del grupo se define como:

$$V_{entreGrupos} = \frac{(N_A - 1)(SD_A)^2 + (N_B - 1)(SD_B)^2 + (N_C - 1)(SD_C)^2 + \dots}{N_T - N_G}$$

Ecuación 2.16 Definición de varianza dentro de los grupos.

Donde SD_A , SD_B y SD_C son las desviaciones estándar de los grupos A , B y C , N_T representa el número total de observaciones (todos los datos combinados). Los grados de libertad (df) del numerador y del denominador de la variable F se definen como:

$$df_{numerador} = N_G - 1$$

$$df_{denominador} = N_T - N_G$$

Ecuación 2.17 Definición de grados de libertad para variable F (Fisher).

Según Delorme (2006) para estudiar simultáneamente los efectos de dos fuentes de variación se utiliza el ANOVA de dos vías. Esta prueba permite probar la interacción entre las variables y el análisis es similar al anteriormente descrito (la información por filas y columnas es analizada con ANOVA de una vía). La hipótesis nula es la no existencia de una relación significativa entre las variables y la hipótesis 1 sería la sí existencia de una relación. Implementado en un software de análisis de varianzas de dos vías se obtienen tres p -values: el primero expresa diferencias significantes entre filas, la segunda expresa diferencias significantes entre columnas y la tercera expresa la interacción entre filas y columnas.

2.3.6 Prueba estadística *Kruskal-Wallis*

Esta prueba es aplicada a un número k de muestras aleatorias independientes de tamaños n_j donde $j = 1, 2, \dots, k$, con un total de n observaciones. Se asume que todas las muestras son aleatorias y hay independencia entre ellas. La hipótesis nula es que las muestras provienen de la misma población continua. La hipótesis alterna es que al menos una observación de la población tiende a producir valores mayores que los otros, comparativamente. Colecciones de muestras de información son independientes si provienen de poblaciones no relacionadas y las muestras no se afectan entre ellas. Con la prueba de *Kruskal-Wallis* se puede decidir si las distribuciones de las

poblaciones son idénticas sin asumir que tienen una distribución normal (Kottagoda y Rosso, 1997).

Kottagoda y Rosso (1997) presentan el procedimiento de cálculo de la siguiente forma: la información combinada es ordenada de menor a mayor si pertenecen a la misma muestra. Sin embargo, se anota al frente del rango de la muestra original el origen del elemento.

Si R_i es la ruma del orden de los datos en la muestra número i con un tamaño n_i y n es la suma total de las muestras k , la prueba estadística normalizada es:

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{i=1}^k \frac{R_i^2}{n_i} - 3(n+1)$$

Ecuación 2.18 Prueba estadística *Kruskal-Wallis*.

La suma de los rangos de los datos de la información combinada es $n(n+1)/2$ (suma de series aritméticas), lo que brinda el valor promedio $(n+1)/2$ de toda la serie de datos, y R_i/n_i es el rango promedio de los valores para una muestra i . En consecuencia, la prueba estadística de la ecuación 2.14 es equivalente a:

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{i=1}^k n_i \left[\frac{R_i}{n_i} - \frac{n+1}{2} \right]^2$$

Ecuación 2.19 Prueba estadística *Kruskal-Wallis* equivalente.

Así es como H es el peso de la suma del cuadrado de las diferencias entre el rango promedio para una muestra i y el rango promedio de toda la serie de datos. Además, grandes valores de H conllevan al rechazo de la hipótesis nula en donde todas las muestras pertenecen a una misma población.

2.3.7 Prueba estadística de Bartlett

La prueba estadística de Bartlett es usada para determinar si k muestras tienen la misma varianza. Propiedad denominada Homogeneidad de varianzas. Algunas pruebas estadísticas como el análisis de varianzas (ANOVA) asumen que las varianzas son iguales en todos los grupos de las muestras. El test de Bartlett es utilizado para verificar esta suposición (Snedecor, 1989). Se realiza una comparación entre las sumas de los cuadrados las varianzas combinadas y la suma de los cuadrados de los grupos por separado por medio de la siguiente ecuación:

$$X^2 = \frac{(N - k) \ln(S_p^2) - \sum_{i=1}^k (n_{i-1}) \ln(S_i^2)}{1 + \frac{1}{3(k-1)} (\sum_{i=1}^k (\frac{1}{n_{i-1}}) - \frac{1}{N-k})}$$

Ecuación 2.20 Prueba estadística Bartlett.

Donde S_i^2 es la varianza del grupo i , N es el tamaño de la muestra, n_i es el tamaño del grupo i , k es el número de grupos, S_p^2 Es la varianza combinada. Se calcula con la ecuación 2.8 de la sección 2.3.2. La prueba estadística de Bartlett es conocida por ser poderosa si la población tiene distribución normal pero varía mucho para distribuciones no-normales (Zar, 1999).

2.4 SISTEMAS DE ALERTA

Para los operadores de estaciones de mediciones, es de natural interés conocer el estado actual de la instalación y posterior operación de los sensores y los procesos que se desarrollan en dicho momento. Para este conocimiento se debe tener disponible una gran cantidad de información que pueda ser actualizada continuamente. El uso de sensores de monitoreo en continuo permite la recolección de información sin que este número de datos dependa de costos involucrados, ya que se requiere menos mantenimiento (al menos teóricamente, a largo plazo), la adquisición de los datos puede hacerse en continuo con cortos intervalos de tiempo de adquisición (1 a 5 minutos) (Gruber *et al.*, 2005). Por consiguiente, cuando se realiza monitoreo en continuo se vuelve de gran importancia relacionar los datos arrojados por los sensores en estaciones de monitoreo con el funcionamiento adecuado del sensor.

A nivel mundial se han empezado a implementar sensores de monitoreo en continuo y sistemas de alerta temprana en todas las etapas del ciclo del agua urbana (Storey *et al.*, 2010). Recientemente se han desarrollado sistemas de alerta temprana como un sistema integrado con tecnología para el monitoreo de instrumentos, con una capacidad de analizar e interpretar los resultados en tiempo real (Grayman *et al.*, 2001). Esta nueva generación de herramientas para el monitoreo en continuo se han desarrollado en los últimos años pero la aplicación efectiva de estas herramientas sin embargo no se ha realizado pues su costo es elevado y no son muy confiables. Por lo anterior, no se han desarrollado herramientas que permitan una gestión de los datos apropiada (van der Gaag y Volz, 2008).

Hay una clara necesidad de ser capaces de detectar rápidamente (y responder) ante la presencia de datos inusuales (Storey *et al.*, 2010). La identificación de datos no confiables permite conocer si el sensor necesita mantenimiento, si hay errores en la configuración del sensor o incluso si existen utilidades inadecuadas. Según van den Broeke *et al.* (2011) uno de los errores de operación del sensor puede presentarse porque el suministro de agua se interrumpe, o empieza a medir en el

aire, lo que puede causar discontinuidades en las mediciones. Para detectar estas interrupciones, los resultados son mostrados por rangos, en donde el promedio de las mediciones antes de cierto tiempo difiere sustancialmente del promedio de las mediciones en el momento que se está evaluando. Este cambio de promedios es significativo cuando se mide la señal del ruido de los resultados antes y después del salto de promedios y se verifica si el cambio de promedio (en magnitud) es más grande que el nivel de ruido. Se calcula la diferencia en los promedios, es decir la magnitud del salto entre promedios, usando un rango de tolerancia para los valores medios de ruido. Si la magnitud del salto entre promedios es mayor que el intervalo de tolerancia del ruido, entonces se reconoce una discontinuidad en la serie de datos (van den Broeke *et al.* 2011).

Dentro de los programas que se han desarrollado en los últimos años esta CANARY como parte del proyecto desarrollado por el National Homeland Security Research Center (Berry *et al.*, 2008). CANARY es un programa de detección de eventos en hidrosistemas que utiliza los datos de operación en curso para determinar la variación natural de la señal que representa los parámetros de calidad del agua. Identificando dicha variación se identifican las posibles falsas alarmas. Adicionalmente, puede detectar acontecimientos inesperados o "anormales", como un mal funcionamiento del sensor o una rotura de tubería (Berry *et al.*, 2008).

Por su parte van den Broeke *et al.* (2011) desarrollan un algoritmo de detección de mediciones no confiables en la información recibida del sensor relacionándolo con su funcionamiento. El algoritmo detecta los valores que superan los rangos normales de un parámetro. En el caso de que las lecturas se salgan de los límites, el sistema genera una alarma.

La detección de mediciones no confiables controla los cambios en la forma del espectro a través del tiempo. Durante el desarrollo del algoritmo se identifican los espectros que representan la "normalidad" de un evento. Posteriormente, el cambio de esta normalidad se determina estableciendo la primera derivada del espectro con el fin de eliminar la variabilidad que se pueda presentar debido al ruido (Langergraber *et al.*, 2006). Esto da lugar a un enfoque de este análisis sobre las sustancias disueltas. Estos cambios anormales se determinan comparando cada valor de absorbancia con el valor promedio y desviación estándar de los límites establecidos. Si la suma de los cambios para ese valor de absorbancia supera los límites establecidos, se activa una alarma (van den Broeke *et al.*, 2011).

CAPÍTULO 3

MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se presenta en una primera parte una breve descripción de los captores de contaminantes utilizados para el desarrollo del trabajo de grado. Luego se muestran los sitios experimentales en donde se realizó la recolección de muestra a analizar seguido de una descripción de las características de los hidrosistemas con nueve parámetros de calidad controlados durante las pruebas y al final se describe el diseño, desarrollo e implementación del montaje experimental junto con los protocolos de ensayos realizados.

3.1 CARACTERÍSTICAS DE LOS INSTRUMENTOS DE MEDICIÓN

Los dos instrumentos de medición utilizados fueron: Turbidímetro y espectrómetro UV-Vis. A continuación se presentan las características específicas de los captores utilizados y algunas recomendaciones básicas de operación y mantenimiento provenientes de sus manuales de operación.

3.1.1 Turbidímetro Viso Turb 700 IQ-WTW

3.1.1.1 Características generales

El turbidímetro utilizado en este trabajo consta principalmente de cuatro partes cuya ubicación se muestra en la Figura 3.1. Un eje de funcionamiento (1), cabeza de conexión (2), ventana óptica de medición (3) y un disco de zafiro para una limpieza ultrasonido automática (4). Su principal campo de aplicación es la medición estacionaria de turbidez o de sólidos suspendidos totales en cuerpos de aguas residuales. El rango de medición que utiliza es de 0 - 4000 NTU.



Figura 3.1 Turbidímetro Viso turb 700 IQ WTW (WTW on-line, 2010).

El sistema de limpieza ultrasonido estimula el disco de zafiro hasta producir vibraciones en el rango ultrasonido. Como resultado, el movimiento de la superficie previene el crecimiento de contaminantes en casi todos los casos y además asegura valores tomados confiables durante la operación en continuo.

3.1.1.2 Condiciones de operación

Para cuerpos de agua con baja turbiedad (< 100 FNU), una luz infrarrojo penetra profundamente la muestra y por tanto se debe garantizar un ambiente adecuado de medición pues éste tiene un efecto significativo sobre los datos arrojados por el sensor en efecto la luz que es dispersada en el fondo o en las paredes puede golpear con el detector del sensor y simular una turbidez mayor a la real. Además, el resultado de la medición puede variar cuando la luz del sol cae directamente sobre el sensor. Teniendo en cuenta lo anterior, el fabricante recomienda siempre mantener una distancia de al menos 10 cm entre el fondo y el sensor y 50 cm entre la pared del recipiente y el sensor. Adicionalmente la presencia de burbujas de aire en la muestra de agua y la proximidad espacial de dos sensores ópticos pueden afectar el resultado arrojado por el sensor.

Como regla general, el disco de zafiro (ver Figura 3.1) debe ser colocado en contra de la dirección del flujo en un ángulo aproximado de 20 a 45 grados (Figura 3.2). La única excepción sucede cuando en el cuerpo de agua arrastra flotantes gruesos que puedan adherirse a la ventana de medición (palos, cabellos, etc.): en este caso se recomienda inclinar el sensor en dirección de flujo con el fin de favorecer la autolimpieza (WTW on-line, 2011).

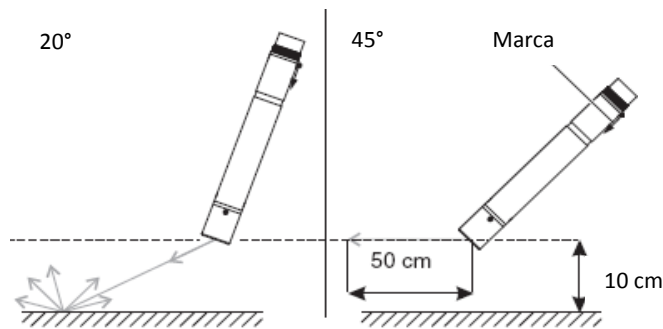


Figura 3.2 Condiciones de operación del VisoTurb 700 (WTW on-line, 2011).

3.1.2 Espectrómetro UV-Vis Spectro::Lyser-S::CAN

3.1.2.1 Fundamentos y Principios

Existen diferentes técnicas de espectrometría que permiten la medición de iones derivados de las moléculas para la identificación de compuestos de una muestra y se dividen según el tipo de radiación, como lo son:

- AAS – Espectroscopía de absorción atómica
- ICP-AES – Espectroscopía de absorción atómica
- IR - Infrarojos
- IRM - Imágenes por resonancia magnética
- MS - Espectrometría de masas
- RMN - Resonancia magnética nuclear
- RAMAN
- UV - Ultravioleta
- UV/Visible - Ultravioleta y visible
- X - Rayos X



Figura 3.3. Espectro Electromagnético – Frecuencia y longitud de onda (Fuente: <http://www.s-can.at/parameter.php?langcode>).

Como se mencionó con anterioridad, las sustancias absorben energía radiante (longitudes de onda mostradas en la Figura 3.3) que no pertenecen al espectro visible. Dicha absorción depende de la estructura de las moléculas y es característica para cada sustancia. La sonda spectro::lyser de la compañía austriaca s::can, que utiliza como análisis óptico la espectrofotometría UV-Vis, indica que usa haces de radiación del espectro electromagnético en el rango UV (80 a 400 nm) y de la luz visible (400 a 800 nm). No está de más aclarar que la absorción de la luz depende tanto de la concentración de la sustancia y la distancia que tenga que recorrer el haz de luz. Es por esta razón,

que para sustancias altamente concentradas o contaminadas se utiliza una ventana de medición de la sonda más pequeña (Ley de Beer-Lambert Figura 3.4) (s::can, 2007).

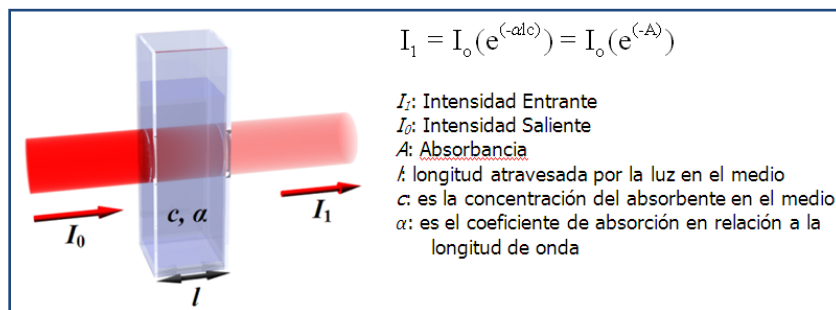


Figura 3.4. Ley de absorción Bouguer-Lambert-Beer (Absorbancia) (Fuente: <http://fisicavirtual11.blogspot.com/p/espectro-elctromagnetico.html>)

3.1.2.2 Quimiometría

Para la interpretación de los datos registrados por la sonda spectro::lyser de la compañía austriaca s::can, se utiliza el software ana::pro Versión 5.3 que como fundamento y principio se basa en la quimiometría, definida como la aplicación estadística y métodos matemáticos en la química analítica, cuyos componentes vinculados son: software, bases de datos y hardware. Dicho software contiene una serie de algoritmos matemáticos desarrollados por el fabricante s::can para la calibración global de la sonda con el propósito de optimizar la medición dependiendo del tipo de muestra (agua potable, ríos, agua residual) y la calibración local que permite optimizar las mediciones cuando la muestra en análisis no está contemplada en los algoritmos del programa. Por lo tanto, se deben efectuar ensayos de laboratorio para comparar los resultados obtenidos con aquellos obtenidos con la sonda (s::can, 2007).

En la Figura 3.5 se describen de forma aproximada los rangos de longitudes de onda en los cuales se han detectado que las absorbancia están correlacionadas con las concentraciones de los contaminantes allí mostrados. No obstante, cabe resaltar que los compuestos, a diferencia de sustancias como NO_2 , pueden absorber luz en muchas más longitudes de onda, tanto en el rango UV como en el Visible debido a su naturaleza intrínseca de compuesto, como por ejemplo, la DQO. Por otra parte, es importante recordar que los espectros de absorbancia adquiridos en el proceso de medición de la sonda spectro::lyser no han tenido ningún tratamiento físico o químico, que pueda separar sustancias de la muestra con el fin de detectar un sólo compuesto o sustancia y así correlacionarla con una sola longitud de onda. Por lo tanto, el fabricante y el estado del arte de la espectrometría UV-Vis han consolidado la detección de contaminantes en algunos rangos del espectro (ver numeral 2.2.2).

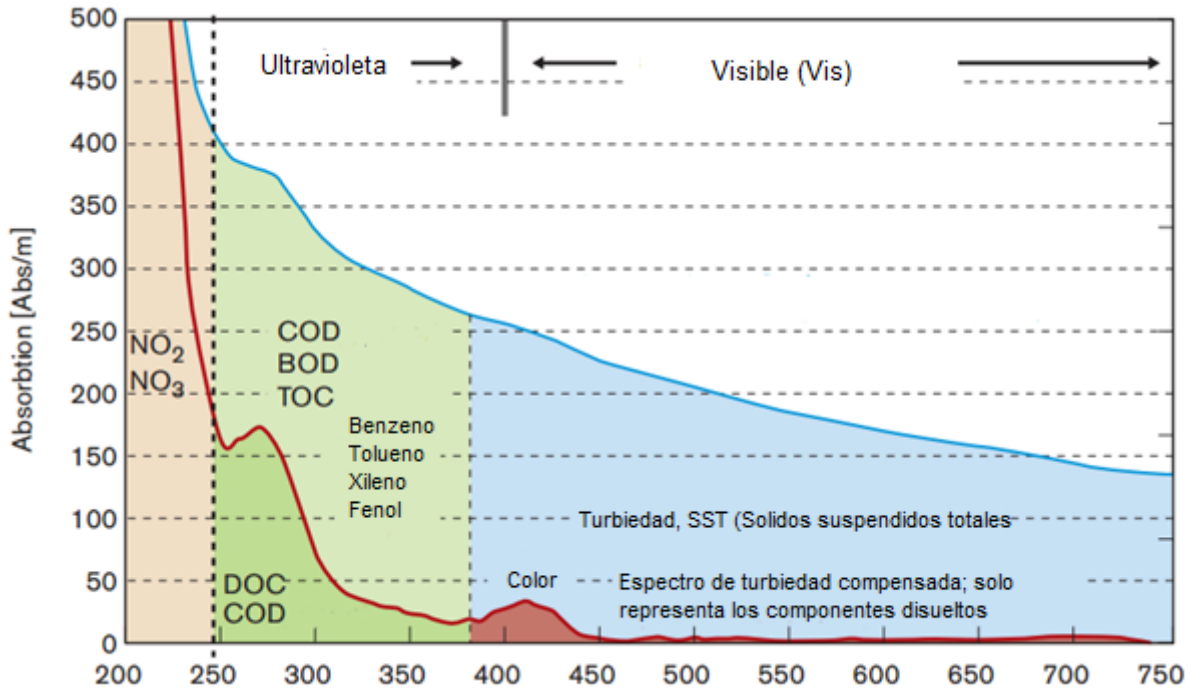


Figura 3.5 Parámetros derivados de las mediciones del espectrómetro UV-Vis Fuente: <http://www.s-can.at/index.php?id=5>.

La sonda Spectro::Lyser de la sociedad austriaca s:can, es un espectrómetro sumergible, capaz de medir en línea los espectros de absorción (UV-Vis) directamente en medio líquidos (*in situ*). De igual forma puede ser utilizada fuera de medios líquidos gracias a los accesorios y dispositivos que son acoplables a ella. Las dimensiones de la sonda se observan en la Figura 3.6.

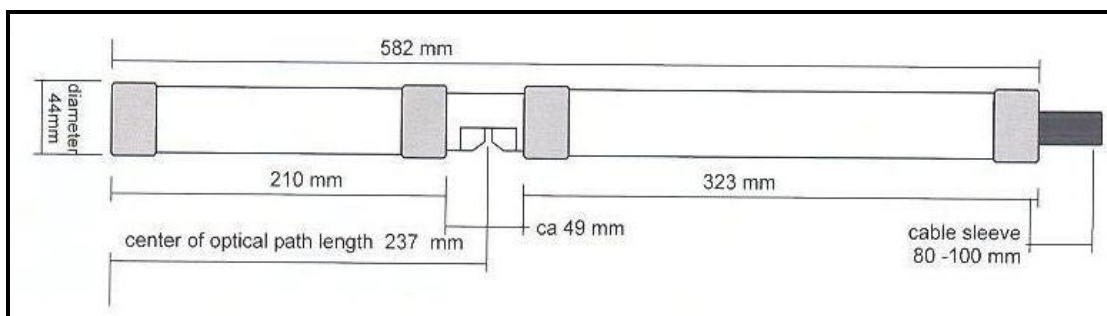


Figura 3.6 Dimensiones Sonda (s:can, 2007).

Su uso es principalmente para detectar las concentraciones de sustancias contaminantes e indicadores de calidad de agua. Su aplicación va desde agua pura (potabilización) hasta aguas de vertimientos industriales (aguas residuales) (s:can, 2007).

La sonda trabaja de acuerdo con el principio de la espectrometría UV-Vis: al emitir un rayo de luz que se mueve a través del medio en estudio se mide éste se debilita debido a las sustancias y/o partículas contenidas. Cada molécula de una sustancia disuelta absorbe la radiación en ciertas longitudes de onda, por lo cual se puede determinar la concentración de las sustancias según la absorción de la muestras, es decir, a más alta concentración de agentes contaminantes más es debilitado el haz de luz.

Su diseño consiste en tres componentes principales: (i) el emisor, (ii) la celda de medición y (iii) la unidad de detección (Figura 3.7). El elemento central del emisor es una fuente de luz emitida mediante una lámpara de xenón, la cual se complementa con un sistema óptico que guía el haz de luz y un sistema de control electrónico para la operación de dicha lámpara (s::can, 2007).



Figura 3.7. Partes de la Sonda (s::can, 2007).

En la sección de medición, la luz pasa a través de una ventana de medición que se llena con la sustancia en análisis. Un segundo haz de luz dentro de la sonda (haz de compensación) es guiado a la sección de comparación interna, lo cual permite identificar alteraciones durante el proceso de medición que son compensadas de forma automática (e.g. el envejecimiento de la lámpara de xenón) (Figura 3.8) (s::can, 2007).

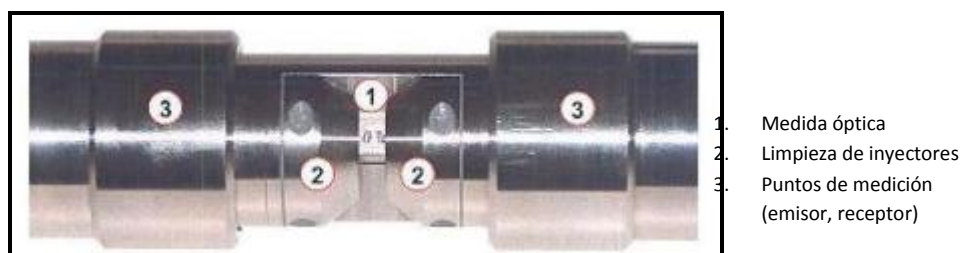


Figura 3.8 Sección de Medición (s::can, 2007).

Tabla 3.1 Especificaciones Técnicas de la Sonda Multiparamétrica Spectro::lyser (s::can, 2007).

| Especificación Técnica | | | |
|---|--|---|---|
| | Espectrometría UV-Vis 200-720 nm | Material del "housing" | acero inoxidable 1.44571 |
| Principio de medida | Lámpara de xenón, 256 fotodiodos | Peso (min.) | 2.1 kg |
| Instrumento de compensación automática | 2 haces de medición, espectro completo | Dimensiones (diámetro x longitud) | 44 mm x 578 mm / 647 mm |
| Compensación cruzada automática | Turbiedad/sólidos/sustancias orgánicas | Temperatura de operación | 0-45 °C |
| Trabajos pasados pre-calibrados | todos los parametros | Temperatura de almacenamiento | -10 °C-50 °C |
| Precisión de la solución estándar (>1 mg/l) | NO3-N: +/- 2 % + 1/OPL (mg/l) | presión de operación | 0-3 bar |
| | COD-KHP: +/- 2 % + 10/OPL (mg/l) | Especificaciones de presiones altas | 10 bar |
| Acceso a señales puras | Acceso a información espectral | Especificación de pruebas de exposición (opcional) | Según el EN60079-0, -1, ATEX |
| Referencia estándar | Agua destilada | Instalación (montaje) | Sumergido o en una celda con caudal |
| Memoria a bordo | 656 kB | Velocidad | 3 m/s (máx.) |
| Temperatura integrada del sensor | -10 °C-50 °C | Estabilidad mecánica | 30 Nm |
| Resolución del sensor de temperatura | 0.1°C | Clase de protección | IP 68 |
| Presión integrada del sensor (opcional) | 0-10 bar | Limpieza automática | aire comprimido |
| Resolución del sensor de presión | 2.5 mbar | | Presión 3-6 bar |
| Vía de integración | con::net | | duración de limpieza: 3 - 15 segundos por limpieza |
| | con::start | | Intervalo de limpieza: dependiendo de la aplicación |
| Suministro de energía | 10-15 VDC | | Tiempo de espera: 10-30 segundos |
| Consumo de energía típico | 4.2 W | | volumen de aire: 7-20 litros por limpieza |
| Consumo de energía máximo | 20 W | Conformidad - EMC | EN 61326:97/A1:98/A2:01 |
| Interfase de conexión a terminales de s::can | Conector MIL, IP 68, RS485, 12 VDC | Conformidad - Seguridad | EN 61010-1:2002 |
| Interfase a terminales terceros | Salida con::nect, modbus RTU | Garantía extendida (opcional) | 3 años |
| Longitud del cable | 7.5 m | | |
| Tipo de cable | Empaque PU | | |

La sección de medición cuenta también con accesorios para la limpieza automática de la ventana de medición, limpieza que se efectúa con aire o agua a presión en diferentes intervalos de tiempo, según programación en el software y dependiendo de la calidad del agua en estudio. Esto con el

fin de optimizar la medición y que los sólidos sedimentados cerca de la ventana no generen alteraciones al evitar el paso de luz.

La unidad de detección consta de dos componentes principales: (i) el detector y (ii) la sección de operación electrónica. Un sistema óptico se centra en la medición y compensación en un puerto a la entrada del detector, donde la luz es recibida por éste y divide el haz de luz en longitudes de onda guiando los 256 fotodiodos, que transforman la señal, por lo que no es necesario el uso de componentes sensibles al movimiento. La parte electrónica de la sonda se encarga de controlar el proceso de medición y de las etapas de procesamiento para la edición y comprobación de la señal de medición y el cálculo de los parámetros (s::can, 2007). Los parámetros que pueden ser medidos por la sonda son Demanda Biológica de Oxígeno, Carbono Orgánico Disuelto, benceno, tolueno xileno, Carbono Orgánico Total, color real, nitrato, nitrito, Sólidos suspendidos totales, turbiedad, color, temperatura, oxígeno disuelto, sulfuro de hidrógeno, carbono orgánico asimilable y el espectro total.

3.1.3 Familiarización con los sensores

Para observar las diferentes funciones y opciones de medición de la sonda se tomaron como muestras para analizar diferentes sustancias: agua potable del grifo, agua potable embotellada, bebidas gaseosas y café obteniendo como resultados los espectros que a continuación se ilustran (Tabla 3.9):

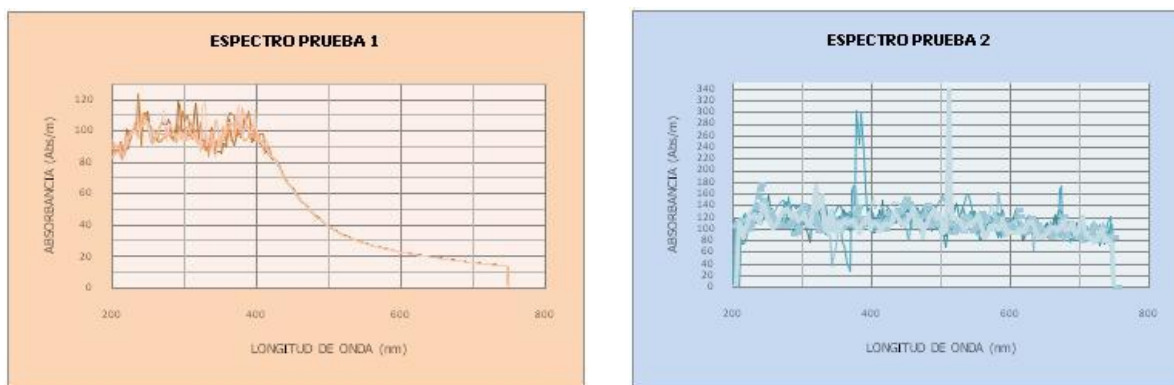


Figura 3.9 Espectros – Pruebas de la sonda, Prueba 1: Gaseosa Clara, Prueba 2: Gaseosa Oscura.

En esta práctica se observó el comportamiento espectrométrico que tienen diferentes sustancias cuando son analizadas con la sonda spectro::lyser. Por ejemplo, en la prueba 1, la gaseosa analizada de color claro presenta mayores picos en las magnitudes de absorbancia entre las longitudes de onda 250 a 400 nm, donde hacen presencia sustancias aromáticas, bencenos, Demanda Química de Oxígeno Total, entre otras sustancias. Además, en la prueba 1 se puede

observar cómo los picos varían para cada espectro, debido a la presencia de CO₂ disuelto, el cual interfiere el haz de luz proyectado por la sonda.

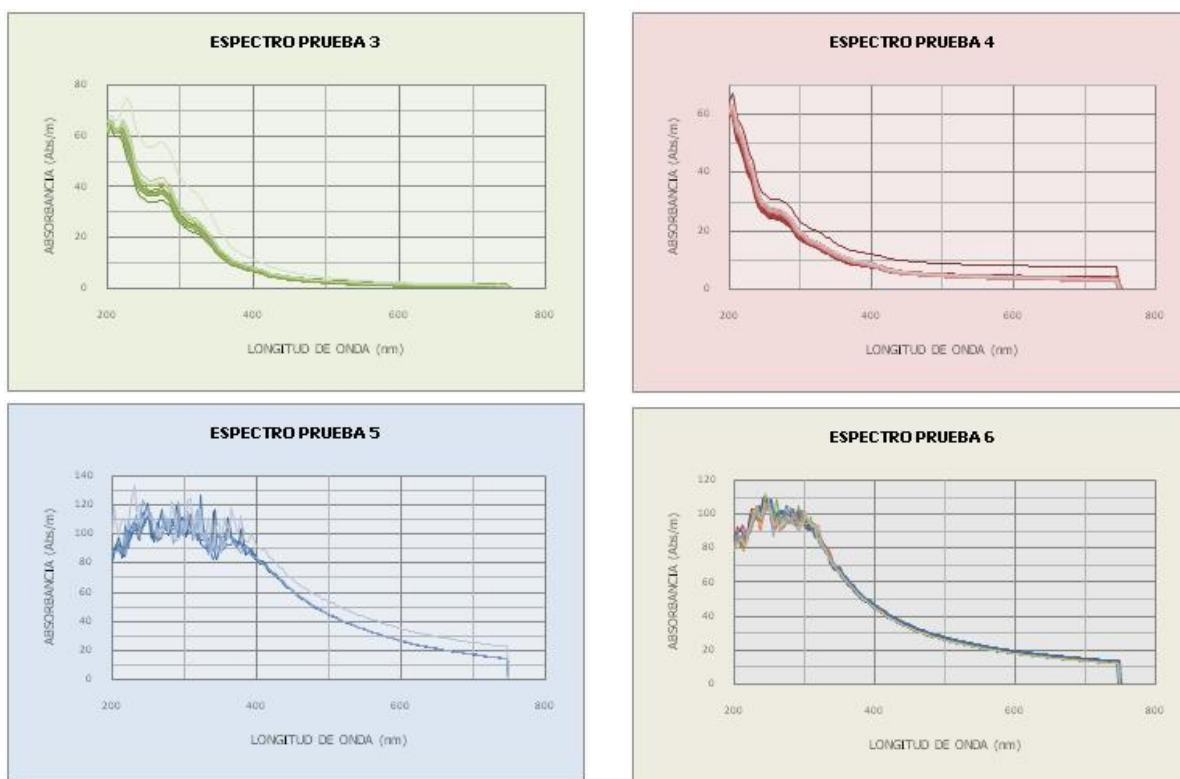


Figura 3.10 Espectros – Pruebas de la sonda, Prueba 3: Agua Potable del Grifo, Prueba 4: Agua Potable Embotellada, Prueba 5: Dilución de Gaseosa Oscura, Prueba 6: Dilución de Café (Fuente: Autor 2011).

Otro comportamiento interesante se presenta en las pruebas 3 y 4 (Figura 3.10), realizados con agua potable del grifo y agua potable embotellada respectivamente. Al comprar dichas sustancias se observan claras diferencias en las absorbancias de las longitudes de onda entre 200 y 220 nm. En dicho rango son detectables sustancias como Nitritos y Nitratos. Pero la diferencia más importante ocurre en los 257.5 nm donde se pueden detectar la Demanda Química de Oxígeno disuelto y el Carbón Orgánico disuelto de la sustancia analizada.

3.2 PUNTOS EXPERIMENTALES

Para el desarrollo de las pruebas experimentales con los captore, se realizaron visitas de campo para el reconocimiento de diferentes cuerpos de agua, con diferentes calidades de agua, según observaciones *in situ*, tales como color, olor, desechos de residuos sólidos en la ronda, entre otros aportes de agua residual y aguas lluvia a cada uno de los puntos analizados. Adicionalmente los puntos fueron seleccionados según los criterios de facilidad de acceso y seguridad del personal de

investigación y de los instrumentos de medición. Dichos lugares seleccionados son: (i) Canal del Río Arzobispo, (ii) Canal de la Pontificia Universidad Javeriana (iii) la Estación Elevadora de Gibraltar y (iv) el afluente a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Salitre.

3.2.1 Río Arzobispo

El Canal del Río Arzobispo se encuentra ubicado en la localidad de Teusaquillo. El 35 % de esta localidad está situada sobre la cuenca del Río Salitre o Juan Amarillo, a la cual pertenece el Canal del Río Arzobispo y cuenta con una densidad poblacional de 97 hab/ha para el año 2005. El Río Arzobispo nace en los Cerros orientales y es canalizado sobre la Carrera quinta (5ª) con Calle treinta y nueve (39) pasando por los barrios Santa Teresita, La Magdalena, La Soledad, Palermo y Belalcazár, en un tramo de longitud aproximada de 1.8 kilómetros. Este Río canalizado mantiene su nombre hasta la Avenida Norte Quito Sur (NQS), a partir de la cual toma el nombre del canal Salitre y recorre la localidad de Barrios Unidos. Continúa hacia el Occidente y en la Carrera 97 ingresa a la localidad de Engativá. A partir de allí se conoce como Río Juan Amarillo y finalmente vierte sus aguas al Río Bogotá (Secretaría; Alcaldía, 2009).

Para la selección del punto de muestreo y recolección de agua se realizó una visita de campo al Río Arzobispo desde el punto donde es canalizado, Carrera 5ª con Calle 39, por su recorrido hidráulico hasta la avenida Caracas. El tramo a analizar se observa en la Figura 3.11.



Figura 3.11. Río Arzobispo-Tramo en Estudio (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2011).

A la altura de la circunvalar, a dicho canal desembocan dos *box culverts* a una zona de represamiento de agua con una altura de lámina de agua de 1 m aproximadamente en el momento de la visita y 15 cm de sedimentos, el día 8 de abril de 2011 a las 8:30 a.m. Se observa acumulación de basuras flotantes al momento de la visita. En esta zona el ancho del canal es de unos 6 m y la altura de 1.65 m (Figura 3.12). En el punto 1 de la Figura 3.11 se evidenció un alto

tránsito de personas y comerciantes. Además tiene fácil acceso, lo que aumenta la seguridad del personal y los equipos de medición.



Figura 3.12 Box Culverts – Inicio Canal del Río Arzobispo en la Av. 39 (Autor, 2011).

Unos pocos metros aguas abajo (Figura 3.13), el Río Arzobispo pasa por debajo de un puente en concreto (Punto 2 de Figura 3.11) en donde el canal se reduce a un ancho de 2.20 m y la lámina de agua presenta una altura de 10 cm. Este sitio es de fácil acceso y presenta poco tránsito de personas, aunque en ocasiones es habitado por recuperadores y habitantes de la calle que utilizan la zona como área de descanso, punto de separación, refugio y vivienda.



Figura 3.13. Río Arzobispo bajo el puente en concreto (Autor, 2011).

Continuando su curso, a unos metros antes de la Carrera 7^a, el canal Arzobispo mantiene las mismas condiciones de ancho y altura de lámina y presenta un tránsito mayor de personas por tratarse de una zona empresarial. Aunque es de fácil acceso, para este tramo, al igual que para el anterior, sería necesario muestrear por medio de bombeo y realizar un represamiento de agua en el punto 3 de la Figura 3.11 con el fin de aumentar la lámina de agua hasta unos 30 cm, para facilitar dicho bombeo.



Figura 3.14 Río Arzobispo - Puente peatonal de madera (Autor, 2011).

Atravesando la Carrera 7ª, las condiciones hidráulicas son similares a las anteriormente descritas. Sin embargo se presentan dudas en cuanto a la seguridad, puesto que este lugar es muy frecuentado por habitantes de la calle, zona residencial y empresarial.


Siguiendo la continuidad del canal, llegando a la Carrera 13, hay un puente peatonal por donde transitan habitantes de la zona y se encuentra ubicada una estación de policía. En esta parte (punto 4 Figura 3.11) el ancho del canal ha sido disminuido a unos 80 cm y la lámina de agua varía aproximadamente entre 30 cm y 40 cm, según lo observado en esta visita de campo. La dificultad encontrada está relacionada con la dificultad de acceso, debido a la alta pendiente del talud que posee el canal y la falta de peldaños que facilitarían un descenso al canal de forma segura.



Figura 3.15 Río Arzobispo - Entre carrera 7ª y Carrera 13. (Autor, 2011).

Más allá de la Carrera 13, el canal presenta un desvío hacia la calle 40 en donde no fue posible acceder, puesto que en esa zona predomina el asentamiento de habitantes de la calle y recuperadores.

Para facilitar la comparación de los tramos estudiados durante la visita, en la Tabla 3.2 se resumen las características observadas en campo.

| Tabla 3.2 Análisis de diferentes secciones del Canal del Río Arzobispo. | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Punto | Geometría del Tramo | Descripción | Accesibilidad y Seguridad | Imagen |
| Av. Circunvalar con Calle 39 | Represamiento de agua Altura de lámina de agua de 1 m Altura de sedimentos 15 cm Ancho del canal 6 m Altura del canal 1.65 m Altura del punto de acceso 1.65 m | Acumulación de basuras flotantes y en el canal y la ronda. Agua Turbia de color arenoso. Olor percibible, fuerte y molesto. Tránsito frecuente de personas, comercio en los alrededores y paradero de taxis. | Fácil acceso. Seguridad aceptable. Condiciones hidráulicas apropiadas |  |
| 12 m Antes de la Carrera 7ª con Calle 39 | Altura de lámina de agua de 10 cm Altura de sedimentos 0.5 cm Ancho del canal 2.2 m Altura del canal 2 m Altura del punto de acceso 3.5 m | Acumulación de basuras en la ronda. Agua Turbia de color arenoso. Olor percibible, poco molesto. Poco tránsito de personas. Lugar frecuentado por recuperadores y habitantes de la calle. Zona utilizada como punto de separación, refugio y vivienda | Fácil acceso. Seguridad baja. Condiciones hidráulicas inapropiadas |  |
| 1.5 m Antes de la Carrera 7ª con Calle 39 | Altura de lámina de agua de 10 cm Altura de sedimentos 0.5 cm Ancho del canal 2.2 m Altura del canal 2 m Altura del punto de acceso 2 m | Acumulación de basuras en la ronda. Agua Turbia de color arenoso. Olor percibible, fuerte y molesto. Mayor tránsito de personas. Zona empresarial | Fácil acceso. Seguridad aceptable. Condiciones hidráulicas inapropiadas |  |
| Carrera 7ª con Calle 39 | Altura de lámina de agua de 10 cm Altura de sedimentos 0.5 cm Ancho del canal 2.2 m Altura del canal 2 m Altura del punto de acceso 1.65 m | Acumulación de basuras en la ronda. Agua Turbia de color arenoso. Olor percibible, fuerte y molesto. Mayor tránsito de personas. Zona residencial y empresarial. Lugar frecuentado por recuperadores y habitantes de la calle. | Fácil acceso Seguridad baja Condiciones hidráulicas inapropiadas |  |
| Carrera 13 con Calle 39 | Altura de lámina de agua de 30 cm o 40 cm Altura de sedimentos 0.5 cm Ancho del canal 80 cm Altura del canal 1.65 m Altura del punto de acceso 1.65 m Pendiente del talud - Alta | Agua Turbia de color arenoso. Gran tránsito de personas. Zona residencial y empresarial. Estación de Policía | Difícil acceso Seguridad aceptable Condiciones hidráulicas inapropiadas |  |

Comparando los diferentes tramos en estudio durante la visita de campo, el punto que cumple con las condiciones hidráulicas apropiadas para la toma de muestras, recolección por bombeo, facilidad en el acceso y seguridad, es el punto ubicado a la altura de la Avenida Circunvalar (Punto 1 de la Figura 3.11), donde a simple vista no se detecta ningún vertimiento y es un punto cercano a la Universidad.



Figura 3.16 Río Arzobispo – A la Altura de la Circunvalar (Autor, 2011).

El recorrido desde el punto de muestreo hasta el Laboratorio de Calidad de Aguas de la PUJ donde se encontraba el montaje experimental se observa en la Figura 3.17.



Figura 3.17 Recorrido-Punto de Muestreo Río Arzobispo al Montaje Experimental (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2011).

3.2.2 Canal de la Pontificia Universidad Javeriana

En la visita de campo del Canal de Aguas Residuales del Campus de la Pontificia Universidad Javeriana (PUJ) se analizaron tres puntos importantes. El tramo en estudio se observa en la Figura 3.18.



Figura 3.18 Canal PUJ – Tramo en estudio (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2011).

Desde su comienzo dentro del campus (parte nororiental, punto 1 de Figura 3.18), hasta el límite con la Av. Circunvalar (costado sur-oriental), la lámina de agua no es muy alta (Figura 3.19), lo que dificulta el bombeo y la recolección de las muestras.



Figura 3.19 Canal PUJ – Inicio dentro del Campus PUJ (Autor, 2011).

Se identifican dos vertimientos (punto 1 de Figura 3.18), al parecer de aguas lluvias de los canales de la Avenida Circunvalar, los cuales se observan en la Figura 3.20.



Figura 3.20 Canal PUJ – Vertimientos (Autor, 2011).

Continuando con el trazado del canal, éste pasa por debajo de unas escaleras peatonales en concreto (punto 2 Figura 3.18) las cuales permiten el acceso a las canchas múltiples del Campus. Antes de las escaleras, la lámina de agua llega a la mayor altura observada (10 cm aprox.), pero en esta zona se observó gran cantidad de piedras, depósito y transporte de hojas y ramas a causa de la abundante vegetación en la ronda y depósito de material en el fondo del canal. Después de llegar a dichas escaleras, la altura de la lámina de agua se mantiene (Figura 3.20). El canal posee 2 m de ancho en este punto.

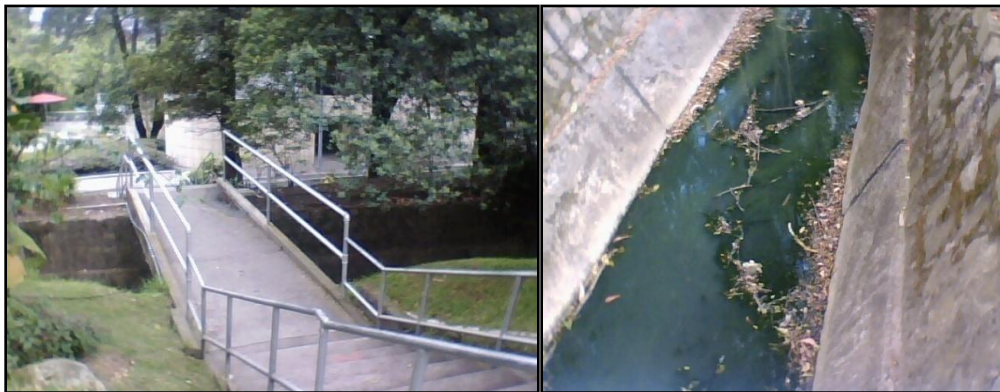





Figura 3.21 Canal PUJ – Acceso a las canchas múltiples (Autor, 2011).

Hacia el final del canal (punto 3 Figura 3.18), se presenta una gran sedimentación lo que hace que tanto la velocidad como la lámina de agua sean muy bajas, lo cual no es conveniente para la realización de muestreos (Figura 3.22).



Figura 3.22 Canal PUJ – Salida del Campus PUJ. (Autor, 2011).

Tabla 3.3 Análisis de diferentes secciones del Canal de la Pontificia Universidad Javeriana.

| Punto | Geometría del Tramo | Descripción | Accesibilidad y Seguridad | Imagen |
|--|--|---|---|---|
| Límite con la Av. Circunvalar (Punto 1) | Altura de lámina de agua de 5 cm Altura de sedimentos 0.5 cm Ancho del canal 1.2 m Altura del canal 2 m Altura del punto de acceso 2.25 m | Acumulación de hojas y ramas en el canal y la ronda. Acumulación de escombros Agua de color verdoso. Olor muy fuerte y molesto. Poco tránsito de personas. Identificación de aportes al parecer de aguas lluvias. | Dificil acceso Seguridad baja Condiciones hidráulicas inapropiadas |  |
| Acceso a las canchas múltiples (Punto 2) | Altura de lámina de agua de 10 cm Altura de sedimentos 0.5 cm Ancho del canal 1.2 m Altura del canal 2 m Altura del punto de acceso 2.25 m | Acumulación de hojas y ramas en el canal y la ronda. Acumulación de escombros Agua de color verdoso. Olor muy fuerte y molesto. Poco tránsito de personas. | Fácil acceso Seguridad aceptable Condiciones hidráulicas inapropiadas |  |
| Salida del campus (Punto 3) | Altura de lámina de agua de 10 cm Altura de sedimentos 5 cm Ancho del canal 1.2 m Altura del canal 2 m Altura punto de acceso 2.25 m | Acumulación de hojas y ramas en el canal y la ronda. Agua de color verdoso Olor muy fuerte y molesto. Sin tránsito de personas. | Dificil acceso Seguridad baja Condiciones hidráulicas inapropiadas |  |

Pese a las limitaciones de las condiciones hidráulicas apropiadas para la toma de muestras y recolección por bombeo, el punto seleccionado para este hidrosistema es hacia la parte de las escaleras en concreto que se dirigen hacia las canchas múltiples (punto 2) en donde hay constante seguridad por parte de la Universidad, es de fácil acceso y es uno de los puntos donde se presenta la mayor altura de lámina de agua y menor sedimentación. Se diseñó un sistema de represamiento de agua para garantizar el funcionamiento de un posible bombeo. El recorrido desde el punto de

muestreo hasta el Laboratorio de Calidad de Aguas de la PUJ donde se encontrará el montaje experimental se observa en la Figura 3.23.



Figura 3.23 Recorrido - Punto de Muestreo Canal PUJ al Montaje (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2011).

3.2.3 Estación Elevadora de Gibraltar

Se decidió realizar las campañas de muestreo dentro de las instalaciones de la Estación Elevadora de Gibraltar (EEG) por motivos de seguridad. La Figura 3.24 muestra los dos posibles puntos de muestreo.



Figura 3.24 Estación elevadora de Gibraltar vista en planta (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2012).

Se identificaron dos posibles lugares para la realización de las campañas de muestreo (ver Figura 3.25): (i) antes del punto de bombeo, en el pozo donde llegan las aguas residuales y aguas lluvias de la cuenca el Tintal (punto 1 de Figura 3.24); (ii) después del punto de bombeo, correspondiente al canal de descarga al Río Bogotá, donde ya las aguas afluentes se encuentran mezcladas (punto 2 de Figura 3.24).



Figura 3.25 Estación Elevadora de Gibraltar – Posibles puntos de muestreo. (Autor, 2011).

El punto 1 demandaba una logística más exigente puesto que el recorrido desde el punto de recolección de muestra a su punto de transporte era considerable con topografía desafiante. Por lo anterior, se escogió el punto 2 correspondiente al canal de descarga del río Bogotá por su fácil acceso y condiciones hidráulicas adecuadas.

La ruta de acceso a la estación Elevadora de Gibraltar, desde el Portal de las Américas del Sistema de Transporte Masivo, “*Transmilenio*” se muestra en la Figura 3.26.



Figura 3.26 Estación Elevadora de Gibraltar – Acceso desde el Portal de las Américas (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2010).

3.2.4 Planta de Tratamiento de Aguas Residuales EL SALITRE

La PTAR Salitre se encuentra ubicada en la Avenida Calle 80 # 121 -80. La ruta de acceso a la PTAR Salitre, desde la Calle 80 a la altura del puente de guadua se muestra en la Figura 3.27:



Figura 3.27 Planta de tratamiento de aguas residuales El Salitre – Acceso desde calle 80 (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2012).

En la PTAR Salitre se tratan aguas residuales del norte de la ciudad, generadas por más de dos millones de bogotanos, principalmente de hogares, oficinas, colegios y universidades, entre otros. Aunque la Planta, en su proceso final ayuda al saneamiento del Río Bogotá, también permite la descontaminación de las aguas residuales que capta en la cuenca del río Salitre, humedal Torca y humedal La Conejera. El proceso aplicado en la Planta es un Tratamiento Primario Químicamente Asistido, logrando remociones del 40 por ciento de materia orgánica y un 60 por ciento de sólidos suspendidos totales. Lo anterior permite obtener productos generados en el proceso de tratamiento de aguas y lodos (DAMA, 2004).



Figura 3.28 PTAR Salitre – Vista en planta de punto de muestreo (Google Earth v.6 y adaptado por Autor, 2012).

El muestreo solo se consideró en un punto: el más cercano al montaje experimental como se muestra en la Figura 3.28. El muestreo se realizó por medio de una bomba sumergible alquilada la cual permitió la adquisición de la muestra en poco tiempo (alrededor de 20 minutos).

Las campañas de muestreo se realizaron a en la bocatoma del canal donde se sitúa la compuerta de control de nivel hidráulico mostrada en la Figura 3.29.



Figura 3.29 Bocatoma efluente Planta de tratamiento de aguas residuales El Salitre (Autor, 2011).

3.3 CARCTERIZACION DE HIDROSISTEMAS

A los hidrosistemas anteriormente descritos se les realizó una campaña de muestreo durante la duración de los ensayos con el fin de llevar un seguimiento en laboratorio de sus características de calidad. No se realizó monitoreo durante un día completo puesto que el objetivo de esta caracterización inicial fue diferenciar las características de calidad de cada hidrosistema. Los ensayos realizados fueron:

- Turbidez
- Nitritos
- Nitratos
- Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5)
- Demanda Química de Oxígeno (DQO)
- Oxígeno Disuelto (OD)
- pH
- Conductividad
- Sólidos Suspendidos Totales

Los ensayos desarrollados en el laboratorio de calidad de aguas de la Pontificia Universidad Javeriana y los procedimientos para determinar las concentraciones de los parámetros en estudio con equipos de medición de escritorio siguen y cumplen las metodologías y técnicas que se estipulan en el *“Standard Methods for Examination of Water and Wastewater”* (APHA AWWA, 2005). Vale la pena aclarar que el número de muestras tomadas en un día, para los diferentes

hidrosistemas, dependía de la disponibilidad de material, transporte y de personal técnico del Laboratorio de Calidad de Aguas de la Pontificia Universidad Javeriana. A continuación se muestra un resumen de las principales características de cada uno de los hidrosistemas.

3.3.1 Caracterización Canal Pontificia Universidad Javeriana

Para la caracterización de las aguas del Canal de la Pontificia Universidad Javeriana, se elaboraron en el laboratorio de calidad de aguas de la Pontificia Universidad Javeriana los nueve (9) ensayos de laboratorio anteriormente mencionados, cumpliendo con los métodos estandarizados para los ensayos de laboratorios de calidad de agua, estipulados en el “Standard Methods for Examination of Water and Wastewater”. La campaña de muestreo se realizó entre el 28 de febrero y el 7 de abril de 2011 durante las 8:00 a.m. y 12 m según la disponibilidad de tiempo. Se tomaron once (11) muestras por triplicado para cada ensayo y éstos eran realizados el mismo día de adquisición de las muestras.

Los parámetros de calidad medidos se muestran en la Tabla 3.4 y la Figura 3.30 relaciona los valores de los contaminantes de canal Javeriana. Se observa que las concentraciones que predominan en este hidrosistema son la DQO y los SST. La lista completa de los resultados de los ensayos se presenta en el Anexo A.

Tabla 3.4 Resultados de la caracterización del Canal Pontificia Universidad Javeriana.

| | Mínimo | Promedio | Máximo |
|-------------------------|--------|----------|--------|
| DQO (mg/l) | 27.0 | 71.4 | 177.0 |
| Nitritos (mg/l) | 4.4 | 10.7 | 15.6 |
| Nitratos (mg/l) | 14.1 | 14.9 | 18.3 |
| OD (mg/l) | 3.6 | 6.1 | 8.0 |
| SST (mg/l) | 14.0 | 62.6 | 350.0 |
| pH (uni) | 7.6 | 7.9 | 8.6 |
| Turbiedad (UNT) | 1.0 | 51.1 | 270.0 |
| Cond (µS/cm) | 131.2 | 248.2 | 365.8 |
| DBO ₅ (mg/l) | 4.0 | 12.1 | 24.0 |

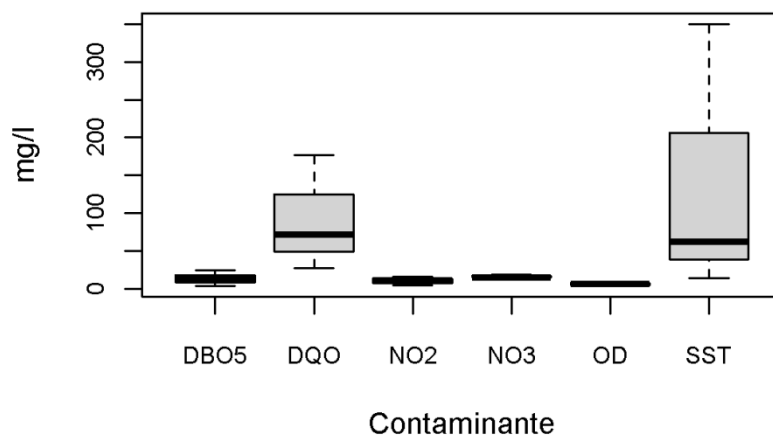


Figura 3.30 Concentraciones de contaminantes – Canal Javeriana.

3.3.2 Caracterización Río Arzobispo

Para la caracterización de las aguas del Canal del Río Arzobispo, se elaboraron en el laboratorio de calidad de aguas de la Pontificia Universidad Javeriana los nueve (9) ensayos de laboratorio anteriormente mencionados, cada uno de ellos por triplicado, cumpliendo con los métodos estandarizados para los ensayos de laboratorios de calidad de agua, estipulados en el “Standard Methods for Examination of Water and Wastewater”. La campaña de muestreo se realizó entre el 28 de febrero y el 7 de abril de 2011 durante las 8:00 a.m. y 12 m. según la disponibilidad de tiempo. Se tomaron diez (10) muestras por triplicado para cada ensayo y éstos eran realizados el mismo día de adquisición de las muestras. Los parámetros de calidad medidos se muestran en la Tabla 3.5. La lista completa de los resultados de los ensayos se presenta en el Anexo A. La Figura 3.31 relaciona los valores de los contaminantes de canal Javeriana. Se observa que las concentraciones que predominan en este hidrosistema son la DQO y los SST.

Tabla 3.5 Resultados de la caracterización del Canal Río Arzobispo.

| | Mínimo | Promedio | Máximo |
|-------------------------|--------|----------|--------|
| DQO (mg/l) | 3.0 | 31.3 | 83.0 |
| Nitritos (mg/l) | 0.1 | 1.0 | 2.0 |
| Nitratos (mg/l) | 13.8 | 14.2 | 14.4 |
| OD (mg/l) | 5.6 | 8.7 | 11.6 |
| SST (mg/l) | 2.0 | 18.4 | 98.0 |
| pH (uni) | 6.4 | 7.3 | 8.0 |
| Turbiedad (UNT) | 0.3 | 13.8 | 67.7 |
| Cond (µS/cm) | 24.7 | 51.0 | 80.5 |
| DBO ₅ (mg/l) | 2.0 | 3.9 | 8.0 |

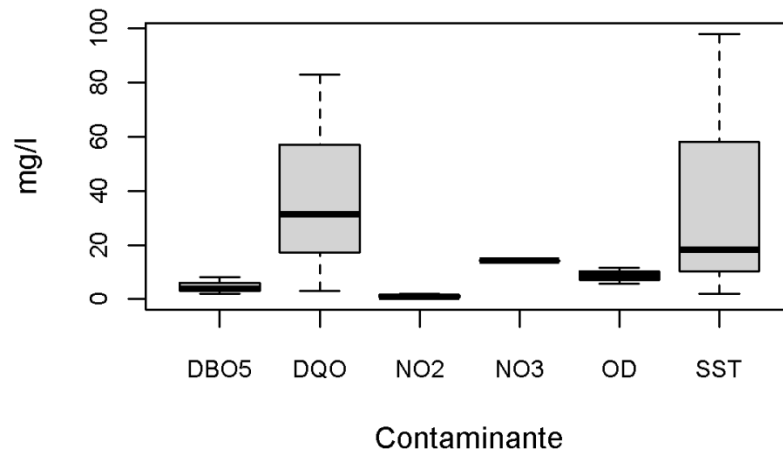


Figura 3.31 Concentraciones de contaminantes – río Arzobispo.

3.3.3 Caracterización Estación Elevadora de Gibraltar

Para la caracterización de las aguas de la Estación Elevadora de Gibraltar (EEG), se elaboraron en el laboratorio de calidad de aguas de la Pontificia Universidad Javeriana los nueve (9) ensayos de laboratorio anteriormente mencionados.

La campaña de muestreo se realizó entre el 28 de febrero y el 8 de abril de 2011 durante las 8:00 a.m. y 12 m. según la disponibilidad de tiempo. Para este punto sólo se alcanzaron a recolectar siete (7) muestras por triplicado debido a que durante la campaña de medición y recolección de muestras fue temporada invernal, causando que los niveles del Río Bogotá (alerta roja) aumentaran, por lo que las aguas del Río entraban a la Estación Elevadora de Gibraltar cambiando la calidad del agua afluente y causando que ésta perdiera la representatividad del agua que se buscaba analizar. Sumado a este impase durante la campaña de medición se presentaron problemas logísticos que limitaron el ingreso a la Estación.

Los parámetros de calidad medidos se muestran en la Tabla 3.6. La lista completa de los resultados de los ensayos se presenta en el Anexo A. La Figura 3.32 relaciona los valores de los contaminantes de canal Javeriana. Se observa que las concentraciones que predominan en este hidrosistema son la DQO y los SST.

Tabla 3.6 Resultados de la caracterización de la Estación elevadora de Gibraltar.

| | Mínimo | Promedio | Máximo |
|--------------------|--------|----------|--------|
| DQO (mg/l) | 190 | 559.52 | 937 |
| Nitritos (mg/l) | 0.7 | 8.3 | 13.67 |
| Nitratos (mg/l) | 15.97 | 20.14 | 23.8 |
| OD (mg/l) | 0 | 0 | 0 |
| SST (mg/l) | 70 | 358.62 | 1040 |
| pH (uni) | 7.1 | 7.57 | 7.9 |
| Turbiedad (UNT) | 5.8 | 125.79 | 289 |
| Cond (μ S/cm) | 364.5 | 882.4 | 1315 |
| DBO5 (mg/l) | 48 | 76.1 | 84 |

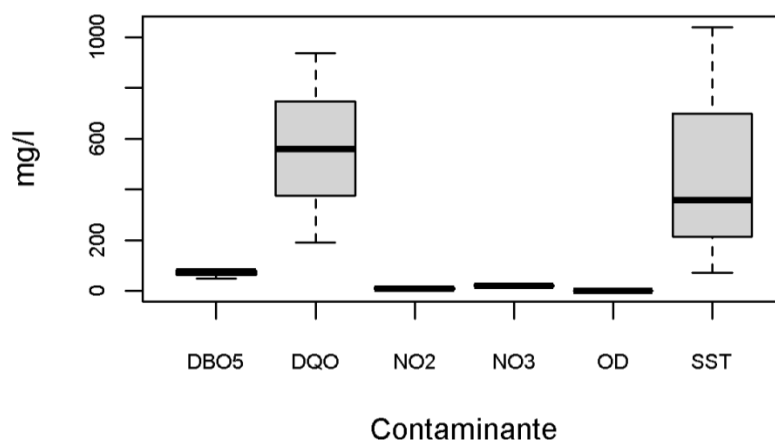


Figura 3.32 Concentraciones de contaminantes – estación Gibraltar.

3.3.4 Caracterización PTAR Salitre

Los ensayos de laboratorio para las muestras de PTAR Salitre las realizó el personal de la Empresa de Acueducto de Bogotá en el laboratorio de calidad de aguas de PTAR Salitre. Para este hidrosistema se hizo muestreo cada hora desde las 9:00 am hasta las 8:00 pm entre el 29 de junio y el 3 de julio de 2011. En total se realizaron 36 muestreos por triplicado y los parámetros de calidad medidos se muestran en la. La lista completa de los resultados de los ensayos se presenta en el Anexo A. La Figura 3.33 relaciona los valores de los contaminantes de canal Javeriana. Se observa que las concentraciones que predominan en este hidrosistema son la DQO y los SST.

Tabla 3.7 Resultados de la caracterización de la Estación elevadora de Gibraltar.

| | Mínimo | Promedio | Máximo |
|----------------------------------|--------|----------|--------|
| Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 745.0 | 868.9 | 966.0 |
| DBO ₅ (mg/l) | 165.0 | 249.5 | 643.0 |
| DQO (mg/l) | 285.0 | 496.7 | 988.0 |
| Nitratos (mg/l) | 0.0 | 0.1 | 1.1 |
| OD (mg/l) | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| pH (uni) | 6.7 | 7.2 | 8.9 |
| SST (mg/l) | 16.0 | 227.8 | 997.0 |
| Turbiedad (UNT) | 85.9 | 171.6 | 638.0 |
| Nitritos (mg/l) | 0.0 | 1.4 | 3.0 |

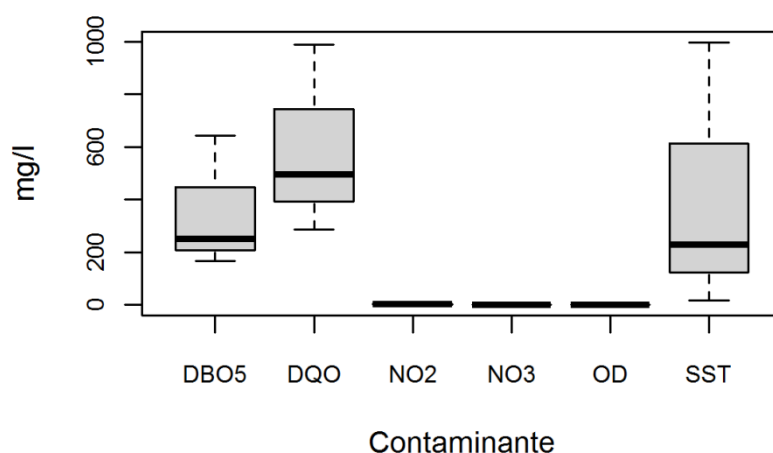


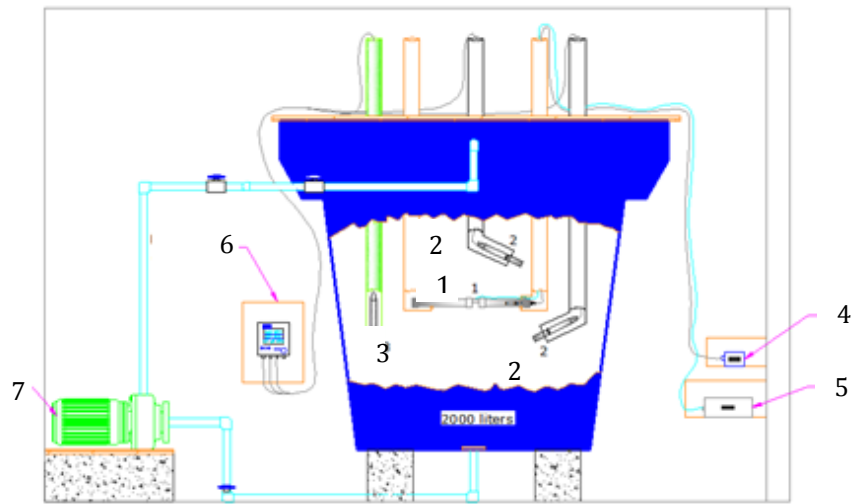
Figura 3.33 Concentraciones de contaminantes – PTAR Salitre.

A modo general se encontró que río Arzobispo presenta las concentraciones mas bajas con rangos menores a los 100 mg/l, luego canal Javeriana con concentraciones menores a los 300 mg/l y por último estación Gibraltar y PTAR Salitre se destacan por concentraciones muy altas de rangos hasta los 1000 mg/l. Los resultados arrojados muestran que la dispersión de los valores de concentraciones es alta pero aun así este muestreo permitió identificar los diferentes rangos en los que los parámetros se mueven para la posterior relación de los mismos y los resultados de los análisis.

3.4 MONTAJE EXPERIMENTAL

Para establecer recomendaciones de operación y mantenimiento de los captos de contaminantes (turbidímetro y espectrómetro UV-Vis), se realizó el esquema del diseño del montaje experimental mostrado en la Figura 3.34 y Figura 3.35, para determinar los materiales y

accesorios necesarios. Este montaje se diseñó con el propósito de que el agua recolectada de cada uno de los puntos anteriormente descritos circulara continuamente, con el ánimo de evitar una sedimentación significativa de los sólidos en suspensión, y así, someter los sensores a diferentes condiciones controladas de operación.



(1) Spectro::lyser (2) Visoturb (Turbiedad) (3) Sensolyt (pH y T°) (4) Housing (5) Compresor (6) Almacenamiento y transferencia de datos (7) Bomba.

Figura 3.34 Diseño Montaje Experimental-Vista frontal (Autor, 2011).

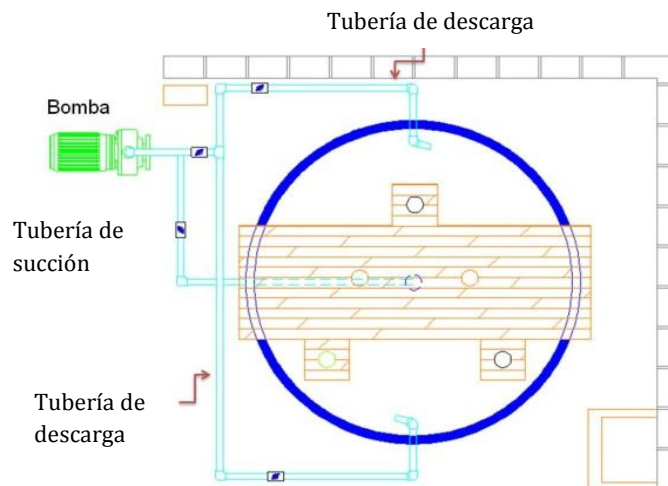


Figura 3.35 Diseño Montaje Experimental-Vista en planta (Autor, 2011).

El montaje se instaló en dos lugares: (i) en el laboratorio de hidráulica de la Pontificia Universidad Javeriana, en donde se analizaron muestras de agua procedentes del Río Arzobispo, el Canal de Aguas del Campus PUJ y la Estación Elevadora de Gibraltar, y (ii) en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales El Salitre, en donde se analizaron aguas procedentes de la bocatoma de la planta.

El montaje experimental consta básicamente de un tanque con capacidad de 2000 litros de forma cilíndrica, una Electrobomba auto-cebante IHM GS 50 2HP 2"-2" que succiona de la parte inferior del tanque y descarga por dos costados del mismo por medio de tuberías y accesorios en PVC de 1.5", los cuales permiten la recirculación de las muestras recolectadas. La tubería de descarga se encuentra sumergida para evitar la aireación (oxigenación) a la muestra (Figura 3.36).



Figura 3.36. Montaje experimental- Laboratorio de Hidráulica PUJ (izquierda) - PTAR Salitre (derecha) (Autor, 2011).

Se utilizaron dos turbidímetros para el desarrollo de las pruebas. Un turbidímetro al cual se le implementaba las pruebas propuestas y un turbidímetro testigo el cual mantenía una limpieza automática cada minuto y no se le variaban sus condiciones de operación. Este turbidímetro testigo se utilizó para controlar los eventuales cambios que se pudieron producir dentro del hidrosistema y que no fueran atribuibles a condiciones de operación de los sensores. Se utilizó un solo espectrómetro UV-Vis por ser el único en la Universidad Javeriana. El sensor testigo fue un turbidímetro puesto que se contaba con dos para el desarrollo de las pruebas. Se es consciente que el sensor con características superiores para tal fin era el espectrómetro UV-Vis, pero al tener a disposición solo uno, no podían controlarse los eventuales cambios de la muestra cuando se implementaban las prueba para dicho sensor en monitoreo prolongado.

El espectrómetro y los dos turbidímetros, fueron soportados y ajustados con tubería de PVC de 2" perforadas cada 5 cm, para controlar la profundidad, posición y ángulos de los instrumentos de medición. Los equipos se introdujeron en las tuberías garantizando la seguridad de los equipos y los cables de transmisión de datos y energía.

Para lograr el objetivo propuesto, se estableció un procedimiento, el cual se describe de manera detallada en el Capítulo 3.4.1 para las condiciones de implementación y en el Capítulo 3.4.2 para las condiciones de operación y mantenimiento. Dentro de las condiciones de implementación analizadas están los ángulos y profundidades a los que el sensor es instalado y las condiciones de

operación fueron el intervalo de toma de datos, la evolución temporal de la precisión y las limpiezas automáticas.

Inmediatamente se terminaba de llenar el tanque hasta una altura de la lámina de agua de 1.35 m, se colocaba en funcionamiento la bomba para la recirculación del agua muestreada. Al finalizar las pruebas para la muestra del hidrosistema en análisis, se desocupaba el tanque bombeando el agua hasta el drenaje de aguas residuales del campus, se lavaba y se procedía a la recolección del siguiente punto. Inicialmente se estudió la operación y mantenimiento de los sensores con aguas del Canal de la PUJ entre el 4 y 12 de mayo de 2011, posteriormente del Río Arzobispo entre el 12 y 18 de mayo de 2011, luego de la Estación Elevadora de Gibraltar entre el 19 y 31 de mayo y finalmente de la PTAR Salitre entre el 16 y 26 de junio de 2011.

3.4.1 Procedimiento para Determinar Condiciones de implementación

El ensayo de operación fue planeado para estudiar las posiciones adecuadas de los captores, referentes a la profundidad y ángulos.

Como se mencionó anteriormente, los soportes de las sondas fueron perforados cada 5 cm con el ánimo de manipular de manera controlada la profundidad y ángulos de los equipos. Según recomendaciones del fabricante la sonda puede ser sumergida a una profundidad máxima de 1 m (s::can, 2007). En el caso de los turbidímetros, éstos pueden sumergirse a una profundidad máxima de 15 m (s::can, 2007).

Inicialmente se colocaron los sensores en el orificio en donde la altura sumergida de lámina de agua es de 95 cm: en este punto se tomó la lectura de tres (3) espectros por minuto. Posteriormente, los sensores son colocados en el orificio inmediatamente anterior para una profundidad de 90 cm y así sucesivamente hasta que la profundidad de agua fuera mínima, es decir 5 cm, tomando para cada profundidad tres (3) espectros por minuto. Este procedimiento tuvo una duración aproximada de 3 horas para cada hidrosistemas estudiado.

La Figura 3.37 muestra de manera esquemática las posibles posiciones de los turbidímetros, los cuales son sujetados con un sólo soporte, manteniendo el ángulo de 45° para su óptima medición (izquierda). También en esta figura se muestra el esquema de la posición del espectrómetro UV-Vis, el cual es sujetado con dos soportes para controlar la profundidad y la inclinación (derecha).

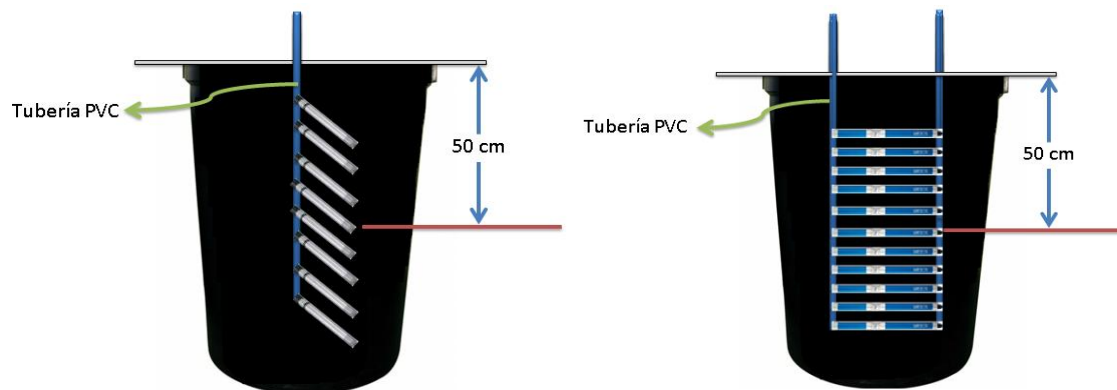


Figura 3.37 Procedimiento de implementación – Profundidad turbidímetro (izquierda) y espectrómetro UV-Vis (derecha) (Autor, 2011).

Para el análisis de operación de posiciones variando los ángulos, el procedimiento consistió inicialmente en insertar el turbidímetro en un codo de 45° para obtener la condición ideal, según recomendaciones del fabricante (WTW). Una vez sumergido se tomó una (1) lectura cada minuto repitiendo tres (3) veces el procedimiento por ángulo. Es decir, se tomaron tres (3) registros por cada ángulo y la duración por ángulo fue de cinco (5) minutos. Luego se varió el ángulo y se repitió el procedimiento para cada nueva posición. Los ángulos variaron entre 6 y 90 y se obtuvieron utilizando codos o combinaciones de codos de PVC disponibles en el mercado (Tabla 3.8).

Tabla 3.8 Variación de ángulos para la prueba de implementación de los sensores.

| Ángulos | Descripción | Ángulos | Descripción |
|---------|--|---------|--|
| 6° | Codos que se encuentran fácilmente en el mercado | 51° | Combinación de los codos 45°+6° |
| 11.25° | Codos que se encuentran fácilmente en el mercado | 56.3° | Combinación de los codos 45°+11.25° |
| 17.3° | Combinación de los codos 6°+11.25° | 62.3° | Combinación de los codos 45°+11.3°+6° |
| 22.5° | Codos que se encuentran fácilmente en el mercado | 67.5° | Combinación de los codos 45°+22.5° |
| 28.5° | Combinación de los codos 6°+22.5° | 73.5° | Combinación de los codos 45°+22.5°+6° |
| 33.8° | Combinación de los codos 22.5°+11.25° | 78.8° | Combinación de los codos 45°+22.5°+11.25° |
| 39.8° | Combinación de los codos 22.5°+11.3°+6° | 84.8° | Combinación de los codos 45°+22.5°+11.25°+6° |
| 45° | Codos que se encuentran fácilmente en el mercado | 90° | Codos que se encuentran fácilmente en el mercado |

La duración de este ensayo fue de aproximadamente 8 horas para cada muestra recolectada. Las variaciones de los ángulos del turbidímetro, el cual es sujetado con un sólo soporte, se observan en la Figura 3.38.

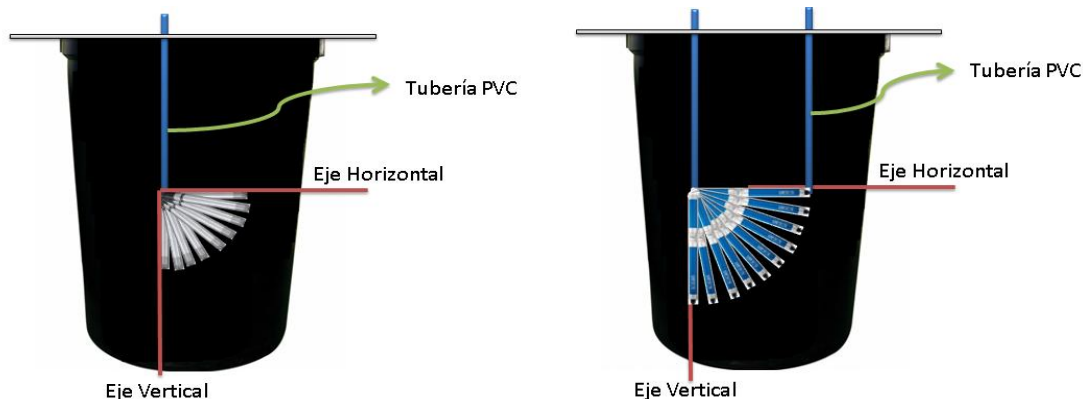


Figura 3.38 Procedimiento de implementación – Ángulos para el turbidímetro (Izquierda) - Ángulos para el espectrómetro UV-Vis (derecha) (Autor, 2011).

Para el ensayo de posiciones del espectrómetro UV-Vis, se elaboró el mismo procedimiento anteriormente descrito de manera detallada para el turbidímetro y con las mismas frecuencias de medición. Esta sonda fue sujeta con dos soportes, tal como se muestra en la parte derecha de la Figura 3.38.

3.4.2 Procedimiento para Determinar Condiciones de Operación y Mantenimiento.

Para las pruebas de operación y mantenimiento, el procedimiento se dividió en tres fases: (i) análisis del intervalo de medición recomendado, (ii) análisis del uso del sistema de autolimpieza del espectrómetro con agua y con aire, y (iii) análisis de la variación temporal de la precisión sin limpieza.

Para la primera fase que permite identificar cuál es el intervalo óptimo de medición, el procedimiento consistió en dejar la sonda y el turbidímetro en las condiciones recomendadas por los fabricantes de los equipos a una profundidad de 50 cm medidos desde la superficie de lámina de agua. Desde el software ana::pro para el espectrómetro UV-Vis y IQ sensor net para el turbidímetro se programaron los intervalos mínimos de medición, decir cada minuto para ambos sensores. La duración de este ensayo fue de 12 horas aproximadamente para cada una de las muestras recolectadas. De esta forma se obtiene una serie de datos con turbiedades y espectros cada minuto para poder implementar el programa desarrollado por Ruiz *et al.* (2011) de intervalos de medición recomendados para sensores de monitoreo en continuo. Este análisis requiere que dicho intervalo de medición sea el mínimo posible.

Para la segunda fase, (análisis del uso del sistema de autolimpieza del espectrómetro UV-Vis) se instaló el sistema de autolimpieza a la sonda y ésta se insertó hasta 50 cm desde la superficie de la lámina de agua en posición totalmente horizontal en sentido perpendicular a la dirección del flujo. El intervalo de medición utilizado fue de un minuto para ambos sensores y se tomaron series de datos según los intervalos de limpieza presentados en la Tabla 3.9:

Tabla 3.9 Duración de pruebas de autolimpieza del espectrómetro UV–Vis (Autor, 2011).

| Intervalo de limpieza (min) | Duración Prueba (min) |
|-----------------------------|-----------------------|
| 1 | 20 |
| 2 | 40 |
| 5 | 90 |
| 10 | 180 |

Desde el software ana::pro se seleccionaron los diferentes intervalos de limpieza anteriormente mostrados tanto para la limpieza con aire como para la limpieza con agua. Este procedimiento se repitió para cada una de las muestras recolectadas.

Para la tercera fase, (análisis de la variación de la precisión en el tiempo sin limpieza) se insertó el espectrómetro UV-Vis hasta 50 cm desde la superficie de la lámina de agua en posición totalmente horizontal en sentido perpendicular a la dirección del flujo tomando datos cada dos (2) minutos durante 4 días. Adicionalmente se insertaron los turbidímetros, es decir el turbidímetro a analizar y el turbidímetro testigo en las condiciones establecidas por el fabricante.

Los datos fueron almacenados inicialmente en los equipos de medición y luego fueron descargados diariamente para almacenamiento en un equipo de cómputo para su posterior análisis.

3.5 HERRAMIENTAS COMPUTACIONALES

A continuación se presenta una breve descripción del software y las herramientas utilizadas y desarrolladas para analizar las series de datos obtenidos.

3.5.1 R – Project

R es un lenguaje de programación para análisis estadístico y gráfico, que provee una gran variedad de técnicas estadísticas (modelamiento lineal y no lineal, pruebas estadísticas clásicas, análisis de series temporales, clasificación, etc.) y gráficas (R Development Core Team, 2011). Además es un software libre (disponible de manera gratuita) bajo los términos de Free Software Foundation’s GNU General PublicLicense en forma de código fuente. Puede ser corrido en plataformas UNIX,

Windows y MacOS. Su instalación es sencilla y cuenta con un amplio soporte en línea (Prieto y Salamanca, 2011).

3.5.1.1 Librerías R

Como se mencionó en el ítem anterior, las librerías son paquetes de herramientas utilizadas por el programa R para ampliar sus capacidades a la hora de efectuar ciertos cálculos específicos. Como complemento adicional a las herramientas estadísticas de R, se hizo necesaria la adición de los siguientes paquetes:

- a) **MatrixStats**: Este paquete proporciona métodos que operan en filas y columnas de las matrices. El objetivo es optimizar todos los métodos por medio de la disminución del consumo de velocidad y la memoria.
- b) **R.MethodsS3**: permite desarrollar métodos estadísticos tomando acciones de manera automática como generar funciones de no ser encontradas y soluciona conflictos dentro de los mismos.

Ambas librerías fueron utilizadas para la detección de *Outliers* como parte del procedimiento de cálculo en la sección 4.3.2.3 de sistemas de limpieza (aire y agua) del espectrómetro UV-Vis.

- c) **ade4**: contiene funciones de análisis de datos para analizar información ecológica y ambiental en el contexto de métodos de exploración euclidiana. Este paquete se caracteriza por la implementación de funciones de estadística y de gráficos, la disponibilidad de datos numéricos, y estadística multivariada. Esta librería fue utilizada para establecer los componentes principales de toda la serie de datos como análisis inicial de los mismos. Los resultados de este análisis se describen en la sección 4.2.1.1.1.

3.5.1.2 Algoritmos desarrollados

A continuación se presentan los algoritmos de los programas tanto desarrollados como implementados en el presente trabajo de grado:

3.5.1.2.1 Análisis de componentes principales (PCA)

El análisis de componentes principales (PCA) se le realizó a los datos obtenidos para analizar la influencia del hidrosistema sobre los registros obtenidos. El objetivo es determinar los componentes que representen mejor la variabilidad del conjunto multivariado de datos y cómo éstos se relacionan entre sí. En este análisis se crearon tres escenarios:

- a) Análisis de incidencia sobre las absorbancias.
- b) Análisis de incidencia sobre los hidrosistemas.
- c) Análisis de incidencia sobre todos los espectros de posición.

Los casos anteriormente descritos se realizaron para las dos variables de posición consideradas: ángulos y profundidad.

El programa de PCA inicia con la lectura de los datos de entrada llamados *datos01.txt* (Figura 3.39). La estructura de este archivo varía según los casos enunciados anteriormente. Para el primer y segundo caso, los datos de entrada corresponden a una matriz de 5x220 en donde se muestra una primera columna con los ángulos de referencia (0º) del espectrómetro UV-Vis para cada hidrosistema y 219 columnas adicionales pertenecientes a las 219 longitudes de onda promedio medidas por cada ángulo de la columna 1. Para el tercer caso, los datos utilizados son todos los espectros para cada posición analizada. El análisis de componentes principales se aplica a dichos datos de entrada por medio del comando `dudi.pca()`. Este análisis arroja la influencia de cada componente sobre la variabilidad de los resultados.

El número de componentes escogidos debe representar más del 75 % la variabilidad del evento. Por lo anterior, los componentes se almacenan en la variable *pve* (porcentaje de variabilidad equivalente) y posteriormente se acumulan con el fin de verificar que superen el 75 % de representatividad. Como producto del programa, se generan cuatro archivos para mostrar los resultados del análisis:

- *pca01.jpg* es un diagrama de dispersión de las longitudes de onda representadas sobre los componentes 1 y 2.
- *pca02.jpg* es un diagrama de dispersión que muestra las clases o grupos de datos generados, representado en un sistema de coordenadas compuesto por los componentes 1 y 2.
- *pca03.jpg* es un diagrama de dispersión que muestra longitudes de onda representado en un círculo de dispersión en un sistema de coordenadas compuesto por los componentes 1 y 2.
- *pca04.jpg* es un diagrama que muestra las longitudes de onda y las posiciones analizadas representados en un sistema de coordenadas compuesto por los componentes 1 y 2.

De los resultados utilizados para crear la gráfica *pca03.jpg*, se crea el documento de salida *pesos_variables.csv* que como su nombre lo indica muestra el peso de cada componente para cada posición de referencia de los cuatro hidrosistemas. Posteriormente se generan las gráficas que representan los valores del documento *pesos_variables.csv*. Estos archivos son: *peso_wl_comp1.jpg* y *peso_wl_comp2.jpg*. que muestran el peso de los componentes 1 y 2 respectivamente. Los códigos de los programas desarrollados se presentan en el anexo B.

En la Tabla 3.10 se presentan las funciones utilizadas con su explicación general y el objetivo de su uso dentro del programa.

Tabla 3.10 Funciones utilizados en la elaboración del algoritmo de PCA.

| | |
|----------------|--|
| read.table() | Hace la lectura de archivos en formato tabla y crea un cuadro de datos. Con esta función se hizo la lectura de los datos iniciales contenidos en el archivo <i>datos01.txt</i> . |
| colQuantiles() | Estima los cuantiles para cada columna en una matriz. Se utilizó para determinar los cuantiles del 5 % y 95 %. |
| dim() | Establece la dimensión de un objeto. Utilizado para determinar la dimensión de la matriz de outliers. |
| matrix() | Se utilizó para crear la matriz de outliers. |
| while() | Permitió recorrer los espectros para determinar si los valores eran superiores o inferiores a los cuantiles establecidos. |
| which() | Permitió determinar los valores superiores o inferiores a los cuantiles establecidos para detectar los <i>outliers</i> . |
| sum() | Se utilizó para sumar los <i>outliers</i> presentes en la matriz generada. |
| quantile() | Genera cuantiles correspondientes a las probabilidades dadas. Utilizado para establecer el valor del cuantil para el 90 % de probabilidad. |
| rowSums() | Utilizado en el cálculo de la cantidad de outliers mediante la suma por filas de matriz de espectros. |
| write.csv() | Exporta los datos de la variable x en un archivo .csv. Permitió exportar los archivos <i>outliers.csv</i> y <i>confianza.csv</i> . |
| tiff() | Grafica series de datos en formatos bmp, jpeg, png y tiff. Utilizado para generar la gráfica <i>outliers_UV-vis.tif</i> . |
| seq() | Permitió crear un vector de longitudes de onda. |
| gray() | Crea un vector con niveles de gris. Utilizado para graficar los espectros en escala de grises. |
| plot() | Permite generar la gráfica del archivo <i>outliers_UV-vis.tif</i> . |
| lines() | Dibuja líneas sobre gráficas generadas. Se utilizó para dibujar los espectros en forma de líneas en el larchivo <i>outliers_UV-vis.tif</i> . |
| legend() | Agrega leyendas a las gráficas. Se utilizó para dibujar el rotulo del archivo <i>outliers_UV-vis.tif</i> . |

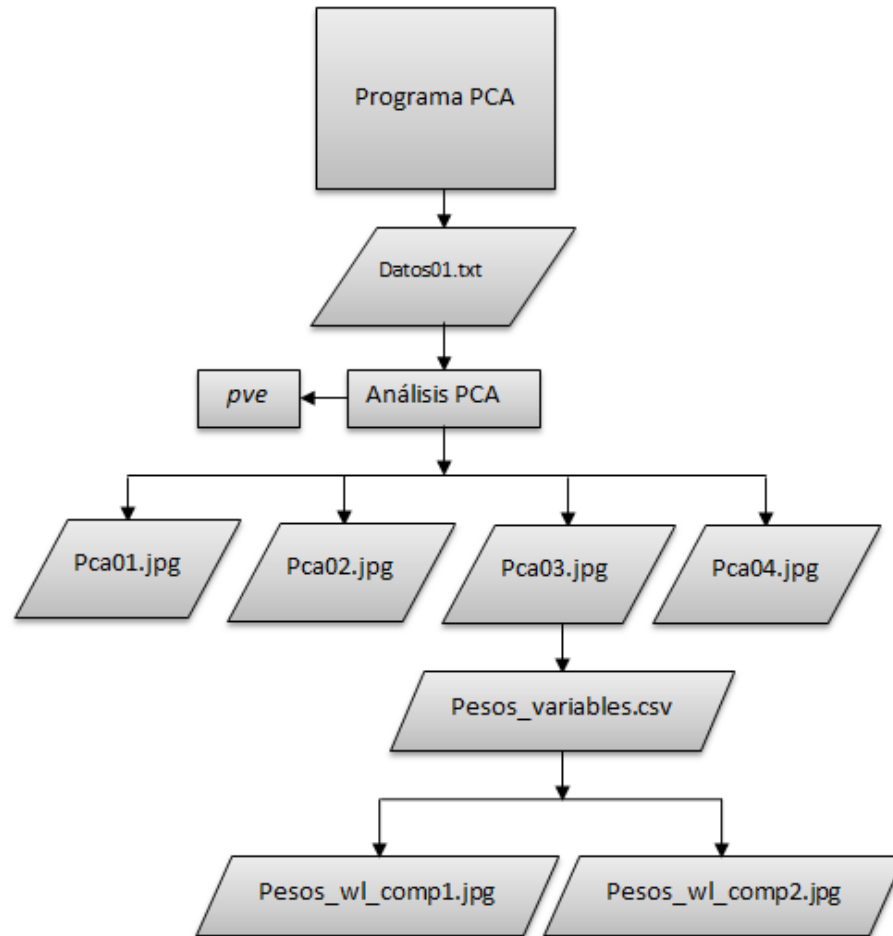


Figura 3.39 Algoritmo de programa PCA (Autor, 2012).

3.5.1.2.2 Análisis de Varianzas

El objetivo es determinar qué característica (calidad del hidrosistema, posición del sensor, errores aleatorios) influye más en la variabilidad de los datos. Para esto se desarrolló un programa que permitiera determinar este porcentaje de influencia para ambas características de posición (ángulos y profundidades) para ambos sensores.

El programa inicia almacenando los datos de entrada *datos01.txt*. Este archivo consta de tres columnas de datos: hidrosistema, posición (ángulo o profundidad) y datos que en este caso hace referencia a:

- Turbiedad (si se analiza el turbidímetro).
- La distancia euclidiana entre los espectros de absorbancia y un espectro de absorbancias cero asumido como agua pura (si se analiza el espectrómetro UV-Vis).

Del archivo *datos01.txt.*, son graficados las columnas de hidrosistemas relacionadas con los datos generando el archivo *box01.tif* y a su vez, se grafican las columnas de posición y datos generando el archivo *box02.tif*. La matriz que almacena los datos iniciales es sometida a la prueba de Bartlett de homogeneidad de varianzas para dos grupos: posiciones - datos e hidrosistema - datos. Luego se analiza el *pvalue* arrojado por los mismos y se procede a realizar la prueba de Kruskal-Wallis en donde la hipótesis nula es que el promedio de las varianzas son iguales en todos los grupos y dos *t-test* utilizando el ajuste de Bonferroni para determinar la significancia de la incidencia de las variables.

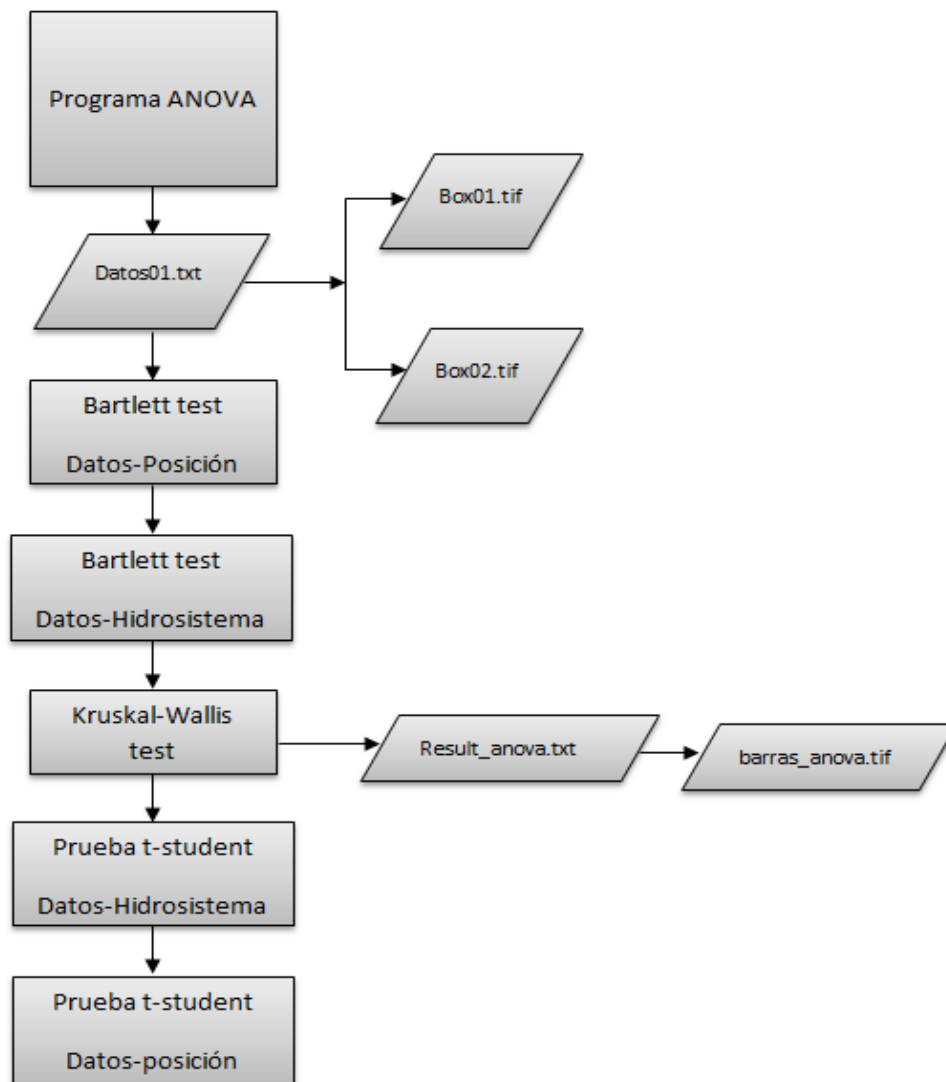


Figura 3.40 Algoritmo programa ANOVA (Autor, 2012)

Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis es una matriz que muestra la incidencia de las tres variables (hidrosistema, posición y errores aleatorios) en la variabilidad de los datos y son almacenados en el archivo *result_anova.txt*. Basados en este archivo, se genera una gráfica de significancia de la incidencia de las variables con el nombre de *barras_anova.tif*. En la Tabla 3.11 se presentan las funciones utilizadas con su explicación general y el objetivo de su uso dentro del programa. El algoritmo del programa se presenta en la Figura 3.40.

Tabla 3.11 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de ANOVA.

| | |
|-------------------|--|
| read.table () | Hace la lectura de archivos en formato tabla y crea un cuadro de datos. Con este comando se puede importar el archivo <i>datos01.txt</i> . |
| attach() | Conecta las variables con la base de datos de R permitiendo que los objetos en la base de datos se puedan acceder con sólo dar sus nombres. Se le aplicó a los datos leídos anteriormente después de ser guardados en una matriz M. |
| bartlett.test() | Hace la prueba de Bartlett con la hipótesis nula de que las varianzas de cada uno de los grupos son iguales. Fue aplicado a la matriz M generada de los datos originales. |
| aov() | Ajusta un modelo de análisis de varianza con un modelo de regresión lineal. Con esta función se realizó la prueba de Kruskal-Wallis que aporta las incidencias de las variables en la variabilidad del evento. |
| rank() | Muestra los rangos de la muestra como valores de un vector. Utilizado en la prueba t-test a los datos cuya distribución no es normal. |
| print() | Muestra el argumento deseado. Se pidió mostrar los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis y t-test para generar un archivo con dichos resultados. |
| summary() | Produce una lista de los resultados producto de funciones de modelos de prueba. Permite mostrar los resultados de las pruebas Kruskal-Wallis y t-test. |
| pairwise.t.test() | Calcula comparaciones por pares entre los niveles del grupo, con correcciones para múltiples pruebas. Se utilizó para comparar la relación entre pares de datos: turbiedad o distancia euclidiana de espectros de absorbancia de cada hidrosistema y estos datos según la posición (ángulo o profundidad). |
| tiff() | Grafica series de datos en formatos bmp, jpeg, png y tiff. Se utilizó para generar los archivos <i>box01.tif</i> , <i>box02.tif</i> y <i>pie_anova.tif</i> . |
| par() | Establecer parámetros a los gráficos. Se utilizó para generar los archivos <i>box01.tif</i> , <i>box02.tif</i> y <i>pie_anova.tif</i> . |
| boxplot() | Produce una gráfica de caja con sus respectivos intervalos de confianza para una serie de datos. Utilizado en la generación de los gráficos <i>box01.tif</i> y <i>box02.tif</i> . |
| round() | Aproxima el valor del dato al entero más próximo. Se utilizó para redondear los porcentajes de las incidencias de las variables en la generación del gráfico <i>pie_anova.jpg</i> . |
| pie() | Dibuja un gráfico circular (diagrama de torta). Comando utilizado para crear el archivo <i>pie_anova.jpg</i> . |
| legend() | Agrega leyendas a los gráficos. Utilizado para colocarle la leyenda al archivo <i>pie_anova.jpg</i> . |

3.5.1.2.3 Posiciones turbidímetro

El objetivo de este programa es implementar la prueba *t-student* para las turbiedades obtenidas en cada posición analizada. Se utilizan en total 15 archivos con el nombre: *T_ "posicion".txt* en

donde “posición” es el ángulo o la profundidad sujeta a análisis. A cada uno de estos archivos se les determina el promedio, la desviación estándar y la longitud del vector. Con estos datos, se procede a realizar la prueba *t-student* comparando:

Caso 1: el ángulo de referencia (45°) con cada uno de los otros ángulos de análisis.

Caso 2: Todas las profundidades entre ellas.

Para cada caso, si el *pvalue* es menor a 0.05 se considera que par de grupos analizados es diferente, con un 95 % de confianza y asumiendo que ambas turbiedades tienen una distribución normal. Si por el contrario el *pvalue* es mayor a 0.05, se afirma que el par de datos analizados son iguales con las mismas consideraciones anteriores. Adicionalmente, se genera una gráfica llamada *plot1.tif* que contiene la relación entre las posiciones y las turbiedades con sus respectivos intervalos de confianza. En la Tabla 3.12 se presentan las funciones utilizadas con su explicación general y el objetivo de su uso dentro del programa y el algoritmo del programa de posiciones se presenta en la Figura 3.41.

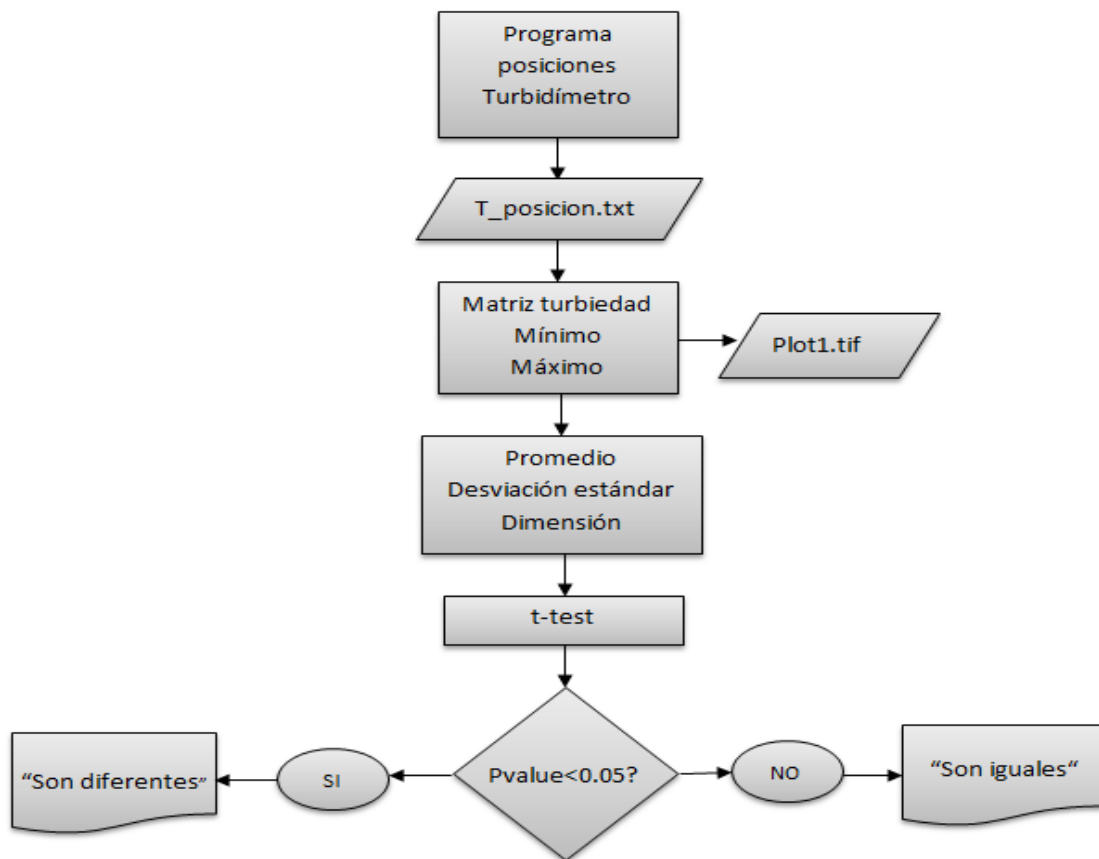


Figura 3.41 Algoritmo programa posiciones turbidímetro (Autor, 2012).

Tabla 3.12 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de posiciones turbidímetro.

| Función | Descripción y uso |
|---------------|--|
| read.table () | Hace la lectura de archivos en formato tabla y crea un cuadro de datos. Con este comando se puede importar los archivos <i>T_posicion.txt</i> . |
| attach() | Conecta las variables con la base de datos de R permitiendo que los objetos en la base de datos se puedan acceder con sólo dar sus nombres. Se le aplicó a los datos leídos anteriormente después de ser guardados en variables con su mismo nombre. |
| mean() | Calcula el promedio de una serie de datos dada. Se utilizó como paso previo para el análisis t-test. |
| sd() | Calcula la desviación estándar de una serie de datos dada. Se utilizó como paso previo para el análisis t-test. |
| length() | Establece la longitud o el número de datos contenido en un vector. Se utilizó como paso previo para el análisis t-test. |
| if() | Permite establecer condicionales. Utilizado para determinar si el pvalue es mayor o menor a 0.05. |
| print() | Muestra el argumento deseado. Permitió mostrar los resultados en cada comparación de t-test afirmando si el par de muestras eran iguales o diferentes. |
| min() | Determina el valor mínimo de una serie de datos. Se utilizó en la generación de la gráfica <i>plot1.tif</i> para establecer la escala del eje vertical. |
| max() | Determina el valor máximo de una serie de datos. Se utilizó en la generación de la gráfica <i>plot1.tif</i> para establecer la escala del eje vertical. |
| tiff() | Grafica series de datos en formatos bmp, jpeg, png y tiff. Se utilizó para generar el archivo <i>plot1.tif</i> |
| c() | Función que combina argumentos para formar un vector. Se utilizó para crear un par de vectores que permitiera graficar las líneas de incertidumbre en el archivo <i>plot1.tif</i> . |
| plot() | Función para crear gráficas. Permitió crear la gráfica del archivo <i>plot1.tif</i> . |
| lines() | Dibuja líneas sobre gráficas generadas. Utilizado para graficar las líneas que representan la incertidumbre de cada grupo de datos. |

3.5.1.2.4 Posiciones espectrómetro UV-Vis

Este programa fue desarrollado con el propósito de determinar las posiciones recomendadas a las que puede ser sometido el espectrómetro UV-Vis garantizando que sus resultados sean representativos. Para determinar estas posiciones, se realizó un análisis en el que se comparan los espectros de cada posición con los espectros de referencia y se cuantifica el porcentaje de longitudes de onda en las que su intervalo de confianza se traslapa con el intervalo de confianza de la posición de referencia.

El programa inicia la lectura de los datos de entrada que corresponden a 14 archivos con el nombre *espectros_#posicion.txt*, en donde *#posición* hace referencia al ángulo o profundidad analizada (p.e. *espectros_06.txt* para el ángulo 6) que contiene los espectros con su respectiva replica y un archivo adicional llamado *wl.txt* que contiene los rótulos de las 219 longitudes de onda. Estos archivos son almacenados en una matriz principal a la cual se le determina el promedio, la desviación estándar y el intervalo de confianza.

A modo general, se pueden presentar cuatro tipos de situaciones en el análisis de los espectros:

- Caso 1. El espectro a analizar se encuentra por debajo del espectro de referencia y no hay traslapo de sus intervalos de confianza.
- Caso 2. El espectro a analizar se encuentra por encima del espectro de referencia y no hay traslapo de sus intervalos de confianza.
- Caso 3. El espectro a analizar se encuentra por debajo del espectro de referencia y si hay traslapo de sus intervalos de confianza.
- Caso 4. El espectro a analizar se encuentra por encima del espectro de referencia y si hay traslapo de sus intervalos de confianza.

Por lo anterior, es necesario determinar qué porcentaje de las longitudes de onda de los espectros de absorbancia presentan traslapo con el intervalo de confianza del espectro de referencia. Para calcular dicho porcentaje, se realizó el siguiente “análisis de similitud” en donde *Refmas* hace referencia al límite superior del intervalo de confianza del espectro de referencia; *Refmenos* es el límite inferior de este mismo espectro; *absmas* es el límite superior del intervalo de confianza del espectro a analizar y *absmenos* es el límite inferior de dicho espectro:

Análisis 1

Si $\text{Ref.menos} - \text{absmenos} < 0$, entonces se almacena 1.

Si $\text{Ref.menos} - \text{absmenos} > 0$, entonces se almacena 0.

Análisis 2

Si $\text{Ref.mas} - \text{absmas} < 0$, entonces se almacena 0.

Si $\text{Ref.mas} - \text{absmas} > 0$, entonces se almacena 1.

Análisis 3

Si $\text{Ref.menos} - \text{absmas} < 0$, entonces se almacena 1.

Si $\text{Ref.menos} - \text{absmas} > 0$, entonces se almacena 0.

Análisis 4

Si $\text{Ref.mas} - \text{absmenos} < 0$, entonces se almacena 1.

Si $\text{Ref.mas} - \text{absmenos} > 0$, entonces se almacena 0.

Cuando es almacenado uno significa que si hay traslapo entre el intervalo de confianza del espectro de referencia y el analizado. Por el contrario cuando se almacena cero no se presenta traslapo entre el par de espectros. Luego estos resultados se condensan en un único valor: Resultado análisis = análisis1 x análisis 2 + análisis 3 x análisis 4. La anterior operación se realiza para determinar si existe traslapo entre el par de espectros analizados. Si se aplica esta fórmula para los casos anteriormente descritos, se obtendrán los siguientes resultados:

Tabla 3.13 Aplicación prueba de similitud a posibles casos de configuración del espectro.

| | Caso 1 | Caso 2 | Caso 3 | Caso 4 |
|------------------|----------|----------|----------|----------|
| Análisis 1 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Análisis 2 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| Análisis 3 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Análisis 4 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| Resultado | 0 | 0 | 1 | 2 |

En la Tabla 3.13 se puede observar que los resultados obtenidos describen las situaciones que pueden presentarse con relación a los espectros. Es así como los casos que tienen como resultado 0 describen que para esa longitud de onda no hay traslapo de los intervalos de confianza o similitud de las mismas y por lo tanto se podría concluir con un 95 % de confianza que los valores de absorbancia son diferentes para esa longitud de onda en particular. Por el contrario, para el caso 3 y 4 sí se presenta traslapo de intervalos de confianza, lo que quiere decir que los valores de absorbancia son similares para dicha longitud de onda.

Otra forma de cálculo utilizada para seleccionar las posiciones recomendadas de operación, fue utilizar las distancias euclidianas de los espectros. De esta forma se determinan las distancias vectoriales de los valores de absorbancia de cada espectro con respecto al de referencia y se establece el porcentaje de cercanía. El espectro con mayor cercanía proporcionará valores más confiables en comparación a los que tengan un menor valor. El algoritmo del programa utilizado se presenta en la Figura 3.42. Como resultado de este programa, se genera una gráfica llamada *espectros00.tif* la cual muestra el espectro de referencia y los espectros de las posiciones analizadas con sus respectivos intervalos de confianza. Adicionalmente se exportan tres archivos como resultados del análisis:

- *Similitud.csv*: este archivo muestra un vector con los porcentajes de similitud o “traslapo” de cada posición analizada.
- *Distancia.csv*: muestra las distancias euclidianas de los espectros de cada posición con respecto al de referencia.
- *Cercania.csv*: muestra un vector con los porcentajes de cercanía de los espectros de las posiciones analizadas con respecto al espectro de referencia.

En la Tabla 3.14 se presentan las funciones utilizadas en el programa con su explicación general y el objetivo de su uso dentro del mismo.

Tabla 3.14 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de posiciones turbidímetro.

| | |
|---------------|--|
| read.table () | Hace la lectura de archivos en formato tabla y crea un cuadro de datos. Con este comando se puede importar los archivos <i>Espectros_angulo.txt</i> . |
| rbind() | Toma una secuencia de vectores y los concatena por filas para generar una matriz. Se utilizó para crear una única matriz M con los datos importados de los archivos <i>Espectros_#angulo.txt</i> |
| as.vector() | Convierte un grupo de argumentos en un vector. Se utilizó para convertir los datos de longitudes de onda en vectores. |
| colMeans() | Calcula los promedios por columnas de una matriz. El promedio por columnas fue implementado a la matriz M de espectros. |
| sapply() | Devuelve una lista de la misma longitud del vector o matriz origina en el que cada elemento es el resultado de aplicar una función en especial. Utilizado para determinar la desviación estándar de la matriz de datos M. |
| matrix() | Crea una matriz con un conjunto de valores dado. Se utilizó para crear una matriz de ceros con un número de columnas igual al número de longitudes de onda del espectro. |
| tiff() | Grafica series de datos en formatos bmp, jpeg, png y tiff. Se utilizó para exportar la gráfica <i>espectros00.tif</i> . |
| plot() | Función para crear gráficas. Utilizado para generar la gráfica <i>espectros00.tif</i> . |
| lines() | Dibuja líneas sobre gráficas generadas. Utilizado para dibujar los intervalos de confianza de los espectros analizados. |
| which() | Función lógica que devuelve los valores verdaderos de una condición en especial. Utilizado para establecer la existencia de traslapo entre espectros. |
| min() | Determina el valor mínimo de una serie de datos. Se utilizó en la construcción del vector que contiene las distancias euclidianas de los espectros, escogiendo el menor valor entre la absorbancia superior y la absorbancia inferior. |
| sum() | Realiza la suma de los valores presentados. Utilizado en el cálculo de las distancias euclidianas de los espectros. |
| legend() | Se puede utilizar para agregar leyendas a las gráficas. Se utilizó para colocarle las leyendas a la gráfica <i>espectros00.tif</i> . |
| rowSums() | Realiza las sumas de los valores de las filas especificadas de una matriz. Se utilizó para determinar el porcentaje de similitud haciendo la suma por filas de cada ángulo analizado. |
| length() | Obtiene o establece la longitud de los vectores y los factores. Utilizado en el cálculo del porcentaje de similitud en el que la suma por filas es dividida entre la cantidad de longitudes de onda. |
| abs() | Convierte el valor x en valor absoluto. Utilizado en el cálculo de porcentaje de cercanía en donde la distancia está dada en magnitud. |
| max() | Determina el valor máximo de una serie de datos. Se utilizó en el cálculo de porcentaje de cercanía el cual está basado en la distancia máxima presentada entre el espectro más lejano y el espectro de referencia. |
| write.csv() | Exporta el argumento requerido a un archivo .csv. Con esta función se generaron los archivos <i>similitud.csv</i> , <i>distancia.csv</i> , <i>cercania.csv</i> . |

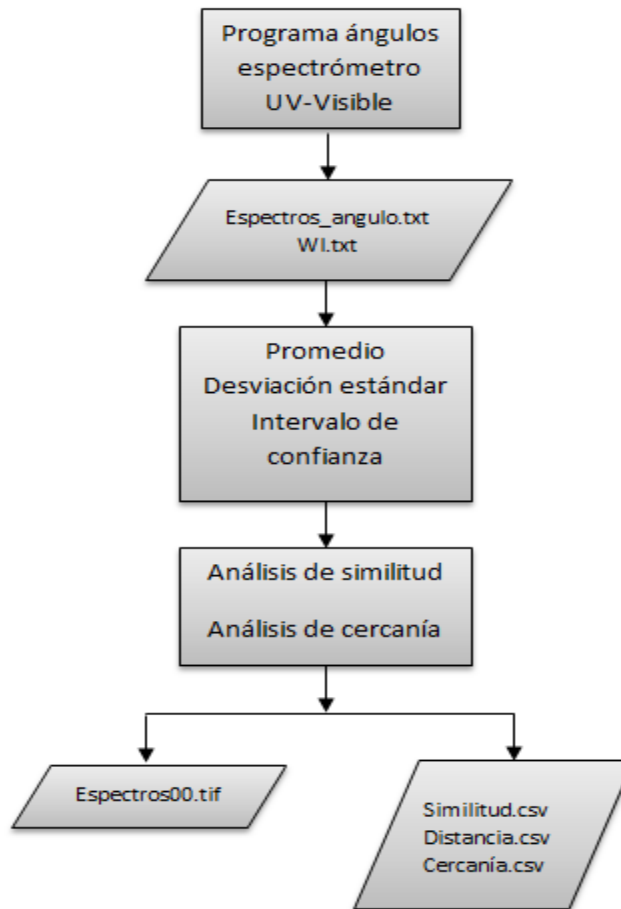


Figura 3.42 Algoritmo del programa de posiciones para el espectrómetro UV-Vis.

3.5.1.2.5 Variabilidad de la precisión

El objetivo principal de este programa es identificar el mayor intervalo de limpieza al que debe ser sometido el sensor para maximizar esa periodicidad con el fin de optimizar los recursos que implique dicha limpieza.

El programa inicia leyendo los datos de entrada los cuales se denominan *TR_datos.txt* en donde son las series de turbideces o absorbancias que se compararán con el turbidímetro testigo (TR). Con estos datos, se realiza una gráfica inicial llamada *turbidez.tif* en la que muestra cómo fue el comportamiento de los datos (bien sea espectros o turbideces) con respecto a aquella registrada mediante el turbidímetro testigo en un periodo de tiempo aproximado de cuatro días.

En turbiedad, se estableció que para que un dato sea significativamente diferente a otro, su diferencia debe ser mayor a 1 NTU. Lo anterior se determina de la siguiente forma: se establece la

distancia existente entre la serie de datos a analizar con respecto al testigo, expresada en porcentaje y se le aplica el límite hallado previamente. Esa situación es graficada en el archivo *disporcent.tif* el cual permitirá visualizar el primer momento en el que la diferencia entre dos datos supera el límite y es momento de realizar una limpieza.

Por último, se identifican los puntos que hacen referencia al primer momento de realizar la limpieza y son exportados en el archivo *puntos.csv* para su mejor visualización. Como información visual, se presenta el archivo *relacion.tif* en el que se grafican los datos tomados con el turbidímetro testigo con relación a los de la serie de datos a analizar (turbidímetro o UV-Vis) resaltando claramente los puntos que sobrepasan los límites establecidos. Como información adicional de apoyo, se exportan los datos de mínimos, medios y máximos de las series de datos así como su primer y tercer cuartil en el archivo *datos.csv* y el histograma de los mismos en el archivo *hist.tif*. El algoritmo del programa puede visualizarse en la Figura 3.43.

En la Tabla 3.15 se presentan las funciones utilizadas en el programa con su explicación general y el objetivo de su uso dentro del mismo.

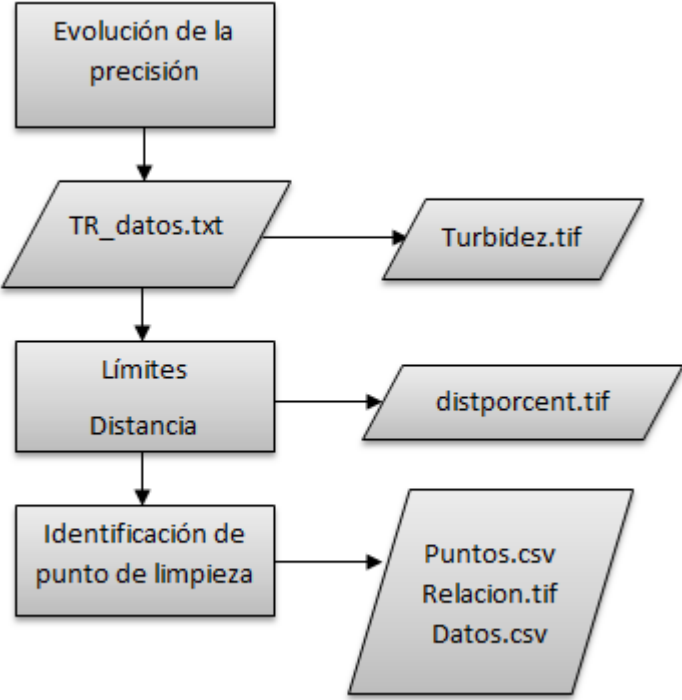


Figura 3.43 Algoritmo de la evolución de la precisión.

Tabla 3.15 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de evaluación de la precisión.

| | |
|--------------|---|
| read.table() | Hace la lectura de archivos en formato tabla y crea un cuadro de datos. Con esta función se hizo la lectura de los datos iniciales contenidos en el archivo <i>TR_datos.txt</i> . |
| tiff() | Con esta función se exportaron las gráficas: <i>turbidez.tif</i> , <i>distporcent.tif</i> , <i>Relacion.tif</i> , <i>hist.tif</i> . |
| plot() | Con esta función se generaron las gráficas: <i>turbidez.tif</i> , <i>distporcent.tif</i> , <i>Relacion.tif</i> , <i>hist.tif</i> . |
| lines() | Utilizado para trazar los límites calculados sobre las gráficas generadas. |
| min() | Con esta función se identificó el primer dato que supera el límite establecido. |
| which() | Utilizado para identificar todos los datos que superan el límite establecido. |
| mean() | Se determinó el promedio de ambas series de datos. |
| write.csv() | Permitió exportar los archivos <i>puntos.csv</i> y <i>datos.csv</i> . |
| points() | Dibuja una secuencia de puntos con coordenadas específicas. Utilizado para ubicar los puntos que superan el límite establecido en la gráfica <i>Relacion.tif</i> . |
| summary() | Permitió visualizar las características más importantes de las series de datos como cuartiles, mínimos, máximos y promedio. |

3.5.1.2.6 Limpieza automática espectrómetro UV-Vis

Este programa permite determinar el porcentaje de confianza de cada forma e intervalo de limpieza automática para establecer la mejor opción según el hidrosistema analizado.

El programa inicia con la lectura de los datos iniciales almacenados llamados en el archivo *datos01.txt*. Este archivo contiene los espectros registrados utilizando cierto intervalo de limpieza automática (1, 2, 5 y 10 minutos) y a su vez el tipo de limpieza (aire o agua). Se escoge un límite de 95 % el cual representa un umbral por encima del cual una observación es considerada *outlier* es decir, al menos para el 95% de las longitudes de onda consideradas, esa observación presenta una absorbancia inferior a aquella que presentan el 5 % de todas las observaciones o una absorbancia superior a aquella que presentan el 95 % de todas las observaciones. Luego los datos iniciales son divididos por dos cuantiles: del 5 % y el 95 %. Posteriormente, se crea una matriz de ceros en donde se almacenan los *outliers* detectados y se recorre la matriz identificando si el dato de esa posición es menor al cuantil del 5 % o mayor del 95 % almacenándolo en la matriz de ceros.

Como resultado del análisis anteriormente descrito, se genera un archivo llamado *confianza.csv* que se calcula como la sumatoria de toda la matriz de *outliers* entre el número de datos de la matriz expresado en porcentaje. Si el porcentaje de *outliers* es mayor al 90 % ese espectro es un *outlier*. Adicionalmente se exporta el archivo *outlier.csv* que expresa los espectros considerados como *outliers*. Por último, se grafican los espectros destacando los espectros considerados *outliers* de color rojo en el archivo *outliers_UV-vis.tif*.

Las librerías utilizadas fueron R.methodsS3 y matrixStats. En la Tabla 3.16 se presentan las funciones utilizadas con su explicación general y el objetivo de su uso dentro del programa:

Tabla 3.16 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de limpieza automática del espectrómetro UV-Vis.

| | |
|----------------|--|
| Read.table() | Hace la lectura de archivos en formato tabla y crea un cuadro de datos. Con esta función se hizo la lectura de los datos iniciales contenidos en el archivo <i>datos01.txt</i> . |
| colQuantiles() | Estima los cuantiles para cada columna en una matriz. Se utilizó para determinar los cuantiles del 5 % y 95 %. |
| dim() | Establece la dimensión de un objeto. Utilizado para determinar la dimensión de la matriz de outliers. |
| matrix() | Se utilizó para crear la matriz de outliers. |
| while() | Permitió recorrer los espectros para determinar si los valores eran superiores o inferiores a los cuantiles establecidos. |
| which() | Permitió determinar los valores superiores o inferiores a los cuantiles establecidos para detectar los <i>outliers</i> . |
| quantile() | Genera cuantiles correspondientes a las probabilidades dadas. Utilizado para establecer el valor del cuantil para el 90 % de probabilidad. |
| rowSums() | Utilizado en el cálculo de la cantidad de outliers mediante la suma por filas de matriz de espectros. |
| write.csv() | Exporta los datos de la variable x en un archivo .csv. Permitió exportar los archivos <i>outliers.csv</i> y <i>confianza.csv</i> . |
| tiff() | Grafica series de datos en formatos bmp, jpeg, png y tiff. Utilizado para generar la gráfica <i>outliers_UV-vis.tif</i> . |
| seq() | Permitió crear un vector de longitudes de onda. |
| gray() | Crea un vector con niveles de gris. Utilizado para raificar los espectros en escala de grises. |
| plot() | Permite generar la gráfica del archivo <i>outliers_UV-vis.tif</i> . |
| lines() | Dibuja líneas sobre gráficas generadas. Se utilizó para dibujar los espectros en forma de líneas en el archivo <i>outliers_UV-vis.tif</i> . |
| legend() | Agrega leyendas a las gráficas. Se utilizó para dibujar el rotulo del archivo <i>outliers_UV-vis.tif</i> . |

El algoritmo del programa se presenta en la Figura 3.44.

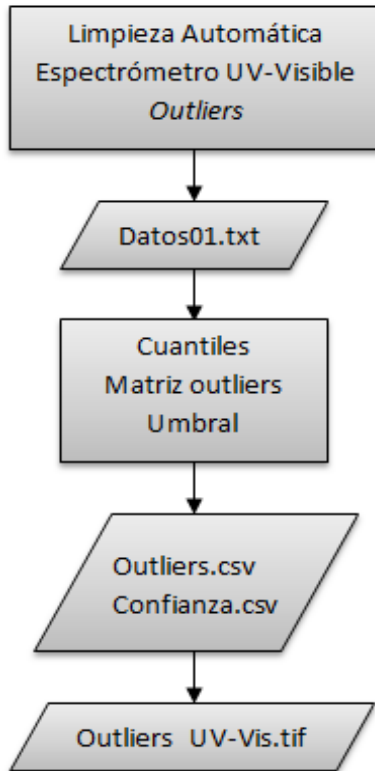


Figura 3.44 Algoritmo de limpieza del espectrómetro UV-Vis por detección de *outliers*.

Por otro lado, se utilizó otro método para estimar el intervalo y tipo de limpieza automática utilizados para detectar *outliers* por medio de *clusters*. El programa es similar al anteriormente descrito pero difiere en que se hace la inclusión de determinar un número de *clusters* adecuado para la serie de datos.

3.5.1.2.7 Sistemas de alerta

El objetivo de este programa es brindar una herramienta que identifique en tiempo real el instante en que debe someterse el sensor a limpieza automática y a mantenimiento manual para que haya una mayor confiabilidad en los resultados arrojados.

El programa inicia con la lectura de dos archivos llamados *y1.txt* y *y2.txt* en donde *y1* son los datos de turbideces del turbidímetro testigo (turbidímetro con limpieza automática cada minuto) y *y2* son los datos del turbidímetro al cual no se le aplicó limpieza durante la prueba. Estos datos son sometidos a análisis para diferentes intervalos de tiempo:

Caso 1. Intervalo de tiempo mínimo: en donde se busca determinar el intervalo de limpieza mínimo al que debe utilizarse la limpieza automática del sensor.

Caso 2. Intervalos de tiempo de 30 minutos, 1, 2, 4, 6, 12, 24 y 48 horas: en donde se busca determinar el tiempo en que debe ser retirado el sensor para realizar una limpieza manual.

Como los datos están en función del tiempo, se determinan las variaciones de los mismos: $dy1/dt$ y $dy2/dt$ según el intervalo de tiempo que se analice. Luego se establece el número de alertas que se podrían presentar en la señal almacenando los resultados de la comparación entre el $dy2dt$ y un umbral móvil en una matriz. Cuando el $dy2/dt$ es mayor que el umbral de análisis se almacena la matriz con el valor de uno, de lo contrario se almacena cero. Paralelamente se analiza la diferencia entre las dos series de datos ($dy2dt$ y $dy1dt$) que sean mayores al 10 % (valor escogido de manera arbitraria) para que sea considerado como una alerta. Finalmente estas dos matrices son multiplicadas para determinar el número de aciertos que hay entre ellas y así determinar las alarmas presentes en las mismas.

Del análisis anterior, se obtiene el archivo *aciertos.tif* que contiene una gráfica que muestra la relación entre varios $dy2dt$ con el porcentaje de aciertos de cada valor. Esta gráfica permite identificar el valor de $dy2dt$ para el cual existe un máximo porcentaje de acierto.

Finalmente el programa determina el intervalo de limpieza para cada hidrosistema analizado. Este valor para el caso 1 es el intervalo al que se programa el software del espectrómetro UV-Vis para que haga una limpieza automática (con agua o aire). Para el caso 2, este intervalo de limpieza será el momento en que el sensor debe ser retirado de su instalación y debe ser sometido a una limpieza y mantenimiento manual. Estos resultados son exportados al archivo *tiempo_limpieza.csv*.

El archivo final llamado *alertas.tif* permite observar la serie de datos de cuatro días con las alertas asociadas mostradas como líneas verticales de color rojo a ciertos intervalos de tiempo. Hay que aclarar que la primera alarma implica una limpieza inmediata del sensor y la señal que se continúa mostrando se asume que ha sido modificada por la limpieza que se ha sido realizada previamente.

En la Tabla 3.16 se presentan las funciones utilizadas con su explicación general y el objetivo de su uso dentro del programa y El algoritmo del programa se presenta en la Figura 3.45.

Tabla 3.17 Funciones utilizadas en la elaboración del algoritmo de sistemas de alerta para ambos sensores.

| | |
|--------------|---|
| read.table() | Hace la lectura de archivos en formato tabla y crea un cuadro de datos. Permite la lectura de los archivos y1.txt y y2.txt. |
| as.matrix() | Utilizado para convertir los archivos anteriormente descritos en matrices. |
| which() | Se utilizó para determinar el número de alertas existentes. |
| abs() | Convierte todos los valores de dy_2/dt en valores positivos. |
| matrix() | Utilizado en la creación de una matriz de alertas. |
| length() | Permite dar como limite la longitud del vector de las diferencias entre series de datos. |
| sum() | Permite determinar la cantidad de alertas encontradas y la cantidad de diferencias que superan el 10% de incertidumbre. |
| if() | Utilizado para recorrer la matriz de alertas en busca de aciertos. |
| tiff() | Grafica series de datos en formatos bmp, jpeg, png y tiff. Permite exportar los archivos aciertos.tif y alertas.tif. |
| plot() | Permite generar los archivos aciertos.tif y alertas.tif. |
| write.csv() | Exporta los datos de la variable x en un archivo .csv. Permite exportar el archivo tiempo_limpieza.csv. |
| lines() | Dibuja líneas sobre gráficas generadas. Permite dibujar las alertas como líneas verticales rojas en el archivo alertas.tif. |

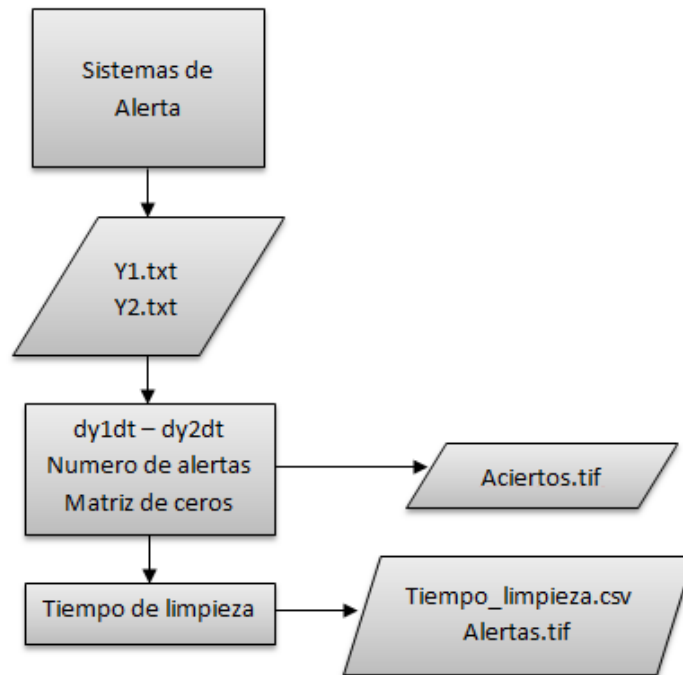


Figura 3.45 Algoritmo del programa de sistema de alerta.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 TURBIDÍMETRO

En esta sección se presentan los resultados de las pruebas realizadas para los datos obtenidos del turbidímetro. Los resultados se dividen en dos partes: la primera sobre implementación del sensor en donde se analiza la forma más adecuada de instalación del mismo para que haya una alta confiabilidad de los resultados. Posteriormente se hace referencia a la parte operativa del sensor que permitirá dar recomendaciones en cuanto a intervalos de toma de datos, limpieza y mantenimiento.

4.1.1 Implementación

Se realizó un análisis inicial de los datos para poder determinar de qué forma las variables involucradas inciden en la variabilidad de los resultados. Este análisis se realizó para el turbidímetro por medio del análisis de varianzas Kruskal-Wallis. Luego de determinar las variables que dominan los eventos, se hace un análisis de incidencia del ángulo y la profundidad a la que es colocado el sensor y cuáles son las posiciones más recomendadas según el hidrosistema analizado.

4.1.1.1 Ángulos

Para el análisis mostrado a continuación, se utilizaron los datos de turbiedad de las posiciones analizadas realizadas el con sus respectivas tres (3) replicas. La prueba de posiciones se realizó el día 11 de mayo en canal Javeriana, 17 de mayo en rio Arzobispo, 30 de mayo para estación de Gibraltar y 23 de junio de 2011 para PTAR Salitre. En total se tuvieron 53 datos de turbiedades por cada hidrosistema.

4.1.1.1.1 Análisis de varianza (Kruskal-Wallis)

Primero se comprobó la homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Bartlett y la normalidad de los datos mediante la prueba de Shapiro Wilk. Los resultados de estas pruebas se reportan en el anexo c. Dado que no se comprobó homogeneidad de varianzas ni normalidad de los datos se aplicó una prueba de Kruskal-Wallis para identificar la influencia de cada variable.

Se puede observar en la Figura 4.1 que el hidrosistema es el factor más influyente en la variabilidad de los resultados de turbiedad con un 99.6 % de varianza aplicada. Como segundo

factor más influyente están los ángulos con el 0.3 % y por último, los errores aleatorios son los factores más influyentes con el 0.1 % de varianza aplicada.

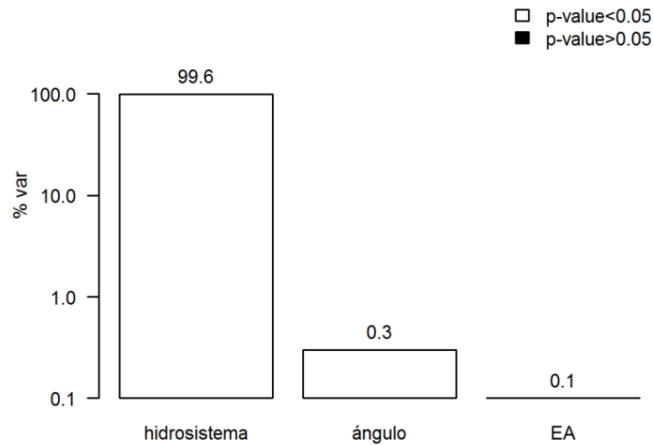


Figura 4.1 Porcentaje de varianza explicada en los resultados de turbiedad (EA: errores aleatorios).

Por lo anterior, se concluye que el ángulo al que es instalado el turbidímetro incide significativamente en la variabilidad de los resultados puesto que el *pvalue* es menor a 0.05.

La Figura 4.2 presenta los resultados de turbiedad obtenidos para cada hidrosistema analizado. En general se pueden identificar solo dos grupos de hidrosistemas: uno compuesto por el Canal Rio Arzobispo (ARZ), Canal Javeriana (PUJ) y PTAR Salitre (SALT) los cuales tienen un rango de turbiedades entre 0 y 20 NTU. El segundo grupo lo compone la Estación de Gibraltar (GIB) con turbiedades entre 40 y 50 NTU. Estas diferencias fueron sometidas a una prueba t-test no paramétrico asumiendo una distribución no normal para determinar su significancia.

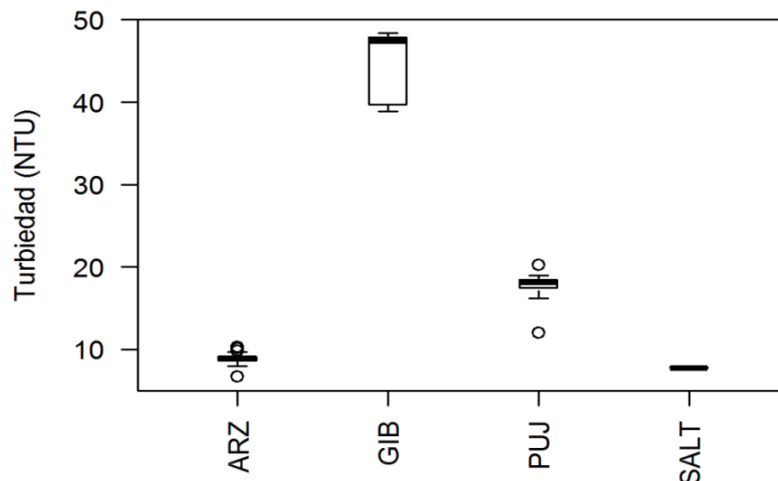


Figura 4.2 Valores de turbiedad por cada hidrosistema (ARZ: Rio Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: Canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre).

En la Tabla 4.1 se observa que los *pvalue* son inferiores a 0.05 por lo tanto las diferencias entre los hidrosistemas son significativas.

Tabla 4.1 Resultados de prueba de significancia para hidrosistemas (ARZ: Rio Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: Canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre)-Ángulos.

| | ARZ | GIB | PUJ |
|------|-----------|-----------|----------|
| GIB | 3.14E-122 | | |
| PUJ | 4.00E-57 | 2.27E-59 | |
| SALT | 1.11E-37 | 1.63E-144 | 3.43E-97 |

Como un tercer análisis, en la Figura 4.3 se muestran los valores de turbiedad obtenidos para cada ángulo sin discriminar por hidrosistema.

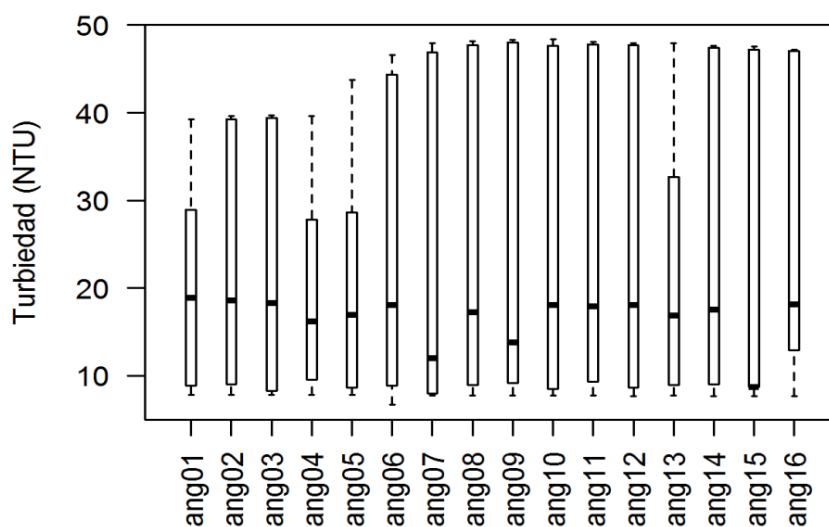


Figura 4.3 Relación entre ángulos medidos y Turbiedad para los resultados de ángulos.

En la Tabla 4.2 se muestran los resultados de significancia de los ángulos arrojados por un t-test no paramétrico con una distribución no normal. Los *pvalue* son superiores a 0.05 por lo que se concluye que los valores de los ángulos son significativamente iguales entre ellos.

Como los ángulos inciden significativamente en la variabilidad de los resultados, se procede a hacer un análisis de los mismos para establecer recomendaciones de instalación del turbidímetro.

Tabla 4.2 Resultados de prueba de significancia para ángulos.

| | ang01 | ang02 | ang03 | ang04 | ang05 | ang06 | ang07 | ang08 | ang09 | ang10 | ang11 | ang12 | ang13 | ang14 | ang15 |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| ang02 | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| ang03 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| ang04 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| ang05 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | |
| ang06 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | |
| ang07 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | |
| ang08 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | |
| ang09 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | |
| ang10 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | |
| ang11 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | |
| ang12 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | |
| ang13 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | |
| ang14 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| ang15 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | |
| ang16 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

4.1.1.1.2 Recomendaciones de ángulos

Para el análisis de los ángulos, se desarrolló un programa con pruebas *t-student* entre el ángulo de referencia del turbidímetro (45°) y cada uno de los ángulos considerados durante la prueba. Debido a que no se tenía un número importante de replicas por ángulo, se asumió que la distribución de los datos de turbiedad para cada ángulo era normal y que hubo una recirculación dentro del montaje experimental tal que permitiera una homogeneización permanente de las muestras de agua. El programa muestra los ángulos mayores y menores a 45° que son significativamente diferentes con un 95 % de confianza (ver resultados completos en el anexo D).

Como resultado de las pruebas *t-student* se presenta el ángulo mínimo y máximo al que se recomienda instalar el turbidímetro (Tabla 4.3). Adicionalmente se muestran las concentraciones de los hidrosistemas: la DQO y la turbiedad promedio tomada cuando el sensor está en su posición “ideal” de instalación según el manual de operación.

Tabla 4.3 Ángulos recomendados para cada hidrosistema analizado.

| Hidrosistema | DQO (mg/l) | Turbiedad a 45° (NTU) | Ángulos recomendados | |
|--------------|------------|--------------------------|----------------------|--------|
| | | | mínimo | máximo |
| PUJ | 23.92 | 18.23 | 33.8 | 90 |
| ARZ | 20.85 | 7.99 | 33.8 | 45 |
| GIB | 72.33 | 47.95 | 39.8 | 78.8 |
| SALT | 11.03 | 7.76 | 33.8 | 73.5 |

Aunque no es posible establecer unas tendencias generalizables, se podría plantear a partir de la Tabla 4.3 que el ángulo mínimo recomendado es inferior para el monitoreo de aguas con valores bajos de turbiedad y de DQO (<20 NTU y 25 mg/l, respectivamente) en comparación con aquel recomendado para el monitoreo de cuerpos de agua con valores mas altos de turbiedad y de DQO. En términos generales se recomienda utilizar un ángulo entre 39.8° y 45°.

4.1.1.2 Profundidades

El análisis de varianza realizado para los datos de turbiedad asociados al turbidímetro fue implementado para las turbiedades asociadas a las profundidades analizadas.

4.1.1.2.1 Análisis de varianza (Kruskal-Wallis)

Primero se comprobó la homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Bartlett y la normalidad de los datos mediante la prueba de Shapiro Wilk. Los resultados de estas pruebas se reportan en el anexo C. Dado que no se comprobó homogeneidad de varianzas ni normalidad de los datos se aplicó una prueba de Kruskal-Wallis para identificar la influencia de cada variable.

En cuanto a la profundidad, se puede observar en la Figura 4.4 que el hidrosistema es el factor más influyente en la variabilidad de los resultados de turbiedad con un 96.7 % de varianza aplicada. Como segundo factor más influyente están los ángulos con el 3.2 % y por último, los errores aleatorios son los factores más influyentes con el 0.2 % de varianza aplicada.

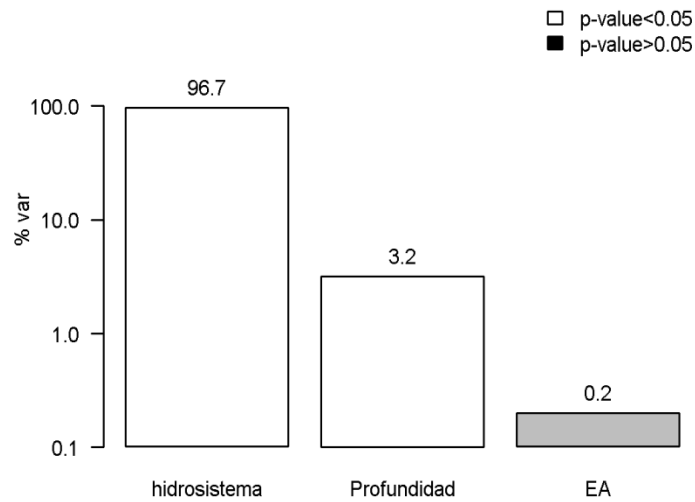


Figura 4.4 Porcentaje de varianza explicada en los resultados de turbiedad (EA: errores aleatorios).

Por lo anterior, se concluye que la profundidad a la que es instalado el turbidímetro incide significativamente en la variabilidad de los resultados puesto que el *pvalue* es menor a 0.05.

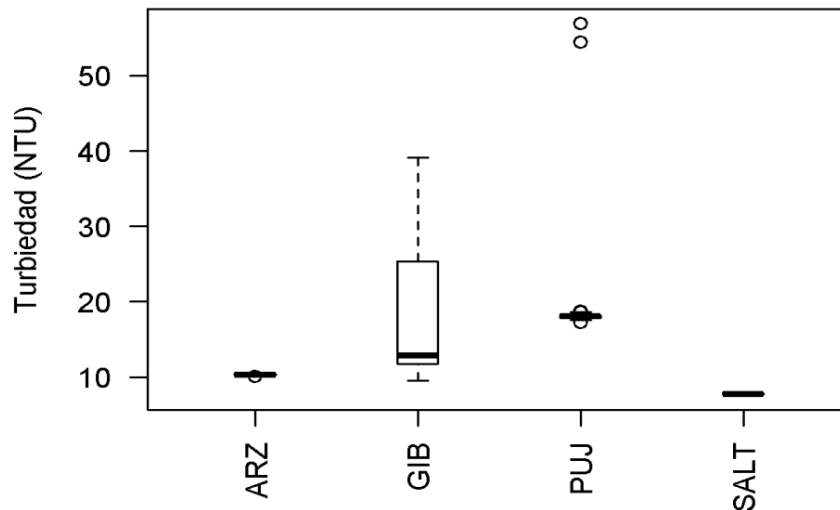


Figura 4.5 Relación entre Hidrosistema y turbiedad para los resultados de profundidades - turbidímetro.

La Figura 4.5 presenta los resultados de turbiedad obtenidos para cada hidrosistema analizado. Se observa que hay dos grupos de hidrosistemas: un primer grupo lo conforma el río Arzobispo (ARZ) y PTAR Salitre (SALT) con turbiedades que no superan los 15 NTU y un segundo hidrosistema que es el Canal Javeriana (PUJ) con turbiedades alrededor de los 20 NTU y tiene unos valores que superan los 50 NTU como consecuencia de tomar unas lecturas muy cerca del fondo del tanque del montaje experimental. Por último, la estación de Gibraltar contiene datos muy dispersos que

van desde los 10 NTU hasta 40 NTU por lo que no es posible agruparlo con otro hidrosistema. Estas diferencias fueron sometidas a una prueba t-test no paramétrico asumiendo una distribución no normal para determinar su significancia.

En la Tabla 4.1 se observa que los *pvalue* son inferiores a 0.05 por lo tanto las diferencias entre los hidrosistemas son significativas.

Tabla 4.4 Resultados de prueba de significancia para hidrosistemas (ARZ: Rio Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: Canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre)-Profundidades.

| | ARZ | GIB | PUJ |
|------|----------|----------|----------|
| GIB | 4.65E-18 | | |
| PUJ | 9.47E-28 | 1.32E-06 | |
| SALT | 2.05E-24 | 1.67E-64 | 9.20E-65 |

Como un tercer análisis, en la Figura 4.6 se muestran los valores de turbiedad obtenidos para cada profundidad sin discriminar por hidrosistema.

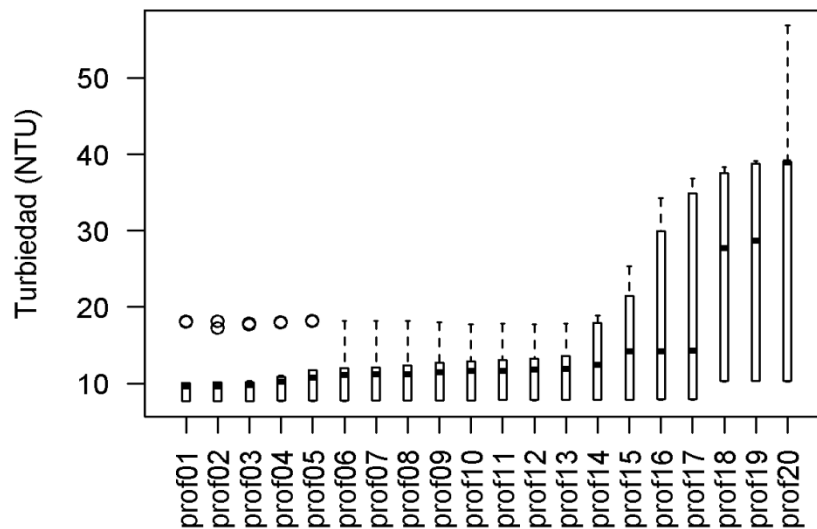


Figura 4.6 Relación entre ángulos medidos y Turbiedad para los resultados de profundidades - turbidímetro.

En la Tabla 4.5 se muestran los resultados de significancia de las profundidades arrojados por un *t-test* no paramétrico con una distribución no normal. Se observa que las primeras 14 profundidades son significativamente iguales. La profundidad 15 es significativamente diferente de la profundidad 1 y 2, por su parte la profundidad 16 y 17 son significativamente diferentes de la profundidad 1, 2 y 3. Por último, las profundidades 18, 19 y 20 son significativamente diferentes a las primeras cuatro profundidades.

Tabla 4.5 Resultados de prueba de significancia para profundidades.

| | pf01 | pf02 | pf03 | pf04 | pf05 | pf06 | pf07 | pf08 | pf09 | pf10 | pf11 | pf12 | pf13 | pf14 | pf15 | pf16 | pf17 | pf18 | pf19 |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| pf02 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| pf03 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| pf04 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| pf05 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| pf06 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| pf07 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| pf08 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| pf09 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | |
| pf10 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | |
| pf11 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | |
| pf12 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | |
| pf13 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | |
| pf14 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | |
| pf15 | 0.43 | 0.36 | 0.6 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | |
| pf16 | 0.21 | 0.17 | 0.3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | |
| pf17 | 0.23 | 0.2 | 0.33 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | |
| pf18 | 0 | 0 | 0 | 0.03 | 0.26 | 0.44 | 0.8 | 0.87 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| pf19 | 0 | 0 | 0 | 0.02 | 0.15 | 0.27 | 0.49 | 0.54 | 0.75 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | |
| pf20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.08 | 0.14 | 0.26 | 0.28 | 0.4 | 0.77 | 0.97 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

Por lo anterior, se identifican tres grupos de profundidades: las primeras 14 profundidades con una turbidez menor a 20 NTU, las profundidades 16 y 17 con una turbidez de hasta 40 NTU y las profundidades de la 18 a la 20 con turbideces que superan los 50 NTU.

Como las profundidades inciden significativamente en la variabilidad de los resultados, se procede a hacer un análisis de los mismos para establecer recomendaciones de instalación del turbidímetro.

4.1.1.2.2 Recomendaciones de profundidades

Para el análisis de las profundidades, se desarrolló un programa con pruebas *t-student* similar al utilizado para el análisis de ángulos, pero en este caso, no hay una profundidad de referencia que permita la comparación de un sólo dato de profundidad con los demás. Por lo anterior, la prueba *t-student* fue implementada para la comparación de todos los datos entre sí, con el fin de encontrar zonas de profundidad en donde haya mayor representatividad de los resultados

arrojados por el turbidímetro. Las gráficas que muestran las relaciones entre las profundidades analizadas y las turbideces obtenidas se presentan en el anexo D.

El resultado de este análisis es el porcentaje de representatividad de las profundidades en los resultados de turbidez. Esta representatividad se obtuvo relacionando las comparaciones entre profundidades de la prueba *t-student* en una matriz que muestra el número de profundidades con valores significativamente iguales de turbidez. Estos resultados son expresados en porcentajes y presentados por hidrosistema en una gráfica de barras.

En la Figura 4.7 se presenta el porcentaje de representatividad con respecto al porcentaje de profundidad al que fue colocado el sensor. La zona de mayor representatividad de los datos es la que se encuentra entre el 35 % y 50 % de la profundidad total para el Canal Javeriana. La representatividad de esta zona oscila entre el 52.6 % y el 84.2 %. En este caso en particular, estos porcentajes hacen referencia a una zona entre 35 cm y 50 cm medidos desde la superficie de la lámina de agua.

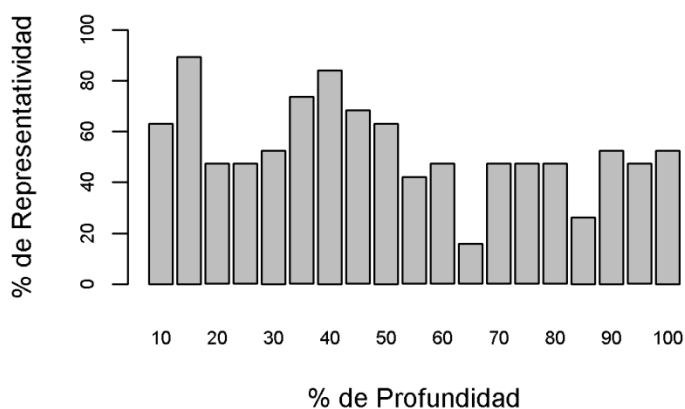


Figura 4.7 Representatividad de cada profundidad analizada – Canal Javeriana

Para el canal río Arzobispo, la zona de mayor representatividad de los datos se encuentra entre el 33.3 % y el 47.6 % de la profundidad total (Figura 4.8). Los porcentajes de representatividad oscilan entre el 60 % y 80 %. En este caso particular, estos porcentajes hacen referencia a una profundidad ubicada entre 35 cm y 50 cm medidos desde la superficie de la lámina de agua.

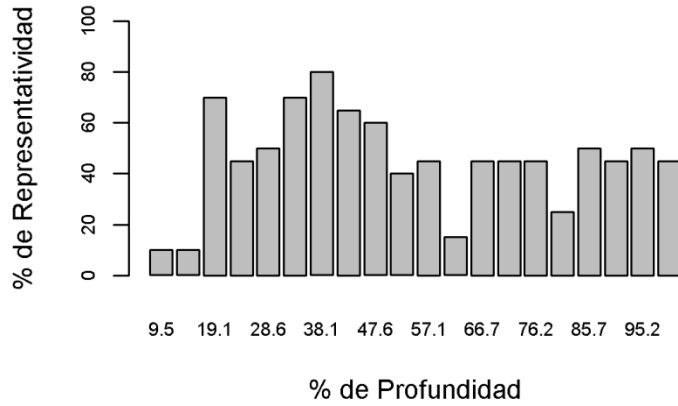


Figura 4.8 Representatividad de cada profundidad analizada – Río Arzobispo.

Para el caso de la estación de Gibraltar, se observa que los porcentajes de representatividad son muy bajos como se muestra en la Figura 4.9. Por lo anterior que no se puede llegar a una conclusión de instalación para este hidrosistema.

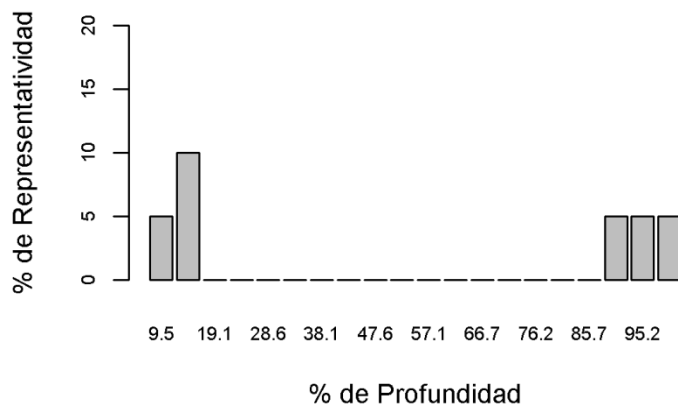


Figura 4.9 Representatividad de cada profundidad analizada – Estación Gibraltar.

La zona de mayor representatividad para la PTAR Salitre se ubica entre el 29.4 % y el 41.2 % con unos porcentajes de representatividad que oscilan entre 23.5 % y 35.3 % (Figura 4.10). Aun así, los porcentajes de representatividad son bajos pues no superan el 40 %. Para este caso en particular, la zona de representatividad se ubica entre 25 cm y 35 cm medidos desde la superficie de lámina de agua.

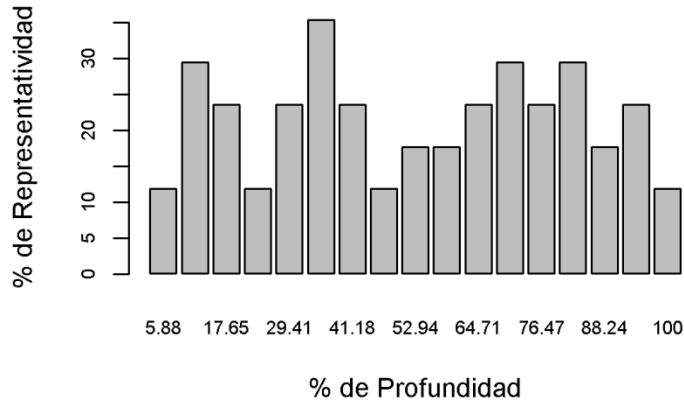


Figura 4.10 Representatividad de cada profundidad analizada – PTAR Salitre.

Como resultado de las pruebas *t-student* se presenta los intervalos de porcentajes de profundidad a los que se recomienda instalar el turbidímetro en donde el porcentaje de representatividad es mayor (Tabla 4.6). Adicionalmente se muestran las concentraciones de los hidrosistemas: la DQO y la turbiedad promedio tomada cuando el sensor está en su posición “ideal” de instalación según el manual de operación.

Tabla 4.6 Porcentaje de profundidades recomendados para hidrosistemas analizados.

| Hidrosistema | DQO (mg/l) | Turbiedad a 45°(NTU) | Profundidades recomendadas | |
|--------------|------------|----------------------|----------------------------|------------|
| | | | Mínimo (%) | Máximo (%) |
| PUJ | 23.92 | 18.23 | 35 | 50 |
| ARZ | 20.85 | 7.99 | 33 | 48 |
| GIB | 72.33 | 47.95 | - | - |
| SALT | 11.03 | 7.76 | 24 | 35 |

Aunque no es posible establecer unas tendencias generalizables, se podría plantear a partir de la Tabla 4.6 que la profundidad recomendada para cualquier hidrosistema tanto para el monitoreo de aguas con valores bajos y altos de turbiedad y de DQO es a 35 % de la profundidad del hidrosistema.

4.1.2 Operación

Luego de establecer las recomendaciones de instalación del turbidímetro, se procede a examinar tres aspectos operativos: un análisis sobre el intervalo de medición de datos en línea que una garantice confiabilidad esperada de los resultados, un protocolo para identificar el instante adecuado de limpieza manual del sensor en función de la pérdida de precisión de los registros y la

implementación de un sistema de alerta para limpieza automática y mantenimiento al turbidímetro.

4.1.2.1 Intervalo de medición

Para establecer los intervalos recomendados de medición de datos, se utilizó el programa desarrollado por Ruiz *et al.* (2011) en el que se toman las series obtenidas en campo seleccionando consecutivamente diferentes intervalos de medición (de dos minutos en adelante, hasta el número total de datos), haciendo variar las condiciones de frontera y calculando el promedio de éstas para cada intervalo de medición. Una vez obtenidos los resultados para dichos intervalos de medición, el programa realiza interpolaciones lineales, con el fin de poder compararlos con los valores de referencia (resultados medidos para frecuencias de medición de un minuto) y luego determinar el error en que se incurre cuando el intervalo de monitoreo se incrementa.

Las Figura 4.11 y Figura 4.12 ilustran los resultados obtenidos al aplicar la metodología de Ruiz *et al.* (2011) en términos de medición y el error asociado con sus respectivos intervalos de confianza para cada hidrosistema.

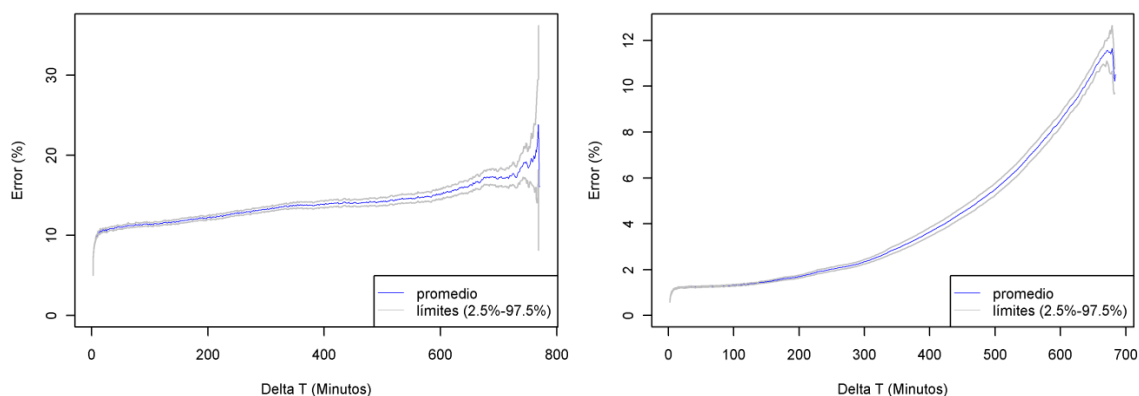


Figura 4.11 Error asociado a intervalo de medición por medio de un turbidímetro en Canal Javeriana (Izq.) y Río Arzobispo (Der.)

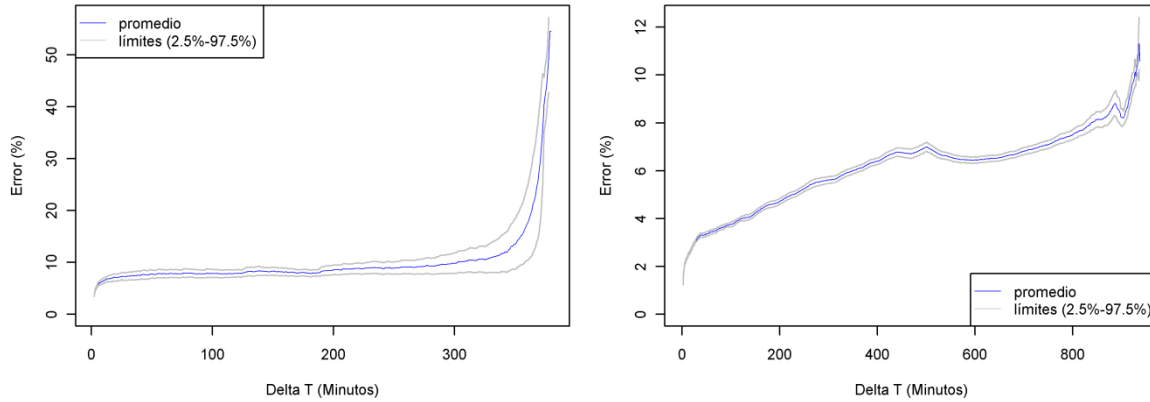


Figura 4.12 Error asociado a intervalo de medición por medio de un turbidímetro en estación Gibraltar (Izq.) y PTAR Salitre (Der.)

Como se observa en la Figura 4.12 y Figura 4.13, al aumentar el intervalo de medición en continuo, se aumenta el error. Sin embargo se observa que las curvas obtenidas no tienen un comportamiento similar, sino que su forma depende de los registros obtenidos de cada hidrosistema. Según Ruiz *et al.* (2011) se establece un 5 % de error permisible para obtener una representatividad de la dinámica de los flujos con un nivel de confianza satisfactorio que represente la calidad del hidrosistema. Por tal razón, en la Figura 4.13 se presentan los intervalos máximos recomendados de medición con las respectivas concentraciones de SST y DQO de los hidrosistemas en el momento de hacer la prueba.

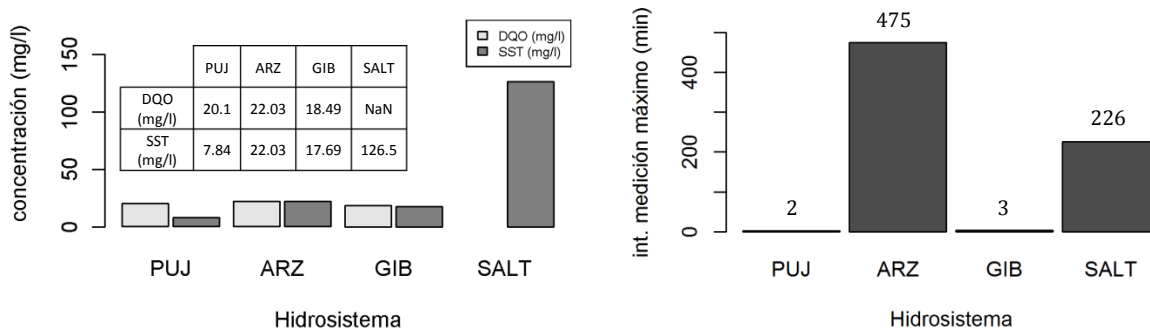


Figura 4.13 Relación entre concentraciones de hidrosistemas (Izq.) e intervalo de medición recomendado (Der.) para PUJ: Canal Javeriana, ARZ: río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar y SALT: PTAR Salitre.

Para el Canal Javeriana (PUJ en Figura 4.13) se recomienda un intervalo de medición de 2 minutos seguido de la estación de Gibraltar (GIB en Figura 4.13) con 3 minutos. Para PTAR Salitre (SALT en Figura 4.13) se recomienda un intervalo de medición de 226 minutos y por último en el río Arzobispo (ARZ en Figura 4.13) se recomienda medir máximo cada 475 minutos. De la Figura 4.13

se concluye que no hay una relación visible entre las concentraciones de contaminantes en los hidrosistemas y los intervalos de medición recomendados para el turbidímetro.

4.1.2.2 Evolución temporal de la precisión

Se desarrolló un programa que permita identificar el primer instante en que debe realizarse la limpieza de los sensores en función de la identificación del instante en que la precisión de los sensores se pierde.

La serie de datos comprende cerca de 6000 datos de turbiedad a través del tiempo (aprox. 4 días) tanto para ambos turbidímetros: el turbidímetro testigo (con limpieza automática cada minuto) y el utilizado en la prueba (sin limpieza automática). Este turbidímetro testigo se utilizó para controlar los eventuales cambios que se pudieron producir dentro del hidrosistema y que no fueran atribuibles a condiciones de operación o limpieza de los sensores.

Se estableció arbitrariamente que para una medición de turbiedad sea significativamente diferente de otra, debe haber una diferencia de al menos 1 NTU entre ellas. Por lo anterior, se determinaron las diferencias entre las dos series de datos y se expresaron en porcentaje con un límite móvil de color rojo que expresa esa diferencia para cada par de datos.

En la Figura 4.14 se muestra que para canal Javeriana es recomendable hacer una limpieza al minuto 3896 pues es este el momento en el que la diferencia entre un par de datos supera el límite móvil. Hacia el lado derecho de la Figura 4.14 se observa que las diferencias entre los datos para el río Arzobispo no superan el límite móvil, por lo que no se necesitaría hacer una limpieza durante los cuatro días en los que se desarrolló la prueba.

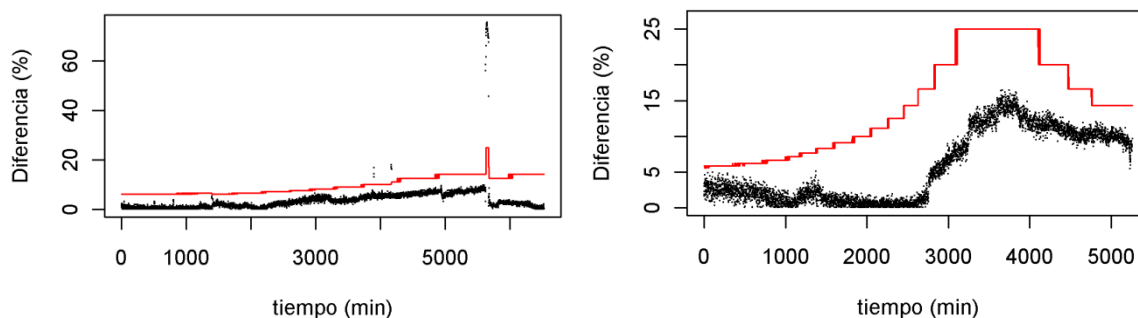


Figura 4.14 Porcentaje de diferencias a través del tiempo para Canal Javeriana (izq.) y río Arzobispo (der.) entre los registros obtenidos mediante el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado.

En cuanto a la estación de Gibraltar, el tiempo de limpieza se inicia desde el primer minuto como se muestra en la Figura 4.15.

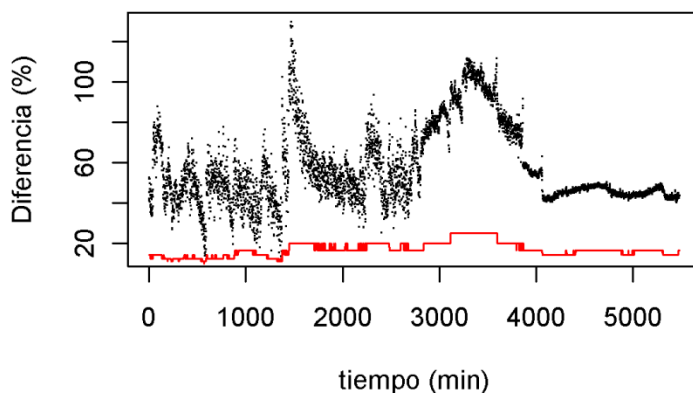


Figura 4.15 Porcentaje de diferencias a través del tiempo para estación Gibraltar entre los registros obtenidos mediante el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado.

Para finalizar, PTAR Salitre se dividió en dos grupos de resultados pues se presentó un problema con la bomba autocebante la cual se apagaba constantemente. Lo anterior obligó a suspender la prueba por dos días lo que implicó que no se pudiera garantizar que las características del hidrosistemas fueran las mismas luego de dicha suspensión. Por tal razón, se manejan dos hidrosistemas con características independientes: PTAR salitre 01 y PTAR Salitre 02.

Se recomienda según la Figura 4.16 que para tanto PTAR Salitre 01 como PTAR Salitre 02 se realice una limpieza desde el primer minuto.

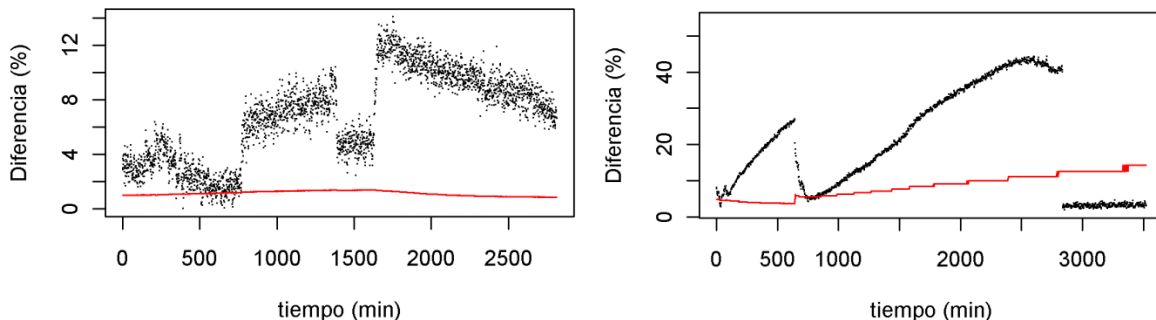


Figura 4.16 Porcentaje de diferencias a través del tiempo para PTAR Salitre 01 (der.) y PTAR Salitre 02 (izq.) entre los registros obtenidos mediante el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado.

En este análisis se identificaron los puntos que superaban los límites móviles en una correlación lineal entre el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado (Turb1). Estos datos que sobrepasan los límites son resaltados con color rojo como se observa para Canal Javeriana en la Figura 4.17.

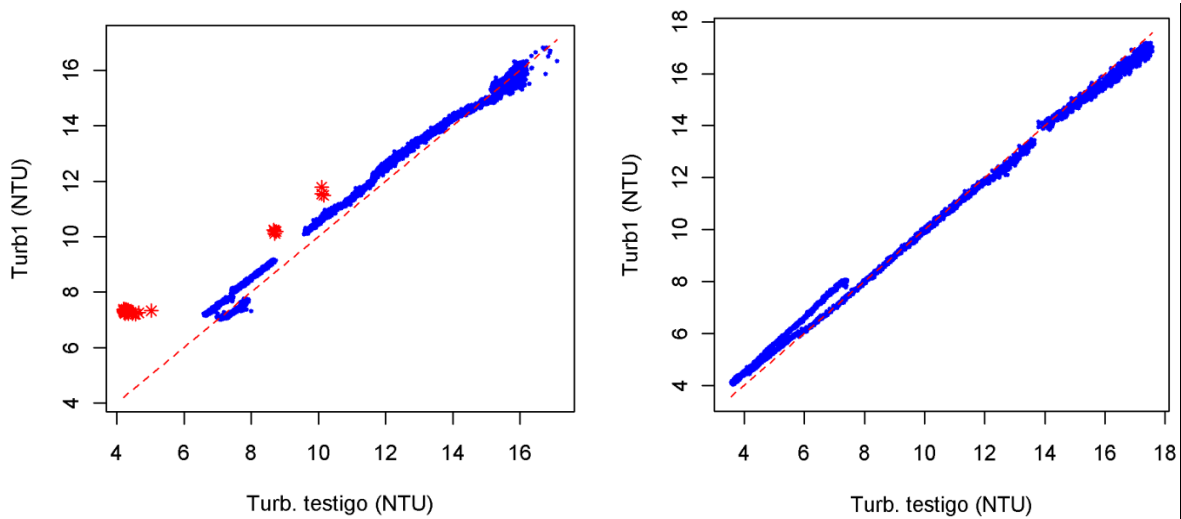


Figura 4.17 Correlación lineal entre el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado (Turb1) para Canal Javeriana (der.) y río Arzobispo (izq.).

Para estación Gibraltar se observa en la Figura 4.18 que todos los datos se ubican fuera de la correlación lineal de los turbidímetros.

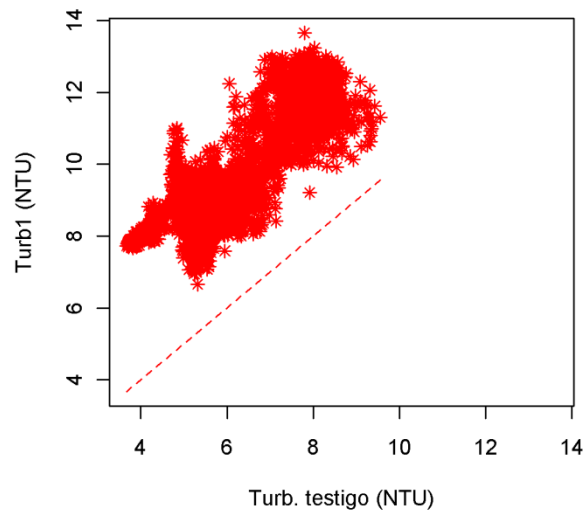


Figura 4.18 Correlación lineal entre el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado (Turb1) para estación Gibraltar.

En la Figura 4.19 se presentan las correlaciones lineales de Salitre01 y Salitre 02. Los puntos de color rojo representan los valores que superan el umbral móvil y por lo tanto se alejan de la correlación lineal entre el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado (Turb1).

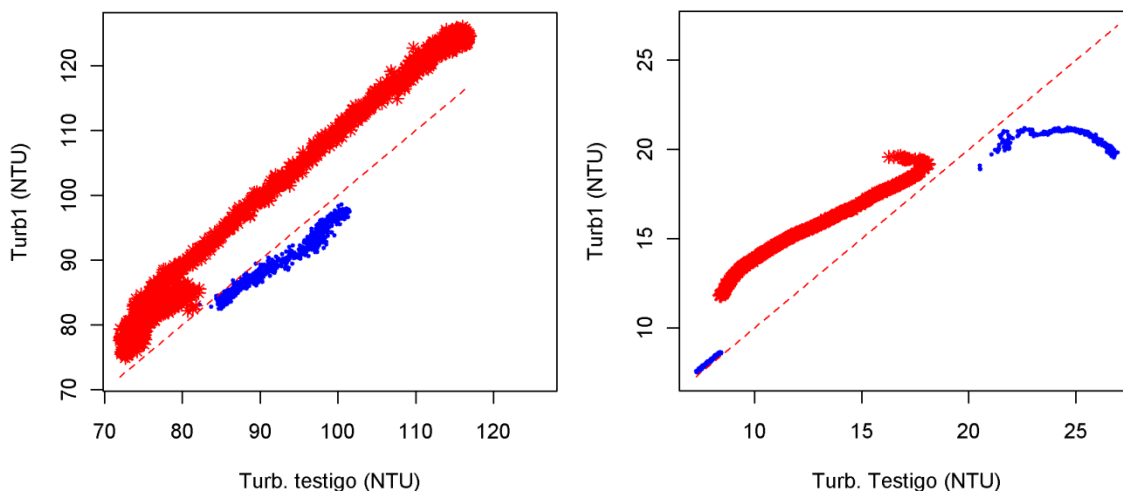


Figura 4.19 Correlación lineal entre el turbidímetro testigo y el turbidímetro analizado (Turb1) para PTAR Salitre 01 (der.) y PTAR Salitre 02 (izq.).

La Figura 4.20 relaciona el tiempo de limpieza recomendado para el turbidímetro con las concentraciones de SST, DBO y DQO para cada hidrosistema.

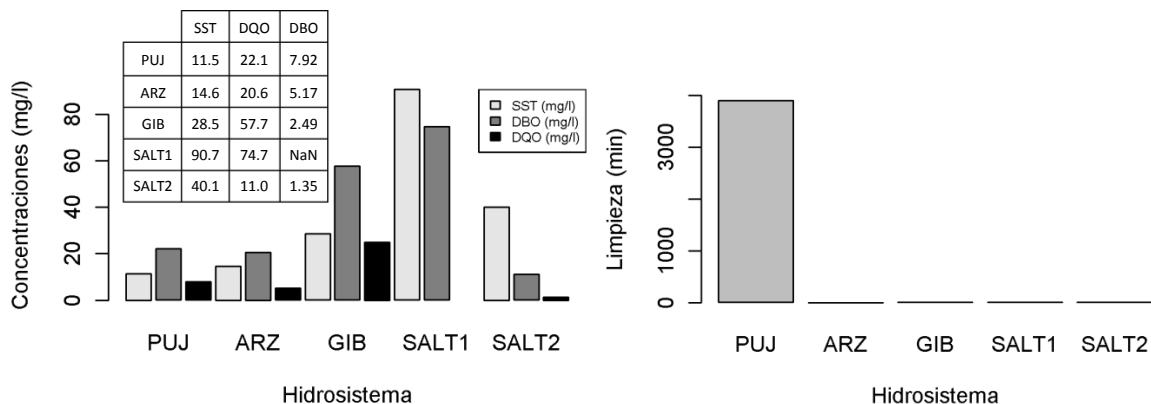


Figura 4.20 Tiempo de inicio de limpieza recomendados para PUJ: Canal Javeriana, ARZ: río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, SALT1: PTAR Salitre01 y SALT2: PTAR Salitre02.

En la Figura 4.20 se observa que no existe una relación visible entre las concentraciones de los hidrosistemas y el tiempo al que debe iniciar la limpieza. Solo es posible concluir que para los

hidrosistemas de concentraciones bajas ($SST < 20 \text{ mg/l}$, $DQO < 30 \text{ mg/l}$ y $DBO < 10 \text{ mg/l}$) como canal Javeriana (PUJ en Figura 4.20), el minuto de inicio de la limpieza es superior a 3000. Para los demás hidrosistemas se recomienda iniciar la limpieza desde el inicio de medición.

4.1.2.3 Sistema de alerta

El programa de sistema de alerta se desarrolló con el fin de avisar al usuario la frecuencia de la limpieza automática del turbidímetro analizando los datos con mediciones en un intervalo de tiempo corto. Adicionalmente, el programa advierte al usuario cuándo debe ser retirado el sensor para realizar un mantenimiento manual basado en el análisis de los datos a un intervalo de tiempo largo. El análisis se divide en dos partes: una primera parte presenta los resultados y recomendaciones de las alertas de limpieza automática del sensor y una segunda parte que presenta el análisis y las recomendaciones de mantenimiento manual del turbidímetro.

4.1.2.3.1 Sistema de alerta de limpieza automática

Para este análisis se utilizaron las mismas series de tiempo analizadas para la variabilidad de la precisión de los sensores. Como se explicó en la sección 3.5.1.2.7, el porcentaje de acierto es el resultado de la comparación entre las posibles alertas encontradas al analizar la derivada de los registros de ambos turbidímetros con respecto al tiempo (dy_1/dt y dy_2/dt para el turbidímetro testigo y el de análisis, respectivamente) y las posibles alertas establecidas cuando la diferencia de las derivadas de los registros de ambos turbidímetros con respecto al tiempo es mayor al 10 %.

Para canal Javeriana se encontró que el máximo valor de dy_2/dt es 0.8854 con un porcentaje de acierto del 100 %. Por su parte el río Arzobispo tiene un dy_2/dt máximo de 0.1928 con un porcentaje de acierto del 51.4 %. Estos valores se presentan en la Figura 4.22 donde se muestra la variación del porcentaje de aciertos para diferentes valores de dy_2/dt .

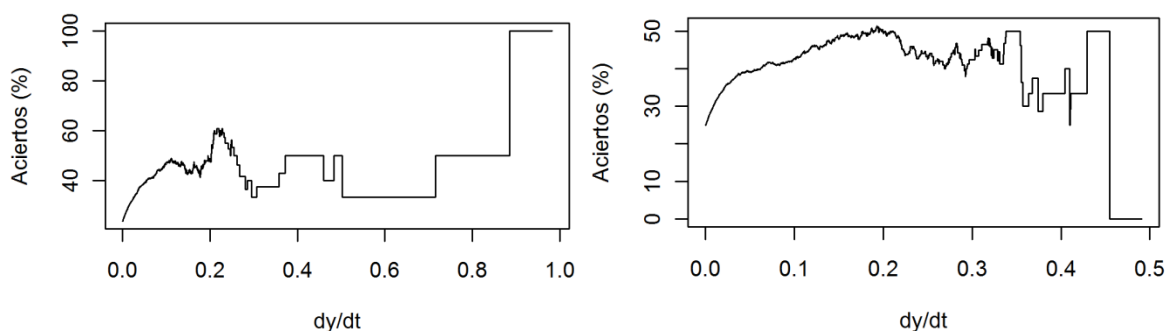


Figura 4.21 Relación entre dy_2/dt y porcentaje de aciertos para canal Javeriana (Izq.) y río Arzobispo (Der.).

En cuanto a la estación de Gibraltar y PTAR Salitre01, el dy_2/dt máximo encontrado fue de 1.9721, y 2.3337 respectivamente, ambos valores con un acierto del 100 %. La evolución de los valores de dy_2/dt en el tiempo para ambos hidrosistemas se presenta en la Figura 4.22.

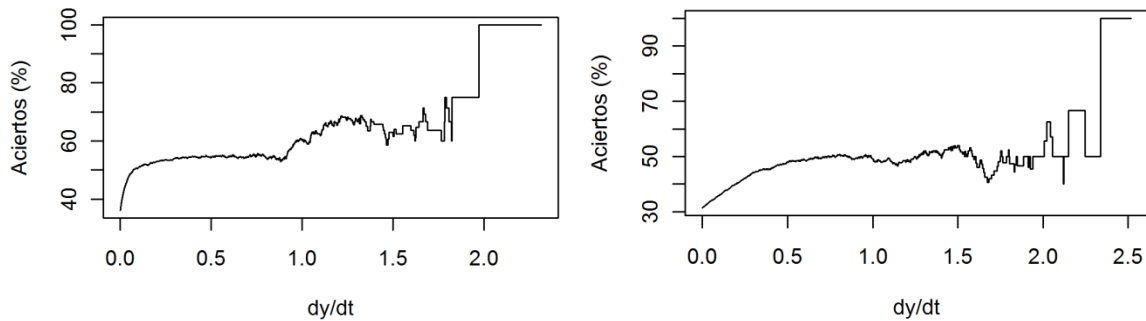


Figura 4.22 Relación entre dy_2/dt y porcentaje de aciertos para Estación Gibraltar (Izq.) y PTAR Salitre 01 (Der.).

Por último, el máximo dy_2/dt encontrado para PTAR Salitre 02 fue de 0.1978 con un acierto del 80 % como se muestra en la Figura 4.23.

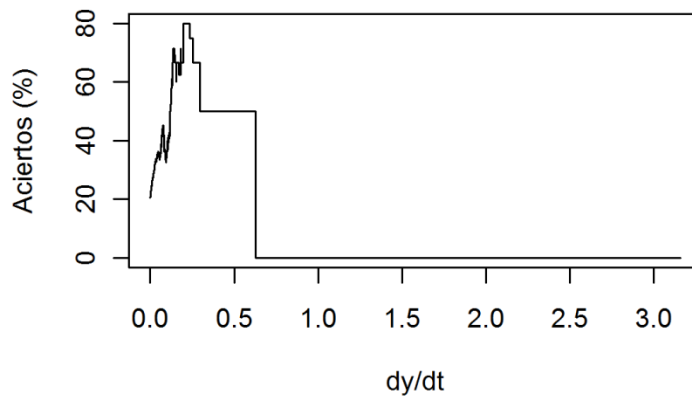


Figura 4.23 Relación entre dy_2/dt y porcentaje de aciertos para PTAR Salitre 02.

Se escoge el menor valor de dy_2/dt de forma conservadora para lanzar una alerta. Con este valor ($dy_2/dt = 0.1928$) se procedió a establecer los instantes en que debe ser enviada la alerta de limpieza automática del turbidímetro.

La señal del turbidímetro se altera después de una primera limpieza, por tal razón, se asume que las señales presentadas a continuación son señales obtenidas luego de cada limpieza automática.

Implementando el sistema para canal Javeriana se obtuvo que la primera señal de alerta se envía al minuto 39 como se observa en la Figura 4.24. De ahí en adelante se muestran las siguientes alertas que serán enviadas durante el periodo de tiempo analizado.

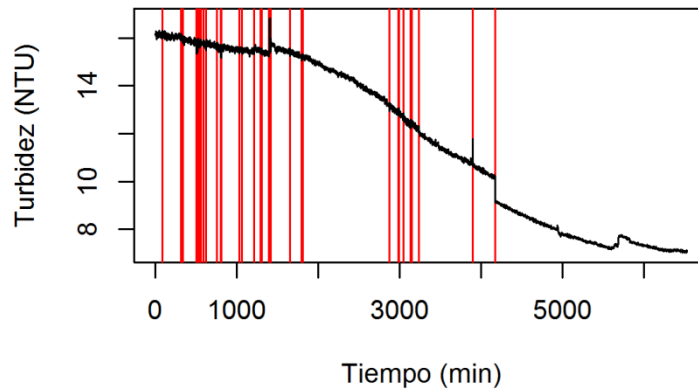


Figura 4.24 Alertas de limpieza automática enviadas para canal Javeriana.

Se distingue una zona inicial en la que las alertas son enviadas con mayor periodicidad en los primeros 2000 minutos. Entre los minutos 2000 y 4500 se envían alertas en menor cantidad y después de este periodo no se envían alertas. Lo anterior permite sugerir que para este hidrosistema es necesario programar una limpieza automática con periodicidad alta los primeros 2000 minutos y después del minuto 4500 no es necesario limpiar el turbidímetro.

En la Figura 4.25 se muestra que la primera alerta de limpieza automática se envía en el minuto 20 para el río Arzobispo. En este caso, las alertas son enviadas con alta frecuencia en los primeros 2000 minutos. De este momento en adelante no es necesario limpiar el sensor.

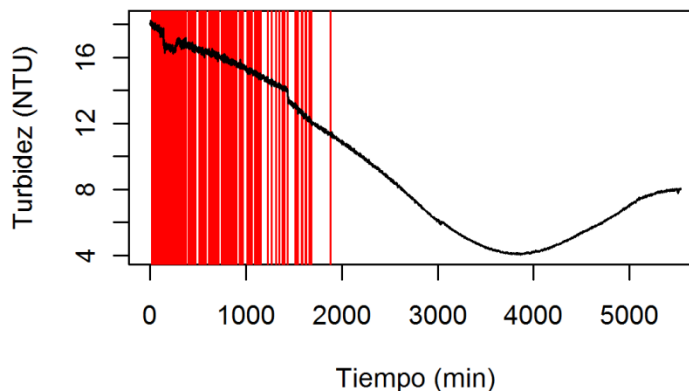


Figura 4.25 Alertas de limpieza enviadas para río Arzobispo.

En la Figura 4.26 se muestra que la primera alerta de limpieza automática se envía en el minuto 2 para la estación Gibraltar. La alerta es enviada cada minuto en los primeros 2900 minutos, posteriormente se envían alertas con menor frecuencia.

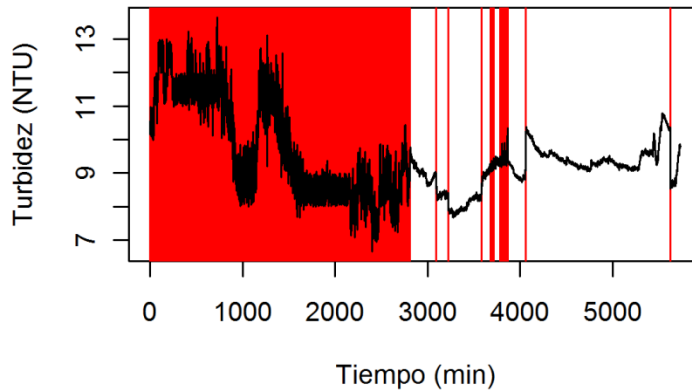


Figura 4.26 Alertas de limpieza enviadas para estación Gibraltar.

La Figura 4.26 muestra la señal de mediciones de turbidez cada minuto. A medida que la señal se recibe, los datos son analizados por el sistema de alerta y cuando encuentra una alerta con los cálculos anteriormente descritos, envía un aviso de limpieza. Para los datos de estación Gibraltar se observa que la zona de color rojo representa un tiempo en el que la limpieza del sensor debe realizarse cada minuto. Adicionalmente, después del minuto 2900 al enviarse un número de alertas menor, entre el minuto 4062 y 5622 el sensor puede medir sin necesidad de limpieza.

Para PTAR Salitre 01 la primera alerta se envía en el minuto 3 y se continúa enviando cada minuto como se observa en la Figura 4.27. Para este hidrosistema se recomienda programar la limpieza automática con su mínimo intervalo permitido para toda la duración de la señal.

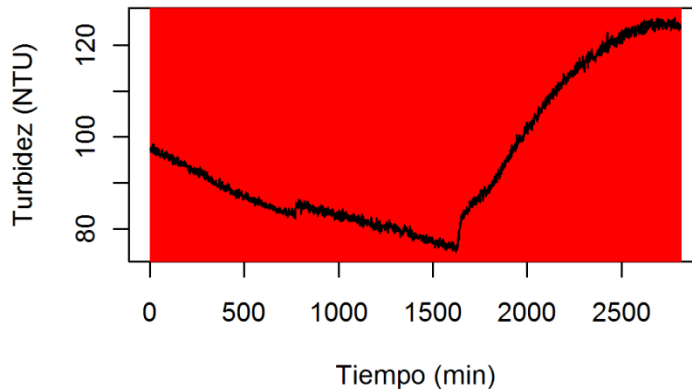


Figura 4.27 Alertas de limpieza enviadas para PTAR Salitre 01.

Para finalizar, se muestran las alertas de PTAR Salitre 02 en la Figura 4.28. La primera alerta de limpieza se envía al minuto 4, posteriormente se envían dos más y de ahí en adelante no se envían alertas de limpieza hasta el minuto 1419. Se recomienda para este hidrosistema hacer una limpieza los primeros minutos 50 minutos de la señal, seguido de un periodo de 1350 minutos sin limpieza.

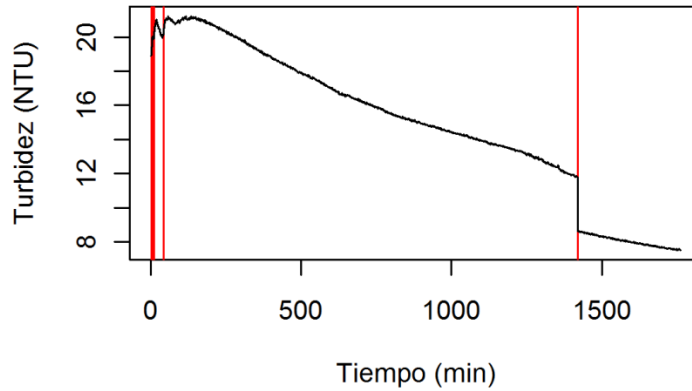


Figura 4.28 Alertas de limpieza enviadas para PTAR Salitre 02.

Por último, al relacionar las concentraciones de los hidrosistemas con las alarmas iniciales de limpiezas (Figura 4.29) se observa que a concentraciones altas (SST mayores a 60 mg/l y DQO mayor a 20 mg/l) la primera alerta se envía mucho más pronto que a hidrosistemas de concentraciones bajas (SST menores a 60 mg/l y DQO menores a 20 mg/l). Por lo anterior se concluye que a mayor concentración, menor el tiempo de envío de la primera alerta de limpieza.

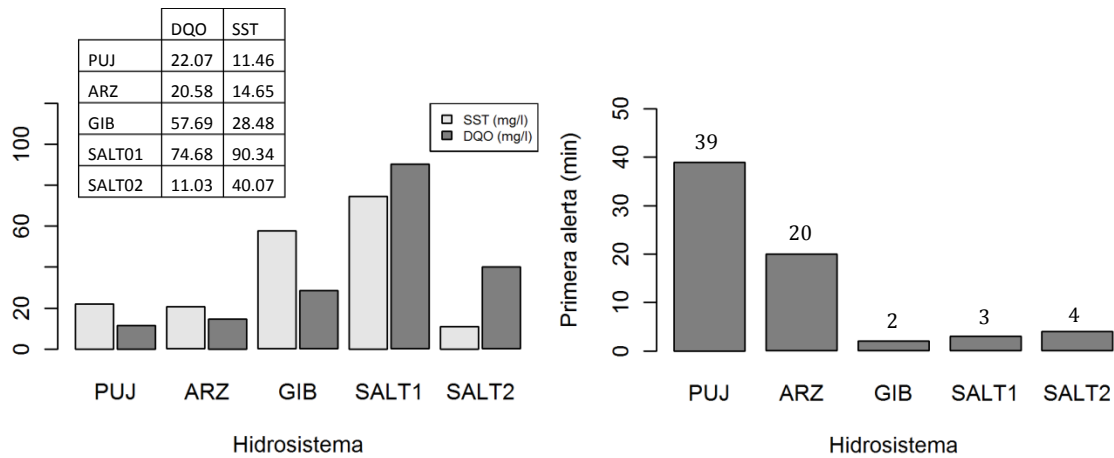


Figura 4.29 Relación entre envío de primeras alertas y concentración.

4.1.2.3.2 Sistema de alerta de mantenimiento

El análisis de mantenimiento del sensor se realizó de la misma forma que el análisis de limpieza automática pero variando la serie de datos analizada. En este caso, el análisis no se hizo para intervalos de tiempo cortos como se hizo para el sistema de alertas de limpieza automática, sino que se propuso analizar los datos a intervalos de 30 minutos, 1 hora, 2 horas, 4 horas, 6 horas, 12 horas y 24 horas.

Para canal Javeriana se encontró un dy_2/dt de 0.5087 con un acierto del 100 % para 30 minutos. Por otro lado, en el análisis de datos cada hora se encontró un dy_2/dt de 0.2356 con un acierto del 20 % como se muestra en la Figura 4.30.

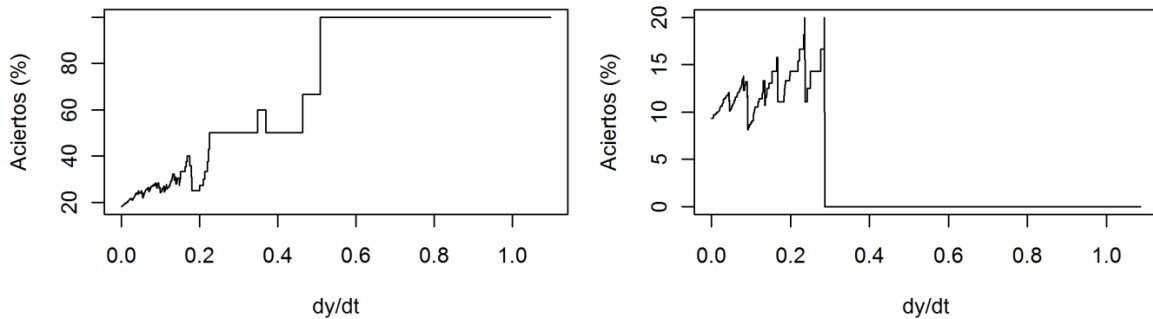


Figura 4.30 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 30 minutos (Izq.) y 1 hora (Der.) – canal Javeriana.

En el análisis de los datos cada 2 horas se encontró un dy_2/dt de 0.2674 con un acierto del 10 %. Por otro lado, en el análisis de datos cada 4 horas se encontró un dy_2/dt de 0.273 con un acierto del 5.88 % como se muestra en la Figura 4.31.

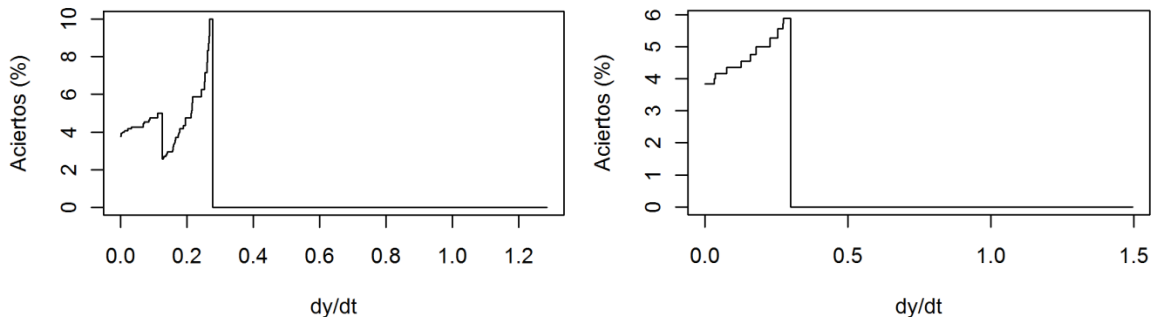


Figura 4.31 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 2 horas (Izq.) y 4 horas (Der.) – canal Javeriana.

Para intervalos de 6, 12 y 24 horas el dy_2/dt fue de cero puesto que no se encontraron aciertos entre las posibles alertas establecidas.

En cuanto al río Arzobispo, se encontró un dy_2/dt de 0.0376 con un acierto del 19.08 % para 30 minutos. Por otro lado, en el análisis de datos cada hora se encontró un dy_2/dt de 0.1783 con un acierto del 14.58 % como se muestra en la Figura 4.32.

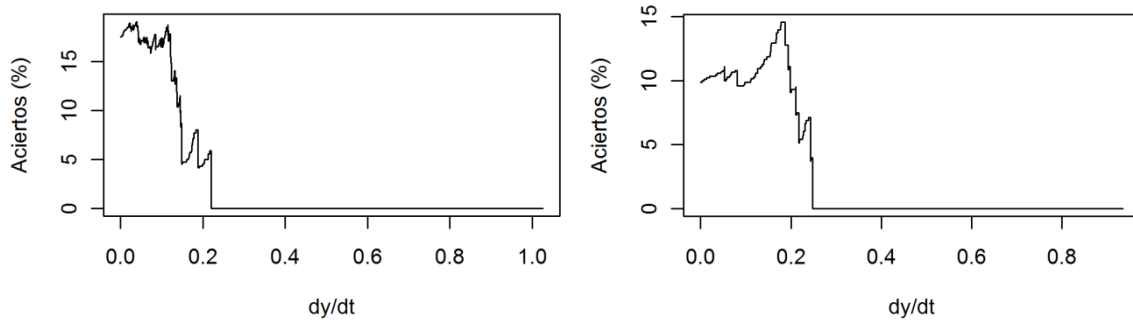


Figura 4.32 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 30 minutos (Izq.) y 1 hora (Der.) – río Arzobispo.

En el análisis de los datos cada 4 horas se encontró un dy_2/dt de 0.2433 con un acierto del 9.53 % como se muestra en la Figura 4.33.

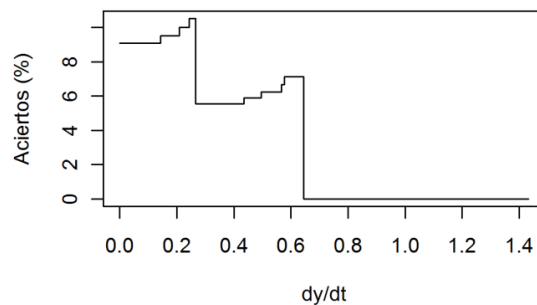


Figura 4.33 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 4 horas – río Arzobispo.

Para intervalos de 2 horas, 6 horas, 12 horas y 24 horas el dy_2/dt fue de cero puesto que no se encontraron aciertos entre las posibles alertas establecidas.

Para estación Gibraltar, se encontró un dy_2/dt de 2.548 con un acierto del 100 % para 30 minutos. Por otro lado, en el análisis de datos cada hora se encontró un dy_2/dt de 1.9811 con un acierto del 100 % como se muestra en la Figura 4.34.

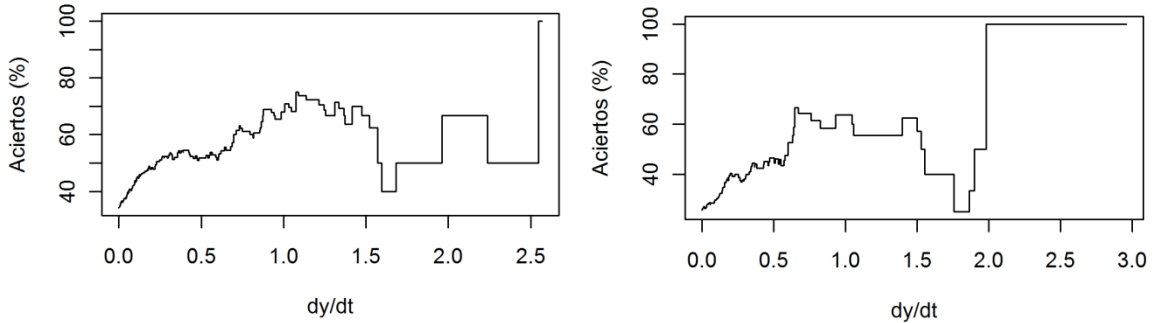


Figura 4.34 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 30 minutos (Izq.) y 1 hora (Der.) – estación Gibraltar.

En el análisis de los datos cada 2 horas se encontró un dy_2/dt de 1.721 con un acierto del 100 %. Por otro lado, en el análisis de datos cada 4 horas se encontró un dy_2/dt de 2.0521 con un acierto del 50 % como se muestra en la Figura 4.35.

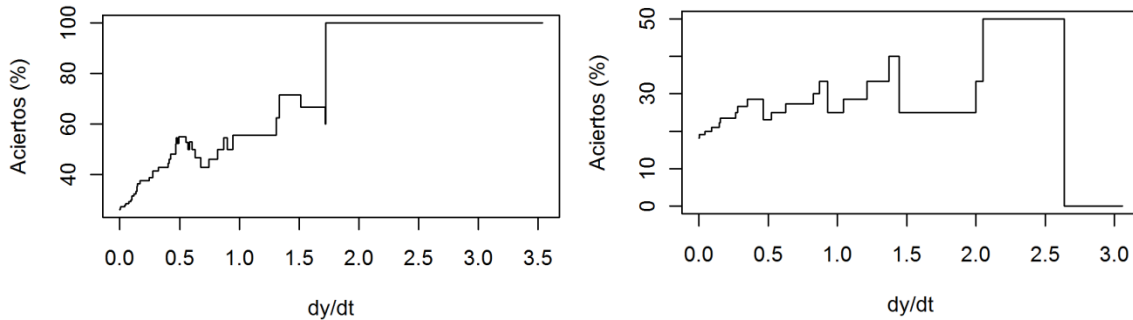


Figura 4.35 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 2 horas (Izq.) y 4 horas (Der.) – estación Gibraltar.

Por último, el dy_2/dt para 6 horas es de 0.6842 con un acierto del 50 % como lo muestra la figura Figura 4.36.

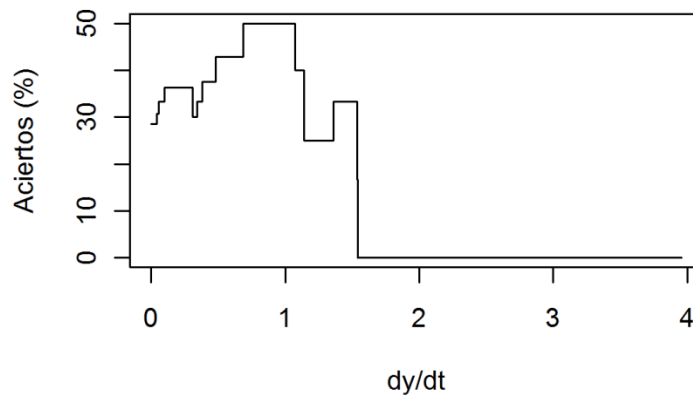


Figura 4.36 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 6 horas – estación Gibraltar.

Para intervalos de 12 y 24 horas el dy_2/dt fue de cero puesto que no se encontraron aciertos entre las posibles alertas establecidas.

Para PTAR Salitre se encontró un dy_2/dt de 2.246 con un acierto del 100 % para 30 minutos. Por otro lado, en el análisis de datos cada hora se encontró un dy_2/dt de 3.5478 con un acierto del 100 % como se muestra en la Figura 4.37.

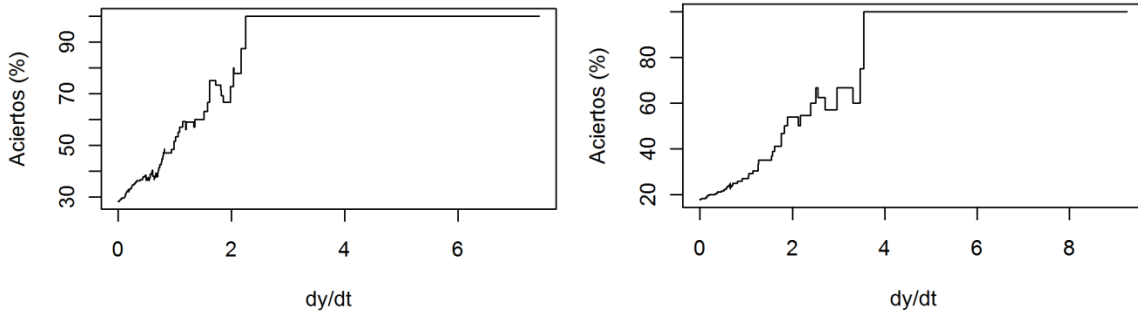


Figura 4.37 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 30 minutos (Izq.) y 1 hora (Der.) – PTAR Salitre.

En el análisis de los datos cada 2 horas se encontró un dy_2/dt de 4.729 con un acierto del 100 %. Por otro lado, en el análisis de datos cada 4 horas se encontró un dy_2/dt de 6.1326 con un acierto del 33.33 % como se muestra en la Figura 4.38.

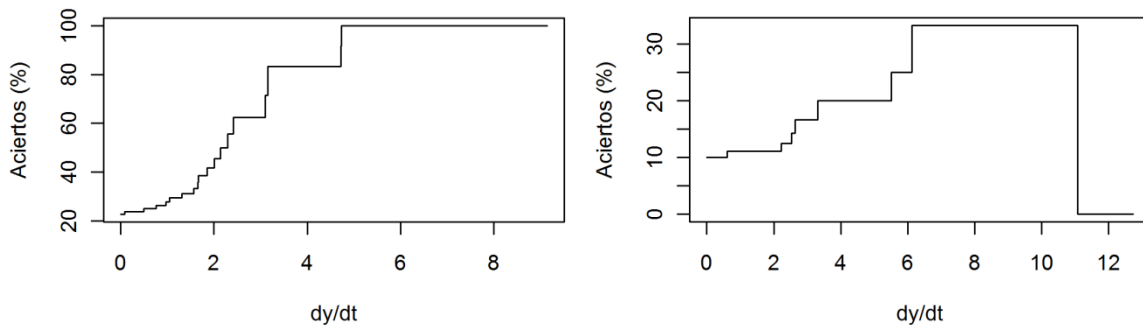


Figura 4.38 Relación entre dy_2/dt y su porcentaje de acierto en el análisis de datos cada 2 horas (Izq.) y 4 horas (Der.) – PTAR Salitre.

Para intervalos de 12 y 24 horas el dy_2/dt fue de cero puesto que no se encontraron aciertos entre las posibles alertas establecidas.

De los anteriores resultados, se escoge de forma conservadora el valor mínimo de dy_2/dt de cada hidrosistema para establecer el sistema de alerta de mantenimiento más acorde.

El valor mínimo de dy_2/dt de canal Javeriana fue de 0.2356 el cual fue obtenido al analizar los datos cada hora. La primera alerta de mantenimiento es enviada a un intervalo de 6 horas según la Figura 4.39. Después se continúan enviando señales de alerta de mantenimiento en los instantes mostrados por la Figura 4.39.

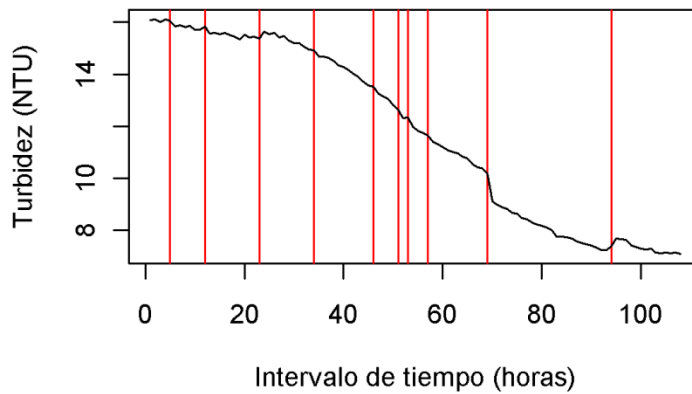


Figura 4.39 Sistema de alerta de mantenimiento para canal Javeriana.

El valor mínimo de dy_2/dt de río Arzobispo fue de 0.0376 el cual fue obtenido al analizar los datos cada 30 minutos. La primera alerta de mantenimiento es enviada al intervalo 2 según la Figura 4.40. Por tratarse del análisis de datos cada 30 minutos, la primera alarma de mantenimiento es enviada al minuto 60, es decir a la primera hora de inicio de la señal. Para este hidrosistema se recomienda un mantenimiento periódico de la menos cada hora.

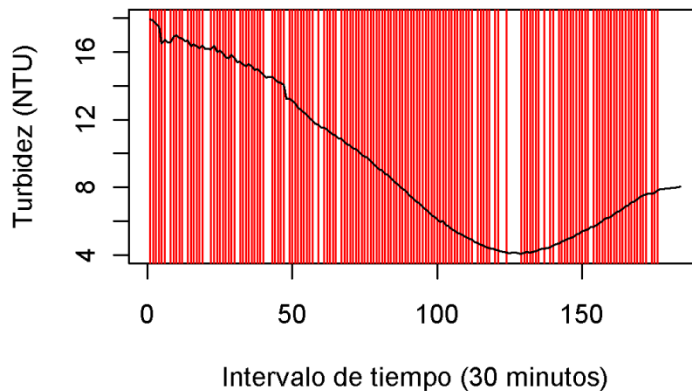


Figura 4.40 Sistema de alerta de mantenimiento para río Arzobispo.

Para la estación de Gibraltar, el mínimo valor de dy_2/dt fue de 0.6842 al analizar los datos cada 6 horas. La primera alarma de mantenimiento es enviada en el intervalo 2 según la Figura 4.41, es decir el sensor debe ser retirado a 12 horas del inicio de la señal para su respectivo mantenimiento.

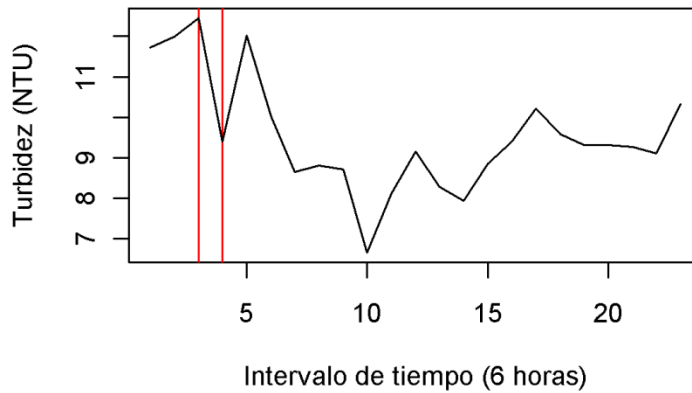


Figura 4.41 Sistema de alerta de mantenimiento para estación Gibraltar.

Para finalizar, los resultados arrojados para PTAR Salitre muestran que el valor mínimo de dy_2/dt fue de 2.246 al analizar los datos cada 30 minutos. Por lo anterior, se muestra en la Figura 4.42 la primera alarma de mantenimiento enviada al intervalo 55, es decir el sensor debe ser retirado a las 27.5 horas después del inicio de la medición.

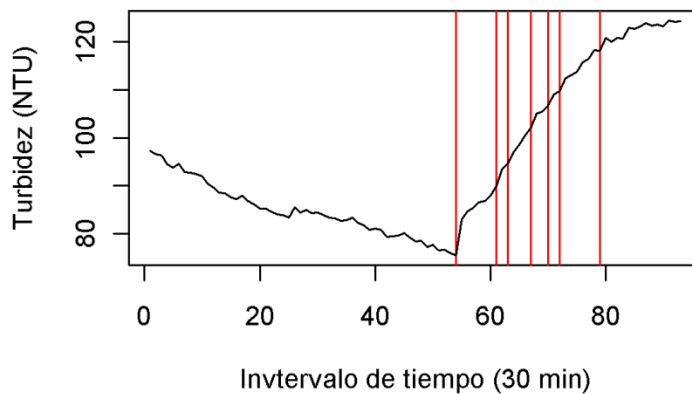


Figura 4.42 Sistema de alerta de mantenimiento para PTAR Salitre.

A manera de resumen, se relacionan las alertas iniciales enviadas para cada hidrosistema con sus respectivas concentraciones en la Figura 4.43.

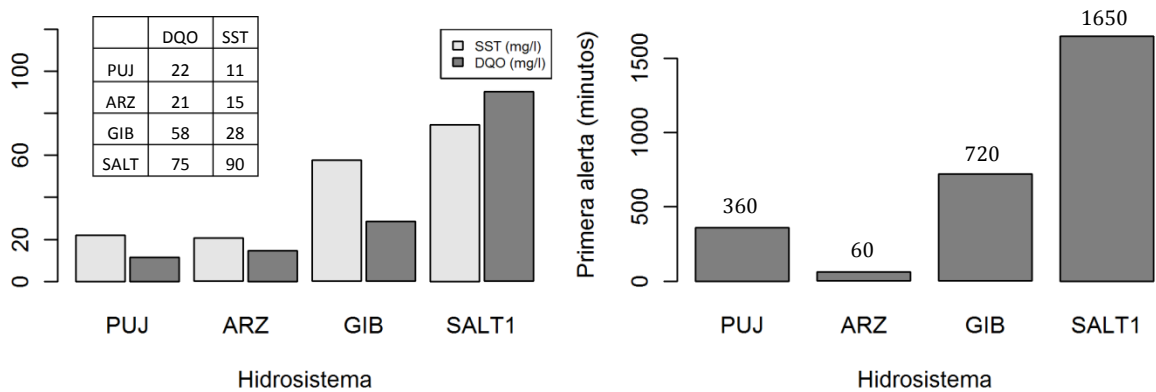


Figura 4.43 Relación entre concentraciones de hidrosistemas y alertas iniciales de mantenimiento.

Por lo anterior, no hay una relación visible entre las concentraciones de SST y DQO de los hidrosistemas y los sistemas de alerta de mantenimiento. Por tal razón, los resultados no pueden generalizarse y se recomienda hacer un análisis independiente para cada hidrosistema.

4.2 Espectrómetro UV-Vis

En esta sección se presentan los resultados de las pruebas realizadas al espectrómetro UV-Vis. Los resultados se dividen en dos grupos: una primera parte sobre implementación del sensor en donde se analiza la forma más adecuada de instalación del mismo en función de la alta confiabilidad de los resultados. Una segunda parte hace referencia a la operación del sensor que permitirá dar recomendaciones en cuanto a su intervalo de toma de datos, limpieza y mantenimiento.

4.2.1 Implementación

El análisis inicial de los datos para la determinación de la incidencia de las variables involucradas en la variabilidad de los resultados que se realizó para el caso del turbidímetro, se efectuó también para el espectrómetro UV-Vis. Lo anterior se realizó por medio del análisis de varianzas (Kruskal-Wallis) y análisis de componentes principales (PCA). Luego de determinar qué variables inciden en mayor medida sobre la variabilidad del fenómeno estudiado, se realizó un análisis sobre la incidencia el ángulo y la profundidad a la que es colocado el sensor y cuáles son las posiciones más recomendadas según el hidrosistema analizado.

4.2.1.1 Ángulos

Para el análisis mostrado a continuación, se utilizaron los espectros de las posiciones analizadas realizadas el con sus respectivas tres (3) replicas. La prueba de posiciones se realizó el día 11 de mayo en canal Javeriana, 17 de mayo en rio Arzobispo, 30 de mayo para estación de Gibraltar y 23 de junio de 2011 para PTAR Salitre.

4.2.1.1.1 Análisis de componentes principales (PCA)

Se realizó el análisis de componentes principales para determinar la incidencia de las variables en los resultados considerando todos los espectros arrojados de las pruebas. Este análisis se le realizó a tres casos: analizando la variabilidad de los datos de análisis (absorbancias), la variabilidad de los hidrosistemas, y analizando todos los espectros sin discriminar posición o hidrosistema. El análisis se realizó tanto para los datos obtenidos de ángulos como para los de profundidad. Los resultados se presentan a continuación.

i) Análisis de incidencia sobre las absorbancias

Primero se determina el menor número de componentes principales necesarios para lograr obtener al menos un 75 % de la variabilidad del fenómeno estudiado. La Figura 4.44 muestra los componentes principales con su incidencia en el fenómeno estudiado. Para este caso, se observa

que la variabilidad del evento con dos componentes acumulados supera el 75 % por lo que el número de componentes principales escogido es 2.

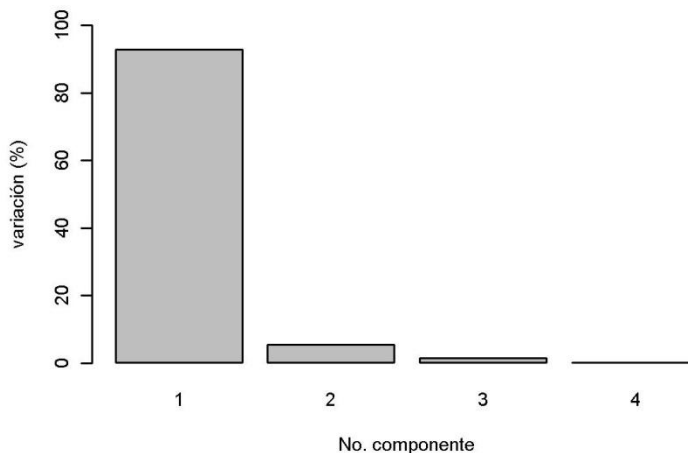


Figura 4.44 Porcentaje de variación por componentes si los individuos son variables – Ángulos.

La Figura 4.45 muestra la incidencia del componente 1 (eje horizontal) y el componente 2 (eje vertical) sobre las absorbancias analizadas. Se observa que el componente 1 es el que mayor incidencia presenta entre la longitud de onda 15 y la longitud de onda 19 (235 nm y 745 nm, respectivamente). Por su parte, el componente 2 es el que mayor incidencia presenta sobre las longitudes de onda desde la 1 hasta la 15 (200 nm y 232.5 nm respectivamente). Adicionalmente, el rotulo que muestra la Figura 4.45 con la palabra “ángulo” indica que la variación de los ángulos está regido principalmente por el componente 2, es decir por las longitudes de onda 1 a 15 (200 nm – 232.5 nm).

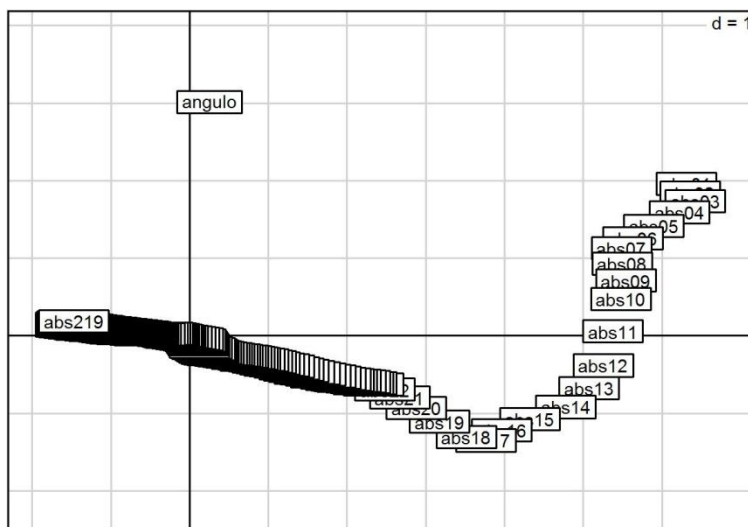


Figura 4.45 Influencia de los componentes principales en las absorbancias cuando se consideran los individuos como variables – Ángulos.

La Figura 4.46 permite separar los hidrosistemas en dos grandes grupos según los espectros analizados: un primer grupo que se compone del canal Javeriana y río Arzobispo (V1 y V2 respectivamente) y un segundo grupo conformado por la estación de Gibraltar y PTAR Salitre (V3 y V4 respectivamente). Se observa que el componente 1 es el que mayor incidencia presenta sobre los resultados, pero el componente 2 es aquel que diferencia los hidrosistemas en los dos grupos. Al analizar nuevamente la Figura 4.45 a la luz de los resultados de la Figura 4.46, se puede concluir que estos dos grupos difieren debido a las absorbancias obtenidas en las longitudes de onda 200 nm y 232.5 nm.

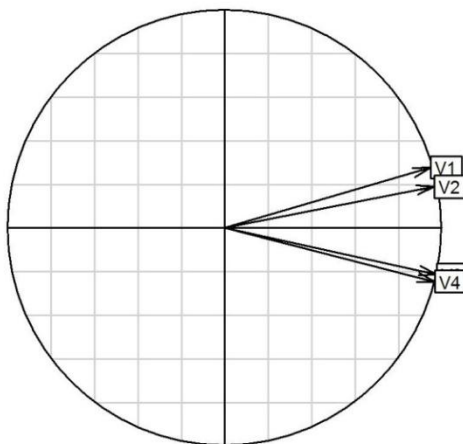


Figura 4.46 Influencia de los componentes principales en los hidrosistemas cuando los individuos son variables – Ángulos.

Por último, se observa en la Figura 4.47 que el componente 1 tiene mayor incidencia en la estación de Gibraltar (GIB) y PTAR Salitre (SALT). Por su parte el componente 2 tiene mayor incidencia en el canal Javeriana (PUJ). Por lo anterior, se puede concluir que lo que diferencia los dos grupos de hidrosistemas son las características que se ubican en la componente ultravioleta, es decir la zona orgánica.

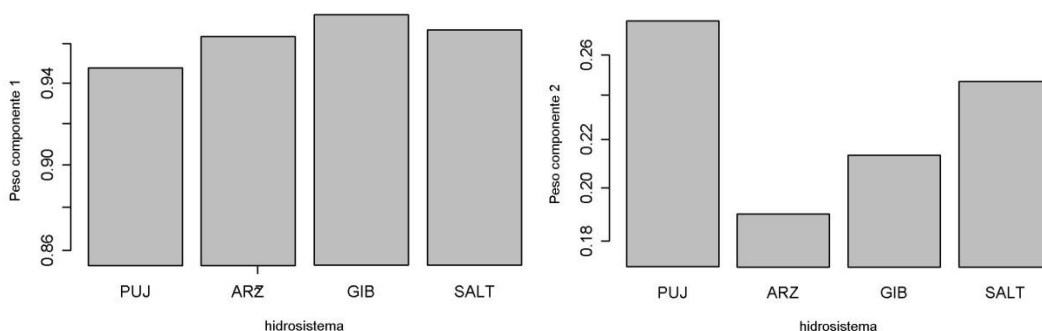


Figura 4.47 Incidencia del componente 1 y componente 2 para cada hidrosistema (PUJ: canal Javeriana, ARZ: río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar y SALT: PTAR Salitre) – Ángulos.

ii) Análisis de incidencia sobre los hidrosistemas

Se determina el menor número de componentes principales necesarios para lograr obtener al menos un 75 % de la variabilidad del fenómeno estudiado. La Figura 4.48 muestra los componentes principales con su incidencia en el fenómeno estudiado. Para este caso, se observa que la variabilidad del evento con dos componentes acumulados supera el 75 % por lo que el número de componentes principales escogido es 2.

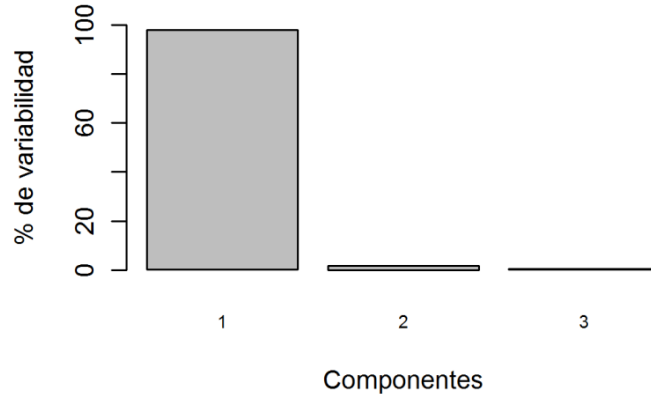


Figura 4.48 Porcentaje de variación por componentes si los individuos son sitios – Ángulos.

El componente 2 es el que incide principalmente en la variabilidad del ángulo corroborando lo hallado en el anterior análisis así como la identificación de dos grupos de hidrosistemas diferenciados por el mismo componente 2 (Figura 4.49). Adicionalmente las primeras 16 absorbancias (200 nm a 235 nm respectivamente) se ven mayormente influenciadas por el componente 2 y las demás (de 237.5 nm a 745 nm) son principalmente influenciadas por el componente 1. Por lo anterior, el ángulo incide más en las longitudes de onda iniciales que en las demás.

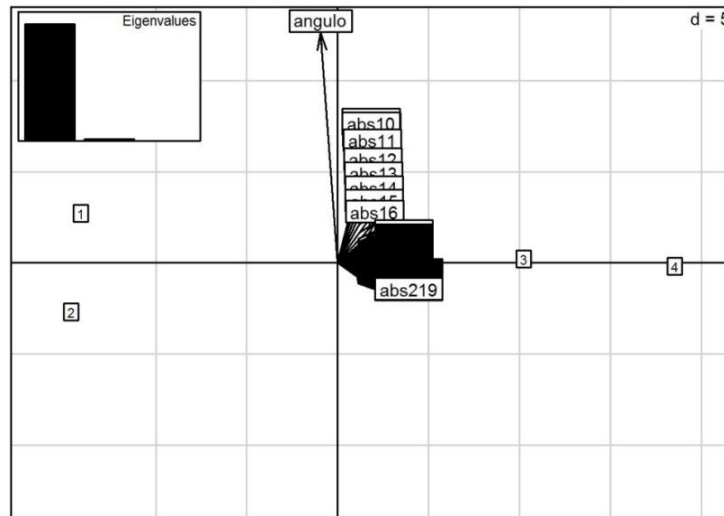


Figura 4.49 Incidencia de componentes principales en los espectros, los hidrosistemas y el ángulo si los individuos son sitios – Ángulo.

Por último, el componente 1 incide en las longitudes de onda entre 340 nm y 382.5 nm y el componente 2 incide más en las longitudes de onda iniciales desde 200 nm hasta 242.5 nm (Figura 4.50). Es decir, la zona de nitritos, nitratos y DQO (zona ultravioleta) es la que diferencia las muestras puesto que se sitúan en las longitudes de onda influenciadas por el componente 1.

Las diferencias que hay entre los resultados de los ángulos se rigen más por la zona ultravioleta que por la visible. De esta forma, para analizar la incidencia del ángulo hay que tener un conocimiento de las características del hidrosistema de esas longitudes de onda iniciales, es decir la zona ultravioleta. Observando los pesos de ambos componentes de la Figura 4.50, se concluye que el componente 1 es aquel que explica el fenómeno de mejor manera.

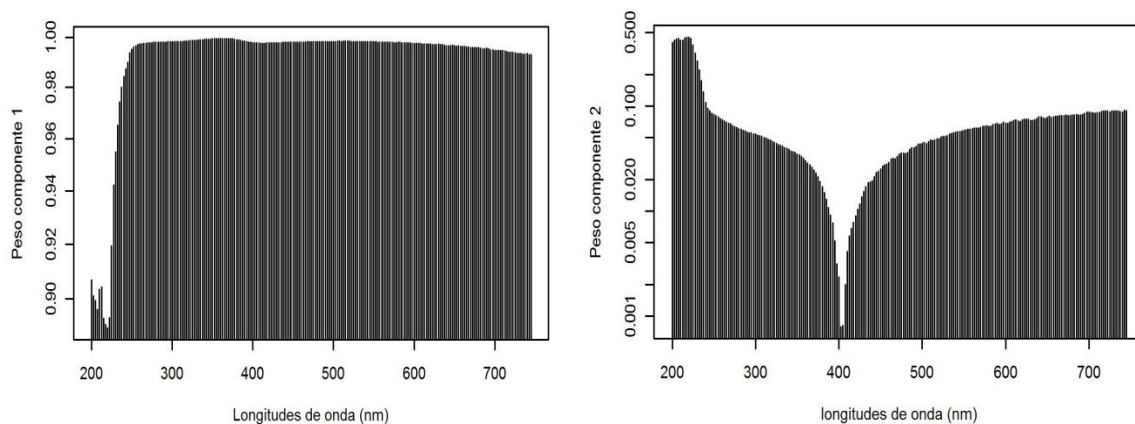


Figura 4.50 Incidencia del componente 1 y componente 2 para cada hidrosistema – Ángulos.

iii) Análisis de incidencia sobre todos los espectros de los ángulos

En esta parte se analizaron todos los espectros sin discriminar a qué ángulo pertenecían. Se utilizaron 2 componentes principales y 3 *clusters*. En la figura Figura 4.51 se muestran los espectros de todos los ángulos analizados, los cuales son influidos por el componente 1 pero diferenciados por el componente 2. Por lo anterior, se afirma que lo que diferencia a los espectros entre sí, es la componente ultravioleta.

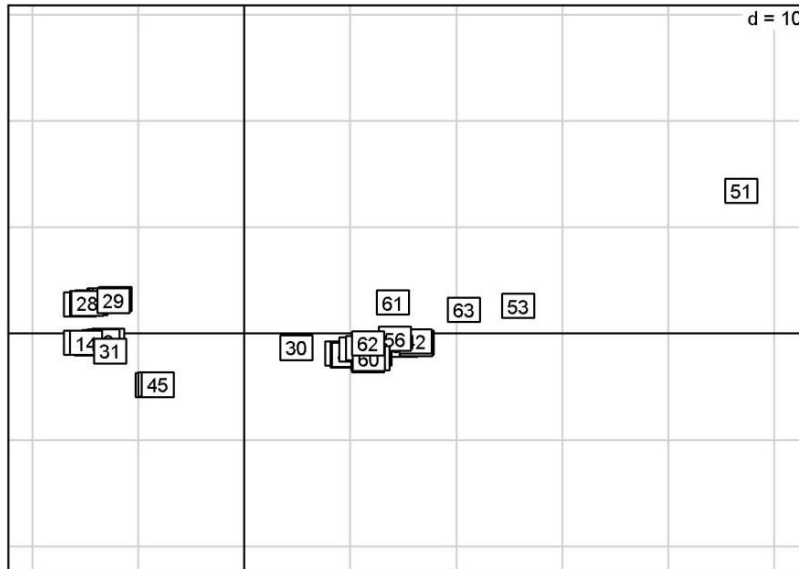


Figura 4.51 Incidencia de componentes en todos los espectros – Ángulos.

Por último, el componente 1 incide más en las longitudes de onda entre 382.5 nm y 450 nm y el componente 2 incide más en las longitudes de onda iniciales desde 200 nm hasta 250 nm (Figura 4.52). Es decir, la zona de nitritos, nitratos y DQO (zona ultravioleta) es la que diferencia los espectros entre si, puesto que se sitúan en las longitudes de onda influenciadas por el componente 1. Las longitudes de onda de 380 nm a 450 nm son las que inciden en los resultados de la prueba de ángulos.

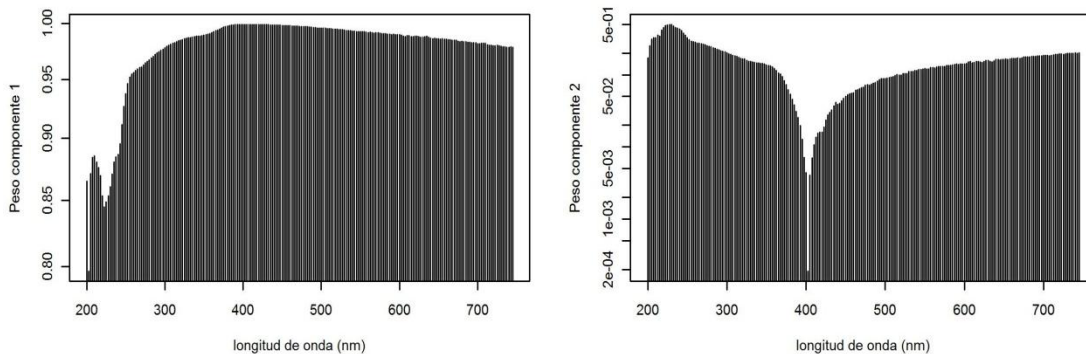


Figura 4.52 Incidencia del componente 1 y componente 2 para cada hidrosistema – Ángulos.

4.2.1.1.2 Análisis de varianza (Kruskal-Wallis)

Primero se comprobó la homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Bartlett y la normalidad de los datos mediante la prueba de Shapiro Wilk. Los resultados de estas pruebas se reportan en el anexo C. Dado que no se comprobó homogeneidad de varianzas ni normalidad de los datos se aplicó una prueba de Kruskal-Wallis para identificar la influencia de cada variable.

Se puede observar en la Figura 4.53 que el hidrosistema es el factor más influyente en la variabilidad de los resultados de turbiedad con un 98.6 % de varianza aplicada. Como segundo factor más influyente están los ángulos con el 1.2 % y por último, los errores aleatorios son los factores más influyentes con el 0.2 % de varianza aplicada.

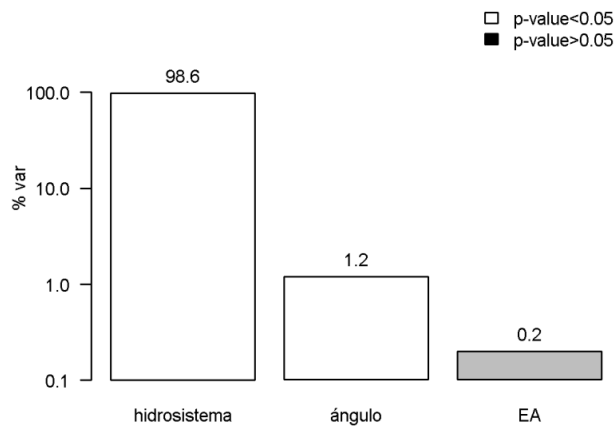


Figura 4.53 Porcentaje de varianza explicada en los resultados del espectrómetro UV-Vis (EA: errores aleatorios).

Por lo anterior, se concluye que el ángulo al que es instalado el espectrómetro UV-Vis incide significativamente en la variabilidad de los resultados puesto que el *pvalue* es menor a 0.05.

Para simplificar los cálculos, se terminaron las distancias euclidianas entre los espectros y un espectro equivalente a agua pura con valores de absorbancia cero. La Figura 4.54 presenta la relación entre los hidrosistemas analizados y las distancias euclidianas de los espectros obtenidos en el momento de realizar las pruebas con el espectrómetro UV-Vis.

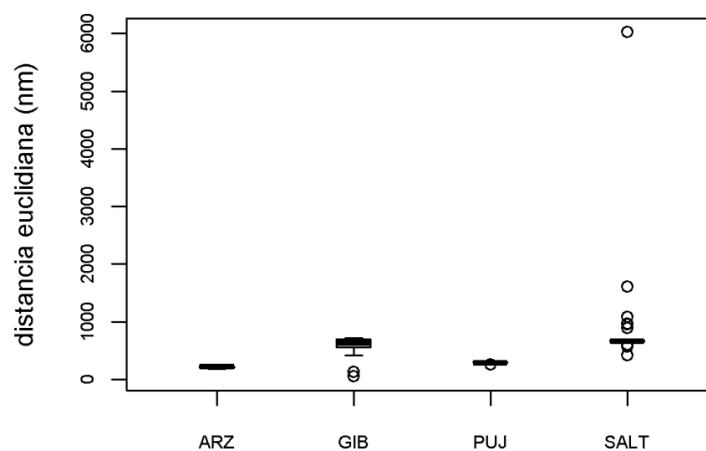


Figura 4.54 Relación entre Hidrosistema y distancia euclidiana de espectros para los resultados de ángulos (ARZ: río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre).

En la Tabla 4.7 se muestran los resultados de significancia de las diferencias de los hidrosistemas arrojados por un t-test no paramétrico con una distribución no normal. Se observa que los *pvalue* son inferiores a 0.05 por lo tanto los hidrosistemas son significativamente diferentes.

Tabla 4.7 Resultados de prueba de significancia para hidrosistemas (ARZ: Río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: Canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre)-Ángulos.

| | ARZ | GIB | PUJ |
|------|----------|----------|----------|
| GIB | 4.55E-90 | | |
| PUJ | 1.42E-28 | 8.78E-41 | |
| SALT | 6.74E-88 | 0.01 | 4.21E-45 |

Como un tercer análisis, en la Figura 4.55 se muestran los valores de las distancias euclidianas para cada ángulo sin discriminar por hidrosistema.

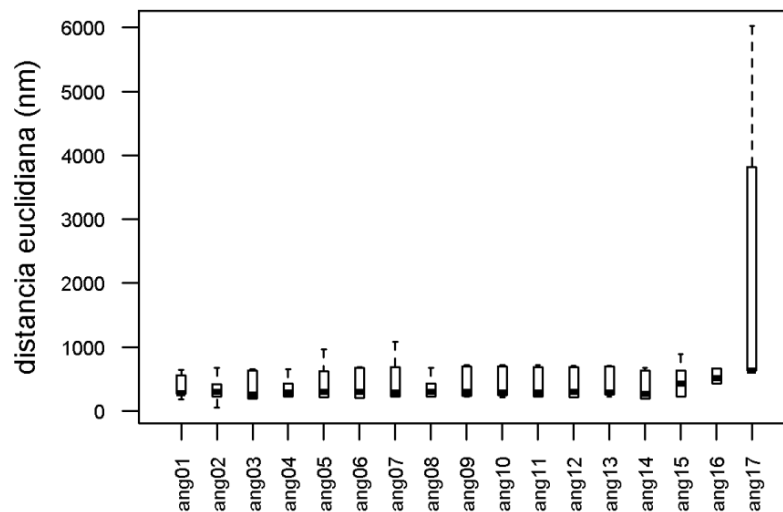


Figura 4.55 Relación entre ángulo y distancia euclidiana de espectros para los resultados de ángulos.

En la Tabla 4.8 se muestran los resultados de significancia de los ángulos arrojados por un t-test no paramétrico con una distribución no normal. Los *pvalue* de los primeros 16 ángulos son superiores a 0.05 por lo que se concluye que los valores de los ángulos son significativamente iguales entre ellos a excepción del ángulo 17 que es significativamente diferente a los cuatro primeros ángulos y el ángulo 13.

Tabla 4.8 Resultados de prueba de significancia para ángulos.

| ang02 | ang 01 | ang 02 | ang 03 | ang 04 | ang 05 | ang 06 | ang 07 | ang 08 | ang 09 | ang 10 | ang 11 | ang 12 | ang 13 | ang 14 | ang 15 | ang 16 |
|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| ang03 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| ang04 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| ang05 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| ang06 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| ang07 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | |
| ang08 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | |
| ang09 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | |
| ang10 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | |
| ang11 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | |
| ang12 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | |
| ang13 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | |
| ang14 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | |
| ang15 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | |
| ang16 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| ang17 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,37 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0,23 | 1 | 1 | |

Como los ángulos inciden significativamente en la variabilidad de los resultados, se procede a hacer un análisis de los mismos para establecer recomendaciones de instalación del espectrómetro UV-Vis.

4.2.1.1.3 Recomendaciones de ángulos

Para determinar los ángulos recomendados a los que debe someterse el espectrómetro UV-Vis se utilizaron dos métodos:

- a) Análisis de similitud: se comparan los espectros de cada posición con los espectros de referencia y se cuantifica el porcentaje de longitudes de onda en las que su intervalo de confianza se traslapa con el intervalo de confianza de la posición de referencia.
- b) Análisis de distancias: se determinan las distancias de cada espectro con respecto al de referencia (sensor instalado a 0° con respecto a la horizontal) y se establece el porcentaje de cercanía. El espectro con mayor cercanía proporcionará valores más confiables en comparación con los que tengan un menor valor.

Las gráficas de los resultados de los análisis de similitud se presentan en el anexo D. En ellos se muestran los traslapos de los intervalos de confianza por cada hidrosistema analizado.

La Tabla 4.9 resume los porcentajes de similitud y de cercanía de cada ángulo para cada hidrosistema. Esta tabla muestra que para el canal Javeriana los porcentajes de similitud son muy bajos a diferencia del último ángulo. Los tres primeros porcentajes de cercanía superan el umbral

del 70 % (escogido arbitrariamente) pero luego este porcentaje baja para los siguientes ángulos después de 17.25°. En cuanto al río Arzobispo, el único porcentaje de similitud alto es el primer ángulo puesto que luego el porcentaje tiende a cero en la mayoría de los ángulos siguientes. De la misma forma sucede con el primer porcentaje de cercanía para este hidrosistema puesto que los siguientes ángulos son seguidos de porcentajes bajos. Para la estación de Gibraltar, desde el primer ángulo analizado por similitud, se encuentra con un valor inferior al 70 % y por cercanía su primer valor es cero. Para finalizar, la PTAR Salitre cuenta con altos porcentajes de similitud en los primeros cuatro ángulos analizados. Igualmente sus porcentajes de cercanía correspondiente son bastante altos para la mayoría de los ángulos.

Tabla 4.9 Porcentajes de similitud y cercanía para cada ángulo por cada hidrosistema.

| Ángulos | Canal Javeriana | | Rio Arzobispo | | Estación Gibraltar | | PTAR Salitre | |
|---------|-----------------|--------------|---------------|--------------|--------------------|--------------|---------------|--------------|
| | Similitud (%) | Cercanía (%) | Similitud (%) | Cercanía (%) | Similitud (%) | Cercanía (%) | Similitud (%) | Cercanía (%) |
| 6° | 0.91 | 71.33 | 100 | 97.62 | 21 | 0 | 96.80 | 96.40 |
| 11.25° | 1.83 | 83.75 | 0 | 17.21 | 73.06 | 56.40 | 97.26 | 98.76 |
| 17.25° | 0.46 | 73.90 | 67.58 | 88.57 | 0 | 10.35 | 83.56 | 98.44 |
| 22.5° | 0.00 | 63.69 | 0 | 11.41 | 24.66 | 69.15 | 22.83 | 75.16 |
| 28.5° | 0.00 | 69.95 | 0 | 2.40 | 54.79 | 28.15 | 66.21 | 96.68 |
| 33° | - | - | - | - | 54.79 | 28.15 | 98.63 | 73.65 |
| 39.8° | 1.37 | 65.66 | 0 | 7.12 | 0 | 12.71 | 31.51 | 96.43 |
| 45° | 0.91 | 67.19 | 0 | 0 | 59.36 | 17.22 | 31.96 | 95.56 |
| 51° | 1.37 | 83.81 | 0 | 20.52 | 36.53 | 15.39 | 99.54 | 91.43 |
| 56.25° | 3.20 | 74.22 | 0 | 40.86 | 31.96 | 14.56 | 100 | 90.73 |
| 62.25° | 0.46 | 69.78 | 0 | 36.16 | 36.53 | 14.97 | 94.06 | 96.86 |
| 67.5° | - | - | 0 | 34.87 | 54.79 | 14.94 | 78.54 | 89.23 |
| 73.5° | 0.91 | 0 | 0 | 29.78 | 63.93 | 57.56 | 64.84 | 95.55 |
| 78.8° | - | - | 0 | 17.40 | 68.49 | 57.28 | 97.26 | 57.36 |
| 84.8° | 1.37 | 76.87 | 82.19 | 84.79 | 0 | 15.45 | 100 | 89.87 |
| 90° | 90.87 | 97.04 | 0 | 13.25 | 68.49 | 57.27 | 57.53 | 0 |

El criterio de escogencia del ángulo máximo al que puede instalarse el sensor medido desde el ángulo 0 con respecto a la horizontal, será el ángulo inmediatamente anterior a aquel que tenga una similitud muy baja (menor al 70%, valor escogido de manera arbitraria) para ambos análisis. De la Tabla 4.9, se extraen los ángulos máximos a los que puede ser instalado según los 4 hidrosistemas analizados presentados en la Tabla 4.10.

Tabla 4.10 Resultados ángulos máximos de implementación del espectrómetro UV–Vis por hidrosistema.

| | SST (mg/l) | DQO (mg/l) | Ángulo máximo por similitud | Ángulo máximo por cercanía |
|------|------------|------------|-----------------------------|----------------------------|
| PUJ | 14 | 23.92 | 0° | 17.25° |
| ARZ | 21 | 20.85 | 6° | 6° |
| GIB | 57 | 72.33 | 0° | 0° |
| SALT | 52 | 11.03 | 17.25° | 73.5° |

Dependiendo del método de análisis que se escoja, se puede ser tan conservador o flexible como se desee. Según el análisis de similitudes, en relación con los sólidos suspendidos totales para valores bajos (menos de 30 mg/l) y altos (mayores a 50 mg/l) se recomienda mantener la instalación del sensor totalmente horizontal. Por otra parte, según el análisis de cercanía, para sólidos suspendidos totales con valores bajo (menos de 30 mg/l) se permite instalar el sensor a un ángulo máximo de 6° con respecto a la horizontal. Para sólidos suspendidos totales con valores altos (mayores de 50 mg/l) se recomienda instalar el sensor totalmente horizontal.

4.2.1.2 Profundidades

4.2.1.2.1 Análisis de componentes principales (PCA)

El proceso de análisis de los datos de profundidad es el mismo utilizado para el análisis de los datos de ángulos. De igual forma se analizaron de tres distintas formas y sus resultados se presentan a continuación:

i) Análisis de incidencia sobre las absorbancias

Primero se determina el porcentaje de la variabilidad del fenómeno escogiendo la cantidad de componentes principales que puedan representar la variabilidad del fenómeno al menos un 75 %. Se graficaron todos los componentes y su incidencia la variabilidad del fenómeno como se muestra en la Figura 4.56. Para este caso, se observa que es suficiente utilizar dos componentes principales.

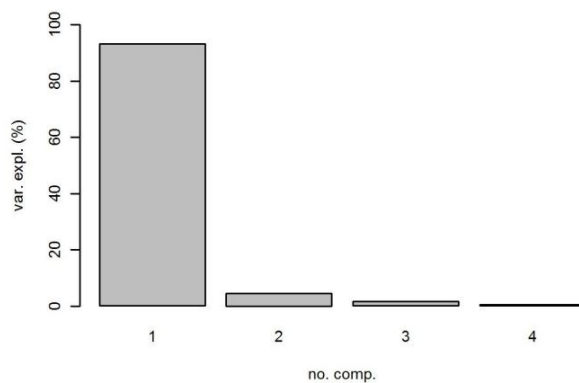


Figura 4.56 Porcentaje de variación por componentes si los individuos son variables – Ángulos.

La Figura 4.57 muestra la incidencia de los valores de absorbancia para todas las longitudes de onda del espectro sobre las dos componentes principales utilizadas en el análisis. Se observa que los valores de absorbancia correspondientes a las longitudes de onda entre 245 nm y 745 nm están mejor explicado por la componente 2. Adicionalmente de acuerdo con la Figura 4.57, éstas son las longitudes de onda que más explican la variabilidad del fenómeno (mas del 90 % de la varianza aplicada).

Adicionalmente, el rótulo “profundidad” de la Figura 4.57 indica que la variación de los ángulos está regida principalmente por el componente 2. Por lo anterior, lo que diferencia los resultados de la variación de la profundidad son las absorbancias iniciales, es decir si se quiere analizar cómo influye la profundidad en los resultados, esta variación será observada en la parte orgánica del espectro (200 nm – 220 nm), es decir en la parte ultravioleta. Sin embargo como se observa en la Figura 4.56, y como se mostrará en la sección 4.2.1.2.2 de análisis de varianzas, el cambio de profundidad no incide de manera importante en los resultados.

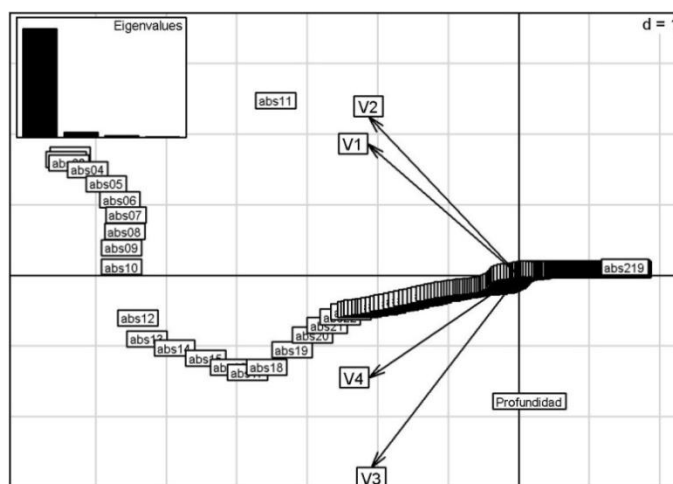


Figura 4.57 Incidencia de componentes principales en absorbancias e hidrosistemas – Profundidad.

En cuanto a los hidrosistemas, los resultados de la Figura 4.57 arrojan una diferenciación en dos grupos de hidrosistemas: un primer grupo conformado por Canal Javeriana (V1) y río Arzobispo (V2) y un segundo grupo conformado por estación de Gibraltar (V3) y PTAR Salitre (V4). Estos dos grupos son diferenciados por el componente 2. Es decir que la diferencia de las características de calidad de los dos grupos está influenciada por la parte ultravioleta de los espectros (absorbancias iniciales) en donde se ubican los nitritos, nitratos y DQO.

La incidencia de cada componente por hidrosistema se presenta en la Figura 4.58. Allí se observa que el componente 1 tiene mayor incidencia en el canal Javeriana (PUJ), río Arzobispo (ARZ) y PTAR Salitre (SALT) y el componente 2 tiene mayor incidencia en la estación Gibraltar (GIB).

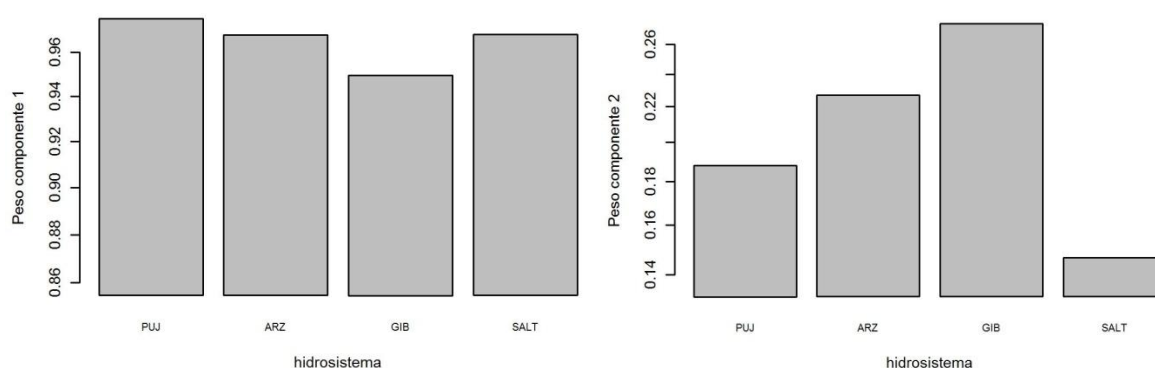


Figura 4.58 Incidencia del componente 1 (Izq.) y componente 2 (Der.) para cada hidrosistema – Profundidad.

ii) Análisis de incidencia sobre los hidrosistemas

Se reafirma el agrupamiento de los hidrosistemas diferenciados por el componente 2 como se observa en la parte izquierda de la Figura 4.59. Por otra parte, el componente 1 es el que más incide sobre las absorbancias de los espectros. Se ve una ligera diferenciación entre las absorbancias iniciales y las demás absorbancias gracias al componente 2. Adicionalmente la variación de la profundidad está influenciada por el componente 2. Por lo anterior, la zona de absorbancias iniciales (parte orgánica del espectro) es la que determina que los resultados cambien cuando se varía la profundidad, a excepción de la absorbancia 11 que como se observa tiene un comportamiento atípico a comparación con el resto de absorbancias. Por tal razón, si se quiere analizar la influencia del cambio de profundidad sobre los resultados del espectrómetro, deben analizarse las absorbancias iniciales de cada espectro.

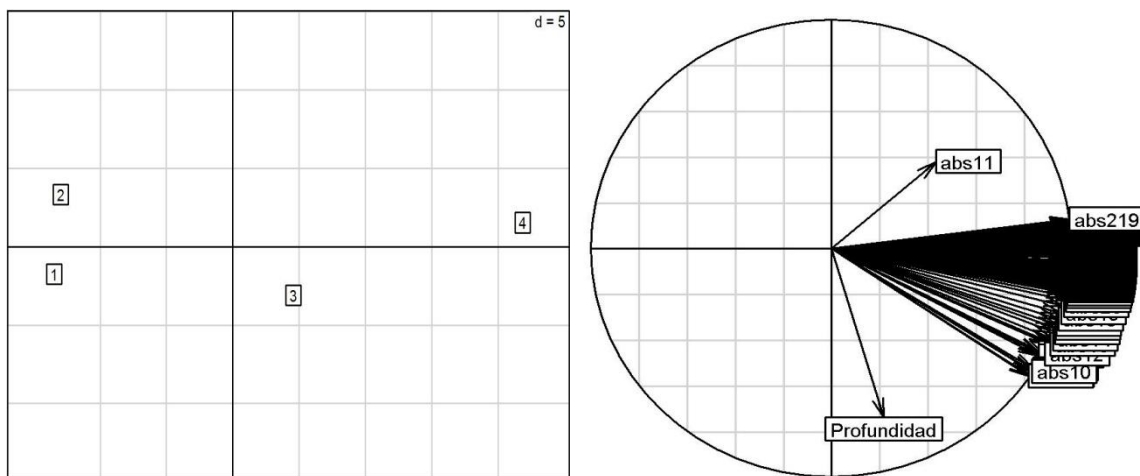


Figura 4.59 Incidencia de componentes en hidrosistemas (Izq.), absorbancias y profundidad (Der.).

Por último, el componente 1 incide más sobre las longitudes de onda entre 365 nm y 515 nm y el componente 2 incide más en las longitudes de onda iniciales desde 200 nm hasta 255 nm (Figura 4.60). Es decir, la zona de nitritos, nitratos y DQO (zona ultravioleta) es la que diferencia los espectros entre sí, puesto que se sitúan en las longitudes de onda influenciadas por el componente 1.

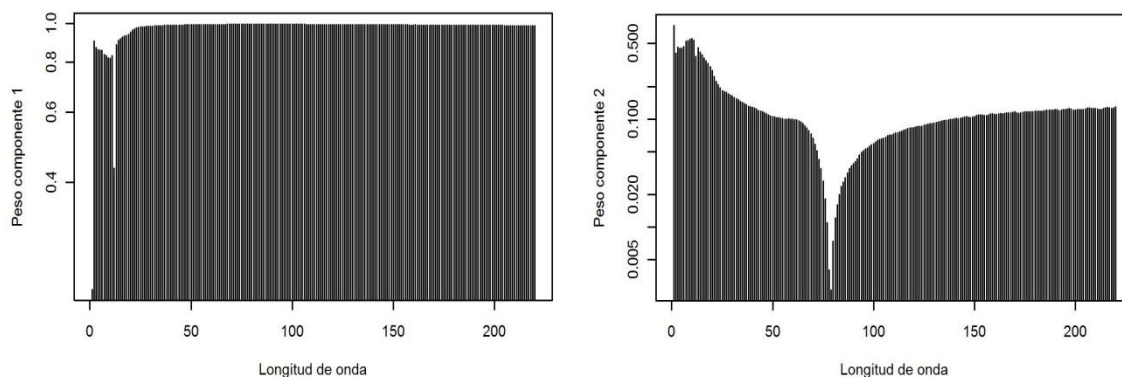


Figura 4.60 Incidencia del componente 1 (Izq.) y componente 2 (Der.) para cada longitud de onda – Profundidad.

iii) Análisis de incidencia sobre todos los espectros de los ángulos:

En esta parte se analizaron todos los espectros sin discriminar a que profundidad pertenecían. Fue suficiente utilizar dos componentes principales. En la figura Figura 4.61 se muestran los espectros de todas las profundidades analizadas, los cuales son influidos por el componente 1 pero diferenciados por el componente 2 a excepción del espectro 51 que se comporta de manera atípica a comparación de los demás conjuntos de datos.

Hacia la parte izquierda de la Figura 4.61 se muestra que la mayor incidencia sobre las longitudes de onda es el componente 1 pero el componente 2 es el que incide en la diferenciación de cada absorbancia. Por lo anterior, se afirma que lo que diferencia a los espectros entre sí, es la componente ultravioleta.

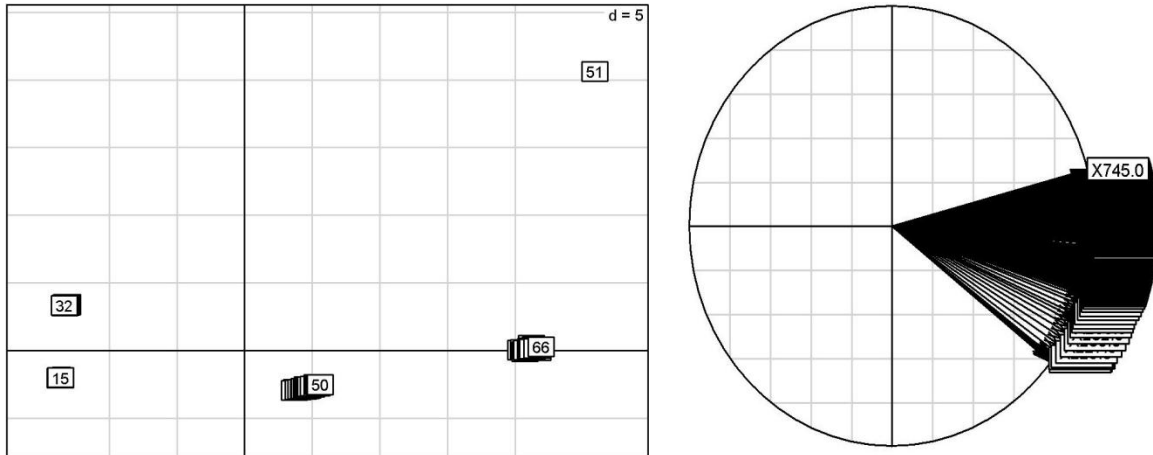


Figura 4.61 Incidencia de componentes en espectros (Izq.) y absorbancias (Der.).

Por ultimo, el componente 1 incide mas en las longitudes de onda entre la longitud de onda 69 y 139 (370 nm y 545 nm respectivamente) y el componente 2 incide mas en las longitudes de onda iniciales desde la 1 a la 25 (200 nm y 250 nm) (Figura 4.62). Es decir, la zona de nitritos, nitratos y DQO (zona ultravioleta) es la que diferencia los espectros entre si, puesto que se sitúan en las longitudes de onda influenciadas por el componente 1. Las longitudes de onda de 370 nm a 545 nm son las que inciden en los resultados de la prueba de profundidades.

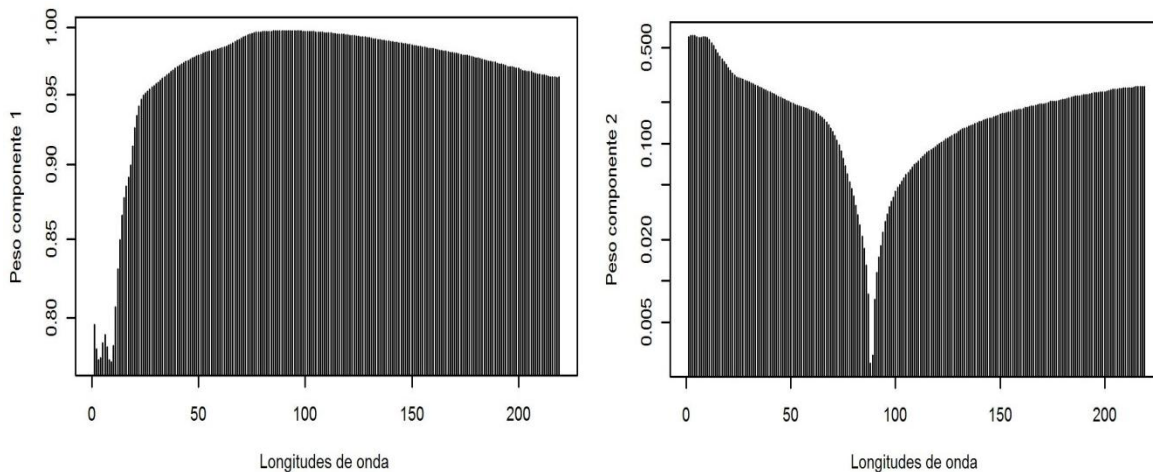


Figura 4.62 Incidencia del componente 1 (Izq.) y componente 2 (Der.) para cada longitud de onda en el análisis de todos los espectros- Profundidad.

4.2.1.2.2 Análisis de varianza (Kruskal-Wallis)

Primero se comprobó la homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Bartlett y la normalidad de los datos mediante la prueba de Shapiro Wilk. Los resultados de estas pruebas se reportan en el anexo C. Dado que no se comprobó homogeneidad de varianzas ni normalidad de los datos se aplicó una prueba de Kruskal-Wallis para identificar la influencia de cada variable.

En cuanto a la profundidad, se puede observar en la Figura 4.63 que el hidrosistema es el factor más influyente en la variabilidad de los resultados con un 98.9 % de varianza aplicada. Como segundo factor más influyente están los ángulos con el 0.8 % y por último, los errores aleatorios son los factores más influyentes con el 0.2 % de varianza aplicada.

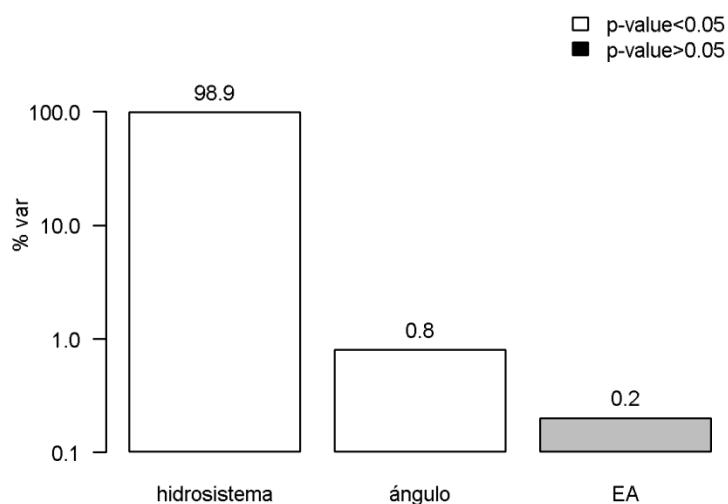


Figura 4.63 Porcentaje de varianza explicada en los resultados de distancias euclidianas de espectros de absorbancia (EA: errores aleatorios).

Por lo anterior, se concluye que la profundidad a la que es instalado el espectrómetro UV-Vis incide significativamente en la variabilidad de los resultados puesto que el *pvalue* es menor a 0.05.

La Figura 4.64 presenta las distancias euclidianas de los espectros obtenidos para cada hidrosistema analizado. Estas diferencias fueron sometidas a una prueba t-test no paramétrico asumiendo una distribución no normal para determinar su significancia. En la Tabla 4.11 se observa que los *pvalue* son inferiores a 0.05 por lo tanto las diferencias entre los hidrosistemas son significativas.

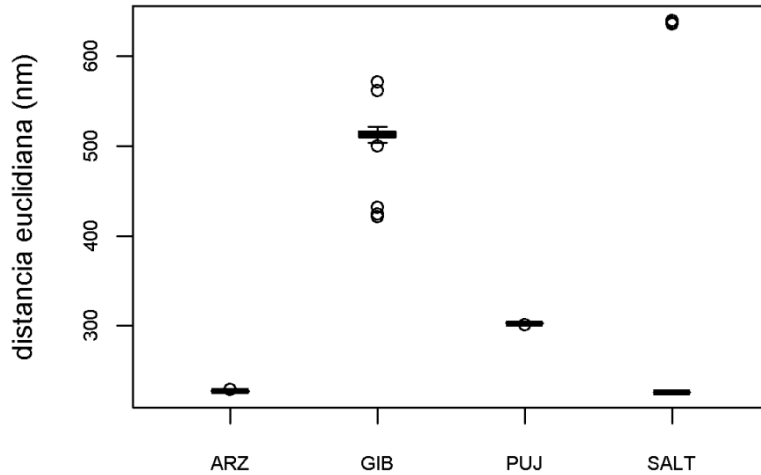


Figura 4.64 Relación entre Hidrosistema y turbiedad para los resultados de profundidades – espectrómetro UV-Vis (ARZ: río Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre).

Tabla 4.11 Resultados de prueba de significancia para hidrosistemas (ARZ: Rio Arzobispo, GIB: estación Gibraltar, PUJ: Canal Javeriana y SALT: PTAR Salitre)-Profundidades.

| | ARZ | GIB | PUJ |
|------|----------|-----------|----------|
| GIB | 1.03E-87 | | |
| PUJ | 1.93E-31 | 2.12E-22 | |
| SALT | 1.37E-10 | 4.14E-101 | 2.60E-51 |

Como un tercer análisis, en la Figura 4.65 se muestran los valores de turbiedad obtenidos para cada ángulo sin discriminar por hidrosistema.

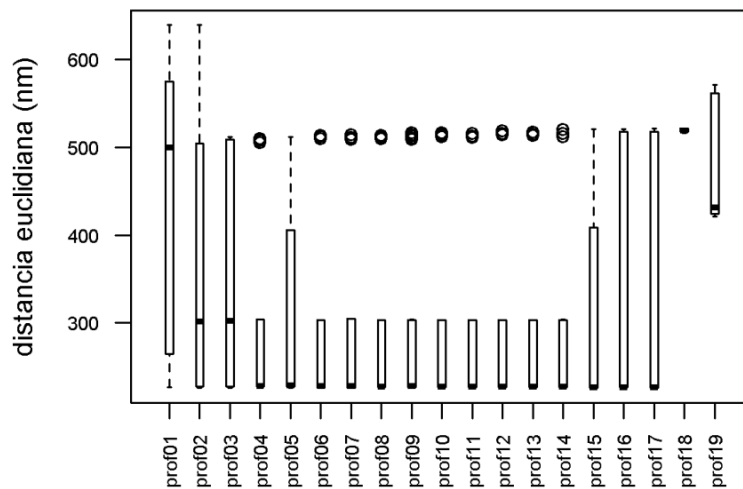


Figura 4.65 Relación entre ángulos medidos y distancias euclidianas para los resultados de profundidades – espectrómetro UV-Vis.

En la Tabla 4.12 se muestran los resultados de significancia de las profundidades arrojados por un *t-test* no paramétrico con una distribución no normal. Se observa que todas las profundidades son significativamente iguales a excepción de la profundidad 18 que es significativamente diferente a la profundidad 13 y la profundidad 15.

Tabla 4.12 Resultados de prueba de significancia para profundidades – espectrómetro UV-Vis.

| | prof 01 | prof 02 | prof 03 | prof 04 | prof 05 | prof 06 | prof 07 | prof 08 | prof 09 | prof 10 | prof 11 | prof 12 | prof 13 | prof 14 | prof 15 | prof 16 | prof 17 | prof 18 |
|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| prof 02 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| prof 03 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| prof 04 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| prof 05 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| prof 06 | 0.59 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| prof 07 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| prof 08 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | |
| prof 09 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | |
| prof 10 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | |
| prof 11 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | |
| prof 12 | 0.81 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | |
| prof 13 | 0.32 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | |
| prof 14 | 0.58 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | |
| prof 15 | 0.3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | |
| prof 16 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | |
| prof 17 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| prof 18 | 1 | 0.44 | 0.72 | 0.16 | 0.24 | 0.06 | 0.09 | 0.08 | 0.13 | 0.12 | 0.1 | 0.07 | 0.04 | 0.06 | 0.04 | 0.97 | 0.24 | |
| prof 19 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0.97 | 0.92 | 1 | 1 |

Como las profundidades inciden significativamente en la variabilidad de los resultados, se procede a hacer un análisis de los mismos para establecer recomendaciones de instalación del espectrómetro UV-Vis.

4.2.1.3 Recomendaciones de profundidad

Para el análisis de las profundidades, se desarrolló un programa con pruebas *t-student* similar al utilizado para el análisis de ángulos, pero en este caso, no hay una profundidad de referencia que permita la comparación de un sólo dato de profundidad con los demás. Por lo anterior, la prueba *t-student* fue implementada para la comparación de todos los datos entre sí, con el fin de encontrar zonas de profundidad en donde haya mayor representatividad de los resultados arrojados por el espectrómetro UV-Vis. Las gráficas que muestran las relaciones entre las profundidades analizadas y los espectros obtenidos se presentan en el anexo D.

Es importante resaltar que la profundidad máxima a la que puede ser instalada la sonda es de 1 m según las recomendaciones del fabricante. Por tal razón, el 100 % de profundidad hace referencia a 1 m si la profundidad del canal es mayor a este valor.

El resultado de este análisis es el porcentaje de representatividad de las profundidades en los espectros. Este valor se obtuvo relacionando los porcentajes de similitud de los espectros según el traslapo de los intervalos de confianza con cada valor de profundidad. Estos resultados son presentados por hidrosistema en una gráfica de barras.

En la Figura 4.66 se presenta el porcentaje de representatividad con respecto al porcentaje de profundidad al que fue colocado el sensor. Se observa que todos los porcentajes de representatividad son muy cercanos a 100 %. Por lo anterior, se recomienda instalar el sensor a cualquier profundidad no mayor a 1 m para canal Javeriana.

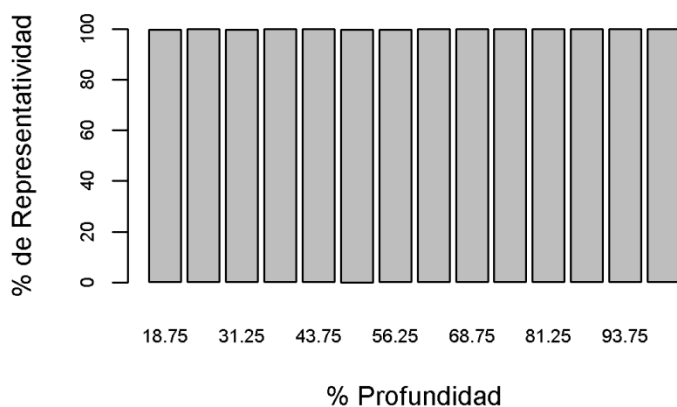


Figura 4.66 Representatividad asociada al porcentaje de profundidad – Canal Javeriana

De igual forma para río Arzobispo los porcentajes de representatividad son muy cercanos a 100 % como se muestra en la Figura 4.67. Por lo anterior, se recomienda instalar el sensor a cualquier profundidad no mayor a 1 m para este hidrosistema.

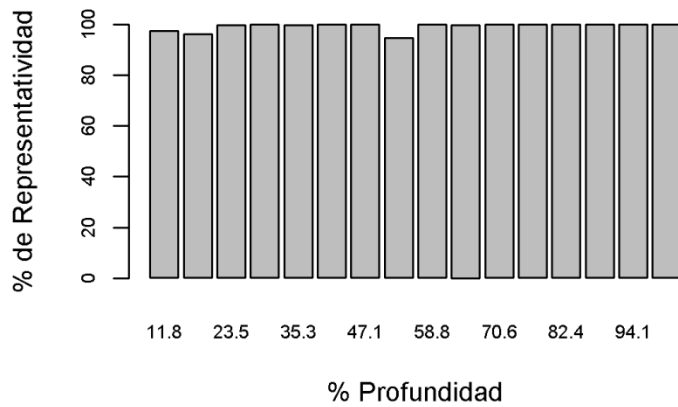


Figura 4.67 Representatividad asociada al porcentaje de profundidad – Río Arzobispo.

Para el caso de la estación Gibraltar, se observa que la zona de mayor representatividad se ubica entre el 82.3 % y el 100 % de la profundidad (Figura 4.68). Para este caso en particular, la zona de representatividad se ubica entre 65 cm y 80 cm medidos desde la superficie de lámina de agua.

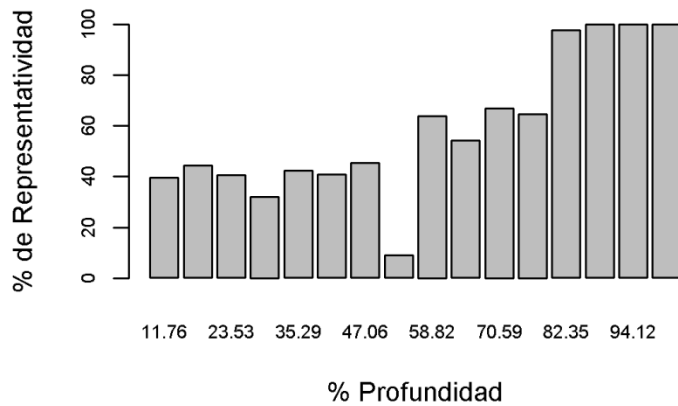


Figura 4.68 Representatividad asociada al porcentaje de profundidad – Estación Gibraltar.

La zona de mayor representatividad para la PTAR Salitre se ubica entre el 87.5 % y el 100 % con unos porcentajes de representatividad altos (superiores al 95 %) (Figura 4.69). Para este caso en particular, la zona de mayor representatividad se ubica entre 65 cm y 75 cm medidos desde la superficie de lámina de agua.

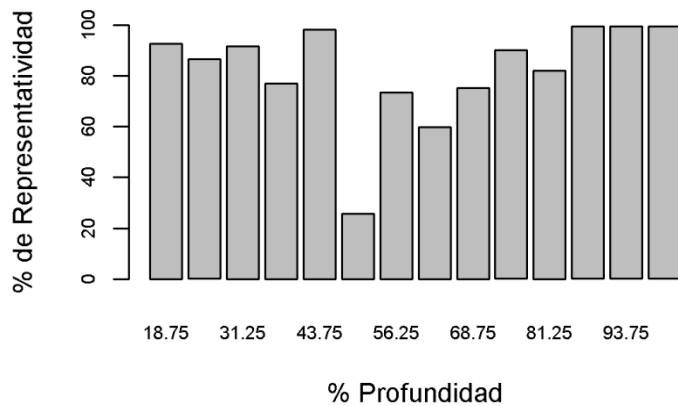


Figura 4.69 Representatividad de cada profundidad analizada – PTAR Salitre.

Como resultado de las pruebas *t-student* se presenta los intervalos de porcentajes de profundidad a los que se recomienda instalar el espectrómetro UV-Vis para los cuales el porcentaje de representatividad es mayor (Figura 4.69). Adicionalmente se muestran las concentraciones de DQO y SST de los hidrosistemas durante el desarrollo de la prueba.

Tabla 4.13 Porcentaje de profundidades recomendados para hidrosistemas analizados.

| | SST (mg/l) | DQO (mg/l) | %Profundidad mínimo | % Profundidad máximo |
|------|------------|------------|---------------------|----------------------|
| PUJ | 14 | 23.92 | 0 | 100 |
| ARZ | 21 | 20.85 | 0 | 100 |
| GIB | 57 | 72.33 | 82.3 | 100 |
| SALT | 52 | 11.03 | 87.5 | 100 |

Como conclusión, para hidrosistemas con bajas concentraciones de SST (< 30 mg/l) se recomienda instalar el sensor a cualquier profundidad no mayor a 1 m. Por otra parte, para hidrosistemas con altas concentraciones de SST (> 30 mg/l) se recomienda instalar el sensor entre el 87.5 % y 100 % de la profundidad del hidrosistema. En cuanto a concentraciones de DQO no existe una relación visible por lo que se recomienda hacer un análisis particular para cada hidrosistema.

4.2.2 Operación

Luego de establecer las recomendaciones para instalar el espectrómetro UV-Vis, se procede a examinar tres aspectos operativos: un intervalo de medición de datos que garantice confiabilidad de los resultados en función del parámetro de calidad que se desee medir, un tipo (aire o agua) y periodicidad de limpieza del sensor y la implementación de un sistema de alerta para que el usuario realice limpieza manual cuando sea necesario. Los resultados se describen a continuación:

4.2.2.1 Intervalo de medición

De forma similar a como se establecieron los intervalos recomendados de medición de datos para el turbidímetro se utilizó el programa desarrollado por Ruiz *et al.* (2011) para el espectrómetro UV-Vis. Para este sensor, se implementó el programa para cada 10 longitudes de onda consolidando los resultados para cada hidrosistema.

La Figura 4.70 muestra la relación entre las longitudes de onda y los intervalos de medición obtenidos. En la parte ultravioleta se puede medir hasta cada 454 minutos garantizando un error menor al 5 %. Sin embargo, para las absorbancias de la parte visible se recomienda medir cada 2 minutos.

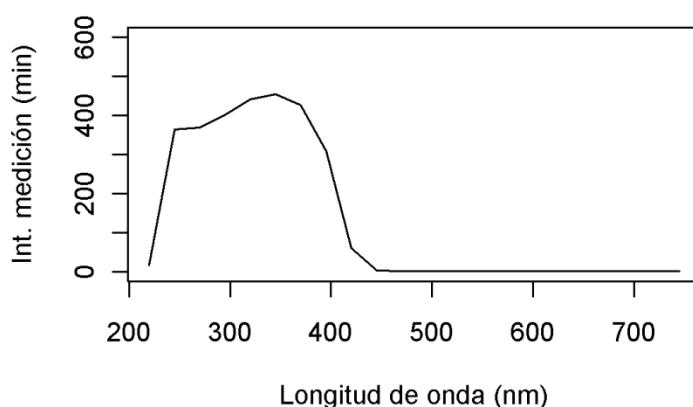


Figura 4.70 Intervalos máximos de medición por absorbancia – canal Javeriana.

Para río Arzobispo sigue presentándose una diferencia notable entre la zona ultravioleta y la zona visible. En este hidrosistema se recomienda un intervalo de medición de 2 minutos para contaminantes ubicados en las absorbancias de la zona ultravioleta y se recomienda utilizar un intervalo de medición máximo de 23 minutos para el monitoreo de contaminantes ubicados en la zona visible (Figura 4.71).

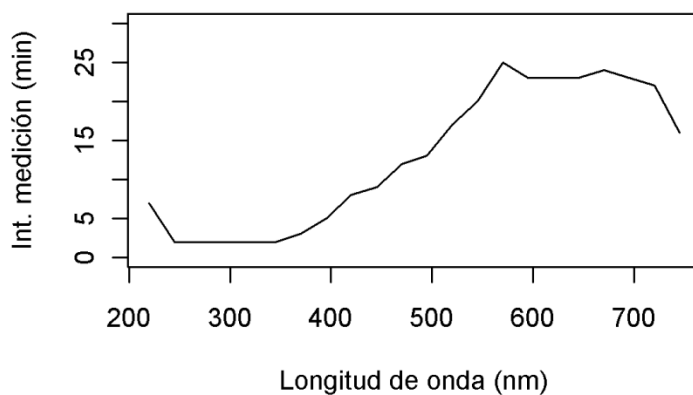


Figura 4.71 Intervalos máximos de medición por absorbancia – río Arzobispo.

De igual forma se presenta en la Figura 4.72 los intervalos máximos de medición para todo el rango de longitudes de onda (ultravioleta a visible) para la estación Gibraltar. El intervalo recomendable de medición en la zona ultravioleta es de 2 minutos y en la zona visible es de máximo 549 minutos.

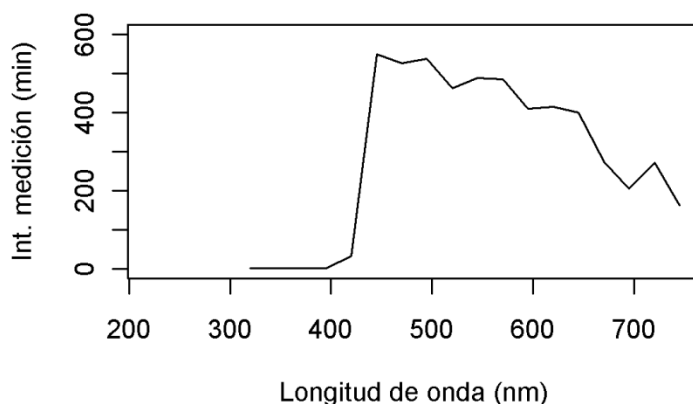


Figura 4.72 Intervalos máximos de medición por absorbancia – estación Gibraltar.

Para finalizar, PTAR Salitre tiene un comportamiento muy similar al encontrado en río Arzobispo puesto que para la parte ultravioleta se recomienda un intervalo de medición de 2 minutos y para la parte visible un intervalo máximo de 23 minutos (Figura 4.73).

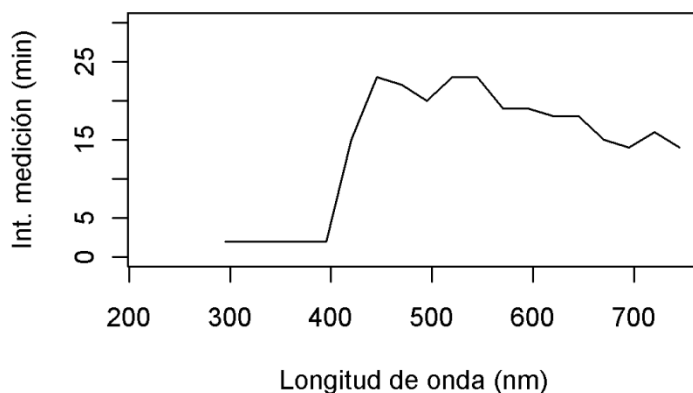


Figura 4.73 Intervalos máximos de medición por absorbancia – PTAR Salitre.

De los valores anteriormente mostrados, se escogen de manera conservadora el menor intervalo de medición dentro de los encontrados tanto para la zona ultravioleta como para la visible. Los resultados se presentan en la Figura 4.74 junto con las concentraciones de los hidrosistemas hacia la parte izquierda de la figura en el momento de hacer la prueba.

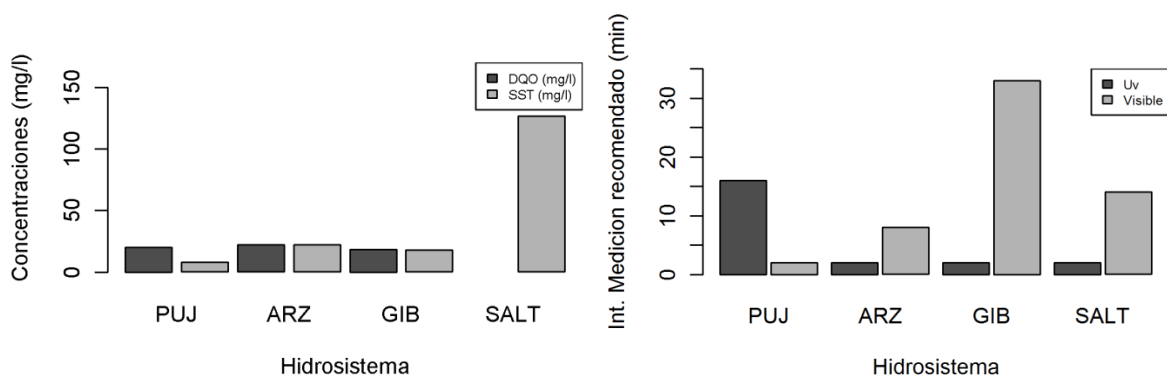


Figura 4.74 Relación entre las concentraciones de los hidrosistemas (Der.) y los intervalos de medición recomendados para cada zona del espectro.

De la Figura 4.74 se observa que a modo general no hay una relación visible entre la concentración del hidrosistema y el intervalo de medición encontrado. Pero si se excluye el resultado encontrado para canal Javeriana, se puede concluir que los intervalos de medición son mayores si se desean medir concentraciones de contaminantes ubicados en la parte visible del espectro (color, turbidez, SST) a comparación de los intervalos hallados para para parte orgánica del espectro (< 400 nm).

Por lo anterior, se concluye de manera particular para cada hidrosistema que si se desea medir concentraciones de la parte orgánica del espectro tales como DBO, DQO, nitritos, nitratos se recomienda un intervalo medición de 16 minutos para canal Javeriana y 2 minutos para los demás hidrosistemas. Por el contrario para medir contaminantes ubicados en las absorbancias de la parte visible como turbidez, sólidos suspendidos totales o color se recomienda un intervalo de medición de 2 minutos para canal Javeriana, 8 minutos para río Arzobispo, 33 minutos para estación Gibraltar y 14 minutos para Salitre.

4.2.2.2 Evolución temporal de la precisión

El mismo programa de identificación de inicio de limpieza desarrollado para el turbidímetro fue implementado para el espectrómetro UV-Vis. Pero para este sensor, se utilizó un artificio matemático con el que pudiera compararse una absorbancia con el turbidímetro de referencia. Inicialmente se asumió que la serie de absorbancias tiene una pendiente cero, a lo largo del tiempo, y de esta forma la serie es desplazada de tal forma que el primer dato de absorbancia coincida con el primer dato del turbidímetro testigo. Como ejemplo de lo anteriormente descrito, en la Figura 4.75 se muestra el desplazamiento de la absorbancia original de color rojo hacia la

serie de turbidez de referencia de color negro para el Canal Javeriana. Los demás desplazamientos se encuentran en el anexo E.

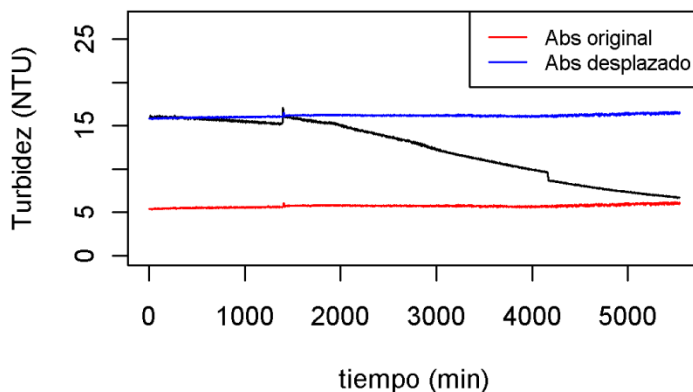


Figura 4.75 Desplazamiento de serie de absorbancias de Canal Javeriana.

La serie de absorbancia fue sometida a una prueba de modelo lineal para establecer si su pendiente era significativamente diferente de cero con el propósito de tenerla en cuenta en el desplazamiento de la serie de datos. Los resultados de esta prueba se encuentran en el anexo F. Como conclusión de esta prueba, las pendientes no son significativamente diferentes de cero para el grupo de datos, por lo que el desplazamiento sin pendiente fue aceptado.

De forma similar a los datos de turbidez, la serie de datos consta de cerca de 6000 espectros a través del tiempo (aprox. 4 días) al igual que cerca de 6000 datos de turbidez del turbidímetro testigo. Se determinaron las distancias entre las dos series de datos y se presentan en porcentaje con un límite móvil de color rojo que expresa la diferencia en porcentaje a la cual un par de datos es significativamente diferente a otro. El umbral escogido es calculado como la diferencia entre los datos del turbidímetro testigo y sus datos aumentados en 1 NTU (diferencia asumida para considerar dos valores de turbiedad diferentes) expresado en porcentaje.

En la Figura 4.76 se muestra que para canal Javeriana es recomendable iniciar la limpieza al minuto 1824 pues es éste el momento en el que la diferencia entre un par de datos supera el límite móvil. Hacia el lado derecho de la Figura 4.76 se observa que se recomienda iniciar la limpieza en el minuto 390.

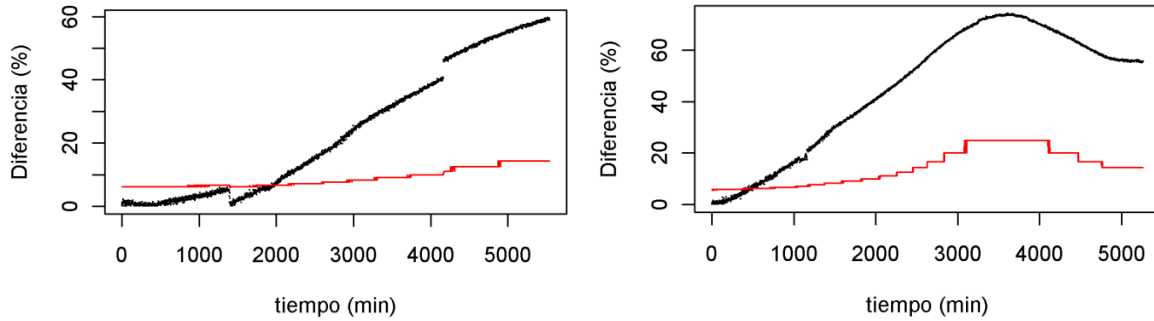


Figura 4.76 Porcentaje de diferencias a través del tiempo para canal Javeriana (Izq.) y río Arzobispo (Der.).

Para la estación de Gibraltar se recomienda iniciar la limpieza en el minuto 784 como se muestra en la parte izquierda de la Figura 4.77. Por su parte, para PTAR Salitre 01 la primera limpieza debe iniciar en el minuto 38.

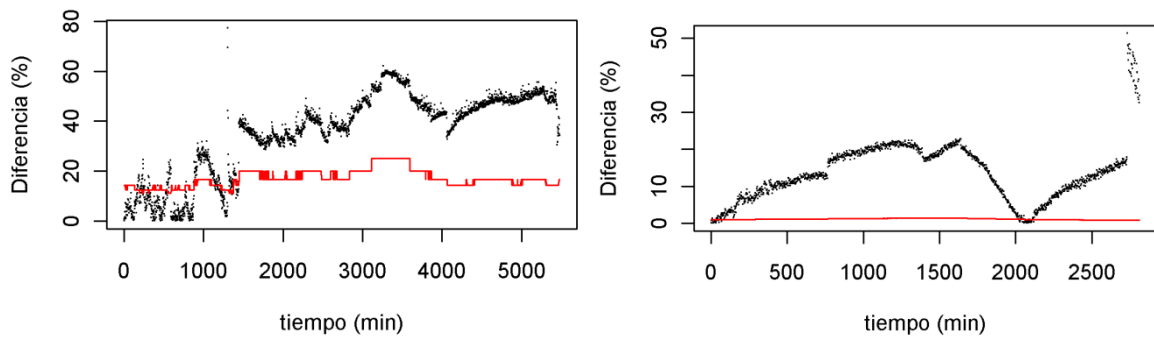


Figura 4.77 Porcentaje de diferencias a través del tiempo para estación Gibraltar (Izq.) y PTAR Salitre 01 (Der.).

A continuación se presentan las correlaciones lineales entre las series de los espectros y el turbidímetro de referencia resaltando los puntos que sobrepasan el límite para cada hidrosistema.

En este análisis se identificaron los puntos que superaban los límites móviles en una correlación lineal entre el turbidímetro testigo y la absorbancia 450 nm. Estos datos que sobrepasan los límites son resaltados con color rojo como se observa para Canal Javeriana y río Arzobispo en la Figura 4.78.

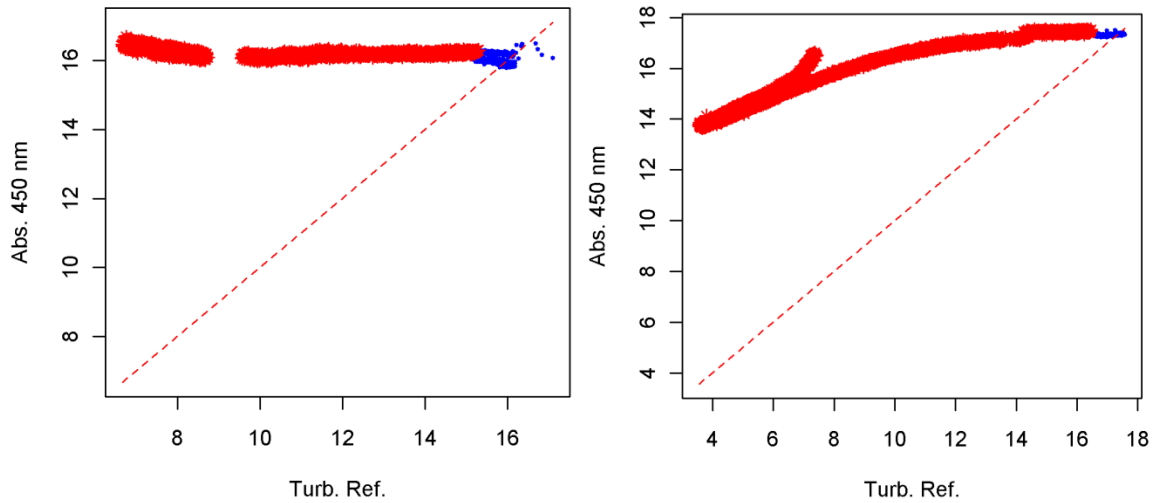


Figura 4.78 Correlación lineal entre el turbidímetro testigo (Turb.Ref.) y la absorbancia 450 nm para Canal Javeriana (der.) y río Arzobispo (izq.).

Las correlaciones lineales entre la absorbancia 450 nm y la turbidez del turbidímetro testigo se presentan en la Figura 4.79. Los puntos que superaban los límites móviles son resaltados con color rojo.

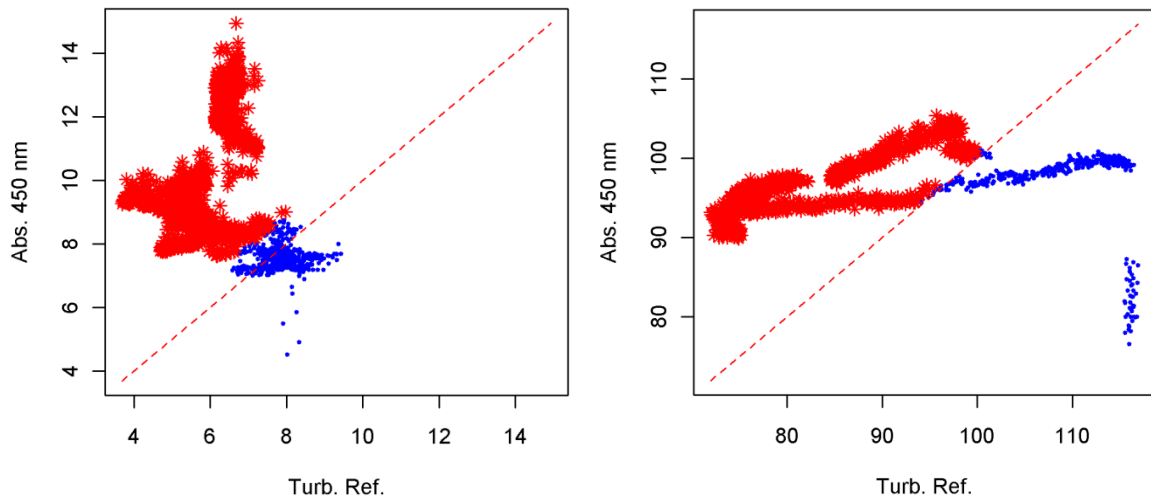


Figura 4.79 Correlación lineal entre el turbidímetro testigo (Turb.Ref.) y la absorbancia 450 nm para estación Gibraltar (der.) y PTAR Salitre (izq.).

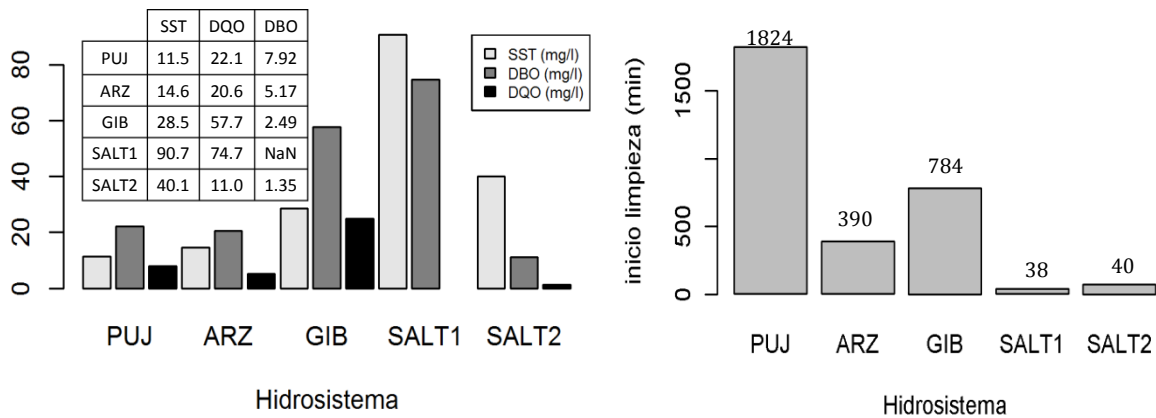


Figura 4.80 Relación entre la concentración de los hidrosistemas y los tiempo de limpieza recomendados.

Según la Figura 4.80 el minuto de inicio de limpieza mayor (1824) se encontró en hidrosistemas de concentraciones bajas (SST < 20 mg/l, DBO < 30 mg/l y DQO < 20 mg/l) como canal Javeriana. Para hidrosistemas con concentraciones medias (SST entre 20 mg/l y 70 mg/l, DBO entre 30 mg/l y 60 mg/l y DQO entre a 20 mg/l y 30 mg/l) como estación de Gibraltar, se encontró un valor medio (784 minutos) de inicio de limpieza. Por último, se observó que el inicio de la limpieza es la más pronta (38 minutos) para concentraciones altas (SST > 70 mg/l, DBO > 60 mg/l y DQO > 30 mg/l) como PTAR Salitre. En conclusión, a mayores concentraciones de SST, DBO y DQO, el minuto de inicio de limpieza es menor.

4.2.2.3 Limpiezas automáticas

En esta sección se analizaron los dos sistemas de limpieza del espectrómetro UV-Vis (agua y aire), así como cuatro posibles programaciones de limpieza automática: cada 1, 2, 5 y 10 minutos. Los resultados que arroja el análisis son los porcentajes de confianza de cada tipo e intervalo de limpieza para establecer la mejor opción según el hidrosistema analizado.

Para determinar los porcentajes de confianza se utilizaron dos métodos: por medio de la detección de *outlier* y por agrupación de los datos (*clusters*).

De manera preliminar, en la Figura 4.81 se muestran las concentraciones de cada hidrosistema durante la prueba de limpiezas automáticas para el espectrómetro UV-Vis. Tanto canal Javeriana como río Arzobispo muestran concentraciones bajas con valores no superiores de 20 mg/l para SST y no más de 30 mg/l para DQO. En cuanto a la estación Gibraltar, se presentaron concentraciones de 20 mg/l de SST y 60 mg/l de DQO. Finalmente PTAR Salitre fue el hidrosistema de mayor concentración con 80 mg/l de SST y 60 mg/l de DQO. Estos datos fueron tomados de los

archivos generados por el espectrómetro UV-Vis como resultado de correlaciones del software ana::pro basado en una calibración global contenida por defecto en el software.

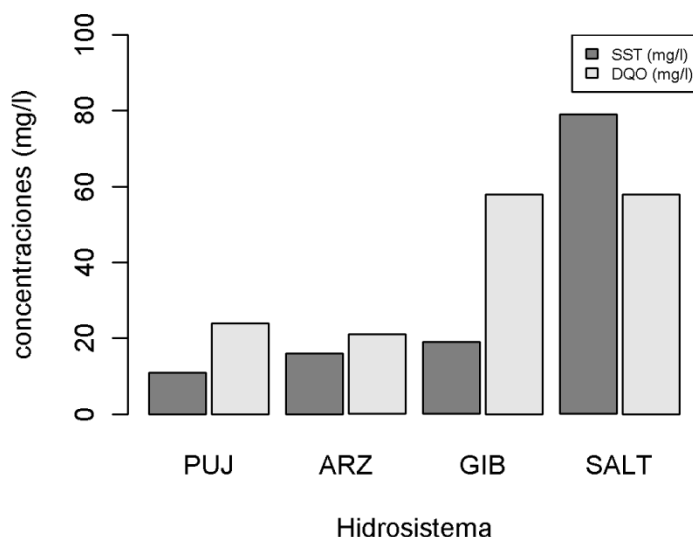


Figura 4.81 Concentraciones de los hidrosistemas analizados al desarrollar la prueba de limpiezas automáticas.

4.2.2.3.1 *Outliers*

Se escogieron los límites 5 % y 95 % los cuales representan los umbrales por debajo (y encima respectivamente) para los cuales una observación es considerada un *outlier*. Si más del 90 % de las absorbancias de las longitudes de onda están por fuera de los límites establecidos, ese espectro es considerado un *outlier*. El porcentaje de confianza se calcula como la diferencia entre el total de datos (100 %) y el porcentaje de *outliers* presente en todos los espectros.

Los resultados del análisis son gráficos como la Figura 4.82, en donde se muestran los espectros tomados para ese intervalo de limpieza, con sus respectivos límites de color azul punteado. Los espectros que sobrepasan los límites son aquellos que se presentan de color rojo. En el anexo G se muestran todas las gráficas divididas por tipo de limpieza discriminadas por hidrosistema para cada intervalo de limpieza.

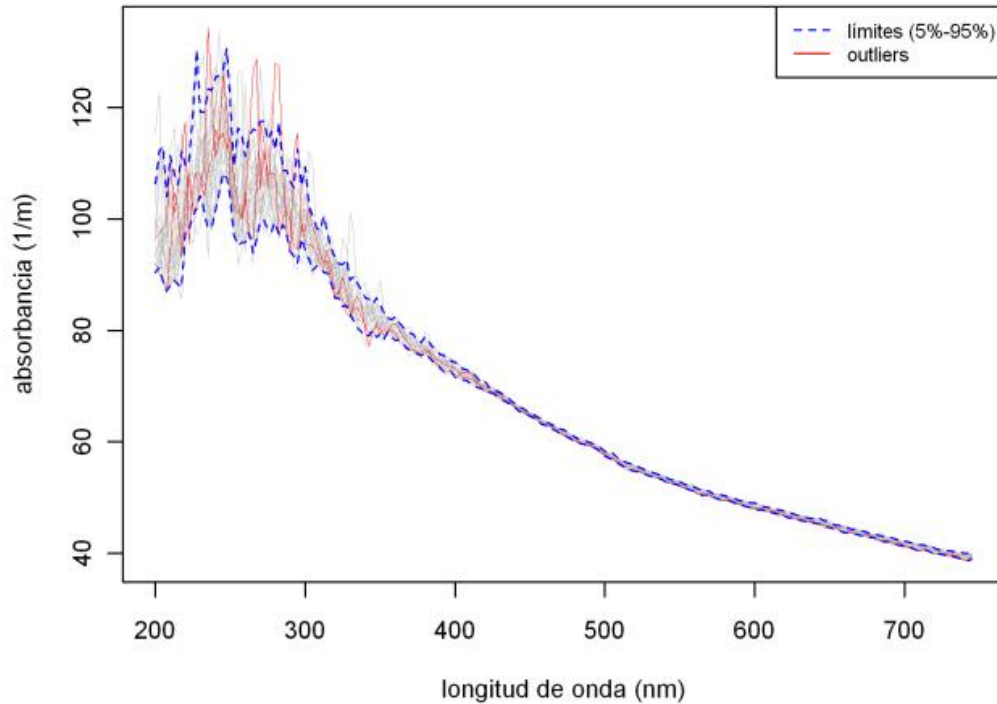


Figura 4.82 outliers detectados para limpieza de 2 minutos con aire en PTAR Salitre – Método de detección outliers.

a) Limpieza automática con agua

Para la limpieza automática con agua, se obtuvo que si se limpia cada minuto o cada dos minutos, la confianza asociada está entre el 81 % y 91 %. Para un intervalo de limpieza de 5 minutos se garantiza una confianza entre el 88 % y el 90 %. Por último, si se aumenta el intervalo de limpieza a 10 minutos su confianza está entre el 90 % y el 91 %. Es decir el porcentaje de confianza va aumentando a medida que el intervalo de limpieza automática es mayor. Esta conclusión no era la esperada y no hay una respuesta comprobada para tal tendencia.

Si los resultados descritos anteriormente y mostrados en la Tabla 4.14 se comparan con las concentraciones de la Figura 4.81, se observa que PTAR Salitre tiene una concentración de contaminantes alta y la confiabilidad de la limpieza con agua es mayor para un intervalo de 5 ó 10 minutos. Los demás hidrosistemas tuvieron una confiabilidad alta para cualquier intervalo de limpieza.

Tabla 4.14 Confianza asociada al intervalo de limpiezas con agua para cada hidrosistema – Método *outlier*.

| | Intervalo de limpieza con agua (min) | | | |
|--------------------|--------------------------------------|--------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 5 | 10 |
| Canal Javeriana | 90.5 % | 90.1 % | 89.5 % | 89.8 % |
| Rio Arzobispo | 90.5 % | 89.0 % | 89.0 % | 90.6 % |
| Estación Gibraltar | 90.5 % | 90.5 % | 89.5 % | 89.5 % |
| PTAR Salitre | 81.8 % | 81.8 % | 89.5 % | 89.6 % |
| | 88.3 % | 87.9 % | 89.4 % | 89.9 % |

Se estableció el promedio de los porcentajes de confianza de la Tabla 4.14 para determinar el intervalo recomendable de limpieza automática. Como los porcentajes de confianza fueron altos (superiores al 80 %) para todos los hidrosistemas, se recomienda utilizar un intervalo de limpieza de 10 minutos al programar la limpieza automática con agua.

b) Limpieza automática con aire

El porcentaje de confianza fue determinado de igual manera que en el análisis de limpieza automática con agua. Para la limpieza automática con aire, los resultados arrojaron que para una limpieza cada minuto, la confiabilidad asociada esta entre el 82 % y 91 %. Para un intervalo de limpieza de 2 minutos se garantiza una confiabilidad entre el 90 % y el 91 %. Al aumentar este intervalo a 5 minutos, la confiabilidad se sitúa entre el 88 % y el 89 %. Por último, si se aumenta el intervalo de limpieza a 10 minutos su confiabilidad esta entre el 87 % y el 90 %.

En la Tabla 4.15 se muestra la variación del porcentaje de confianza para cada intervalo de limpieza según el hidrosistema analizado. En general no hay mucha variación de la confiabilidad a excepción de recomendar no programar la limpieza automática cada minuto para concentraciones similares a las de estación de Gibraltar. Se recomienda para este hidrosistema intervalos de limpieza de 2, 5 o 10 minutos.

Tabla 4.15 Confianza asociada al intervalo de limpiezas con aire para cada hidrosistema – Método *outlier*.

| | Intervalo de limpieza con aire (min) | | | |
|--------------------|--------------------------------------|--------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 5 | 10 |
| Canal Javeriana | 90.5 % | 90.5 % | 88.9 % | 87.5 % |
| Rio Arzobispo | 89.5 % | 90.5 % | 89 % | 87.8 % |
| Estación Gibraltar | 82.6 % | 90.5 % | 88.9 % | 89.6 % |
| PTAR Salitre | 90.5 % | 90 % | 88.9 % | 89 % |
| | 88.3 % | 90.4 % | 88.9 % | 88.5 % |

Se estableció el promedio de los porcentajes de confianza de la Tabla 4.15 para determinar el intervalo recomendable de limpieza automática. Como los porcentajes de confianza fueron altos (superior al 80 %) para todos los hidrosistemas, se recomienda utilizar un intervalo de limpieza de 2 minutos al programar la limpieza automática con aire.

En conclusión, independientemente de la concentración del hidrosistema se recomienda programar la limpieza automática con aire cada dos minutos por ser el resultado con mayor confiabilidad a través del método de *outliers*.

4.2.2.3.2 Clusters

El objetivo de este análisis es la detección de *outliers* pero por medio del agrupamiento de los datos (*clusters*) con el fin de establecer la confianza asociada a cada tipo e intervalo de limpieza automática.

Los resultados del análisis son gráficos como la Figura 4.83, en donde se muestran los espectros tomados para ese intervalo de limpieza de color gris de la gráfica. Los espectros considerados como *outliers* son aquellos que se presentan de color rojo. En el anexo G se muestran todas las gráficas divididas por tipo de limpieza discriminadas por hidrosistema para cada intervalo de limpieza.

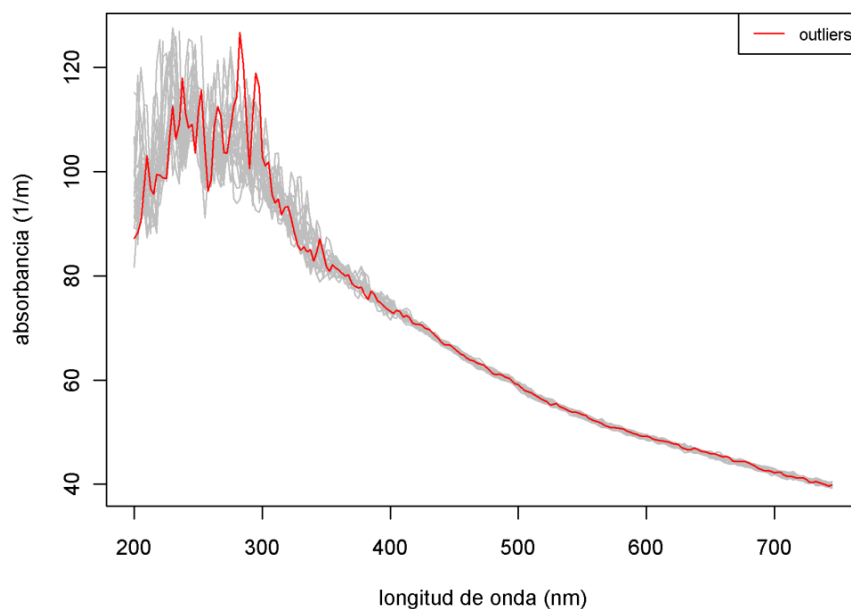


Figura 4.83 *Outliers* detectados para limpieza de 10 minutos con agua en PTAR Salitre – Método de *clusters*.

a) Limpieza automática con agua

Como resultado general del análisis del sistema de limpieza con agua, se obtuvo que cuando se programa una limpieza automática cada minuto, la confianza se encuentra entre el 90 % y 96 %. Para un intervalo de limpieza de 2 minutos se garantiza una confianza entre el 95 % y el 97 %. Por último, si se aumenta el intervalo de limpieza a 5 minutos y 10 minutos su confianza esta entre el 94 % y el 95 %.

Tabla 4.16 Confianza asociada al intervalo de limpiezas con agua para cada hidrosistema – Método *clusters*.

| | Intervalo de limpieza con agua (min) | | | |
|--------------------|--------------------------------------|--------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 5 | 10 |
| Canal Javeriana | 95.2 % | 95 % | 94.7 % | 94.7 % |
| Río Arzobispo | 95.2 % | 97 % | 94.1 % | 94.7 % |
| Estación Gibraltar | 90.5 % | 95.2 % | 94.7 % | 94.7 % |
| PTAR Salitre | 95.4 % | 95.4 % | 94.7 % | 94.7 % |
| | 94.1 % | 95.7 % | 94.6 % | 94.7 % |

Se estableció el promedio de los porcentajes de confianza de la Tabla 4.16 para determinar el intervalo recomendable de limpieza automática. Como los porcentajes de confianza fueron altos para todos los hidrosistemas, al utilizar agua como modo de limpieza se recomienda que el intervalo del mismo sea de 2 minutos independiente de la concentración.

b) Limpieza automática con aire

Cuando se programa una limpieza automática cada minuto, la confiabilidad se encuentra entre el 90 % y 96 %. Por su parte, para un intervalo de limpieza de 2 minutos se garantiza una confiabilidad entre el 95 % y el 96 %. Si se aumenta el intervalo de limpieza a 5 minutos su confiabilidad esta entre el 88 % y el 95 % y por último, a un intervalo de limpieza de 10 minutos se tiene una confiabilidad entre el 91 % y el 95 %. Estos resultados se presentan en la Tabla 4.17.

Se estableció el promedio de los porcentajes de confianza de la Tabla 4.17 para determinar el intervalo recomendable de limpieza automática. Como los porcentajes de confianza fueron altos para todos los hidrosistemas (confiabilidad superior al 90 %), se recomienda que el intervalo de limpieza sea de 2 minutos independiente de la concentración cuando se utilice aire como forma de limpieza.

Tabla 4.17 Confianza asociada al intervalo de limpiezas con aire para cada hidrosistema – Método *clusters*.

| | Limpieza automática con aire (min) | | | |
|--------------------|------------------------------------|--------|--------|--------|
| | 1 | 2 | 5 | 10 |
| Canal Javeriana | 95.2 % | 95.2 % | 94.4 % | 93.8 % |
| Río Arzobispo | 94.7 % | 95.2 % | 88.9 % | 91.7 % |
| Estación Gibraltar | 91.3 % | 95.2 % | 94.4 % | 94.7 % |
| PTAR Salitre | 90.5 % | 95 % | 94.4 % | 94.4 % |
| | 92.9 % | 95.2 % | 93.1 % | 93.6 % |

Por lo anterior, independientemente de la concentración del hidrosistema se recomienda programar la limpieza automática con agua cada dos minutos por ser el resultado con mayor confianza través del método de *clusters*.

Como conclusión general, se recomienda programar la limpieza automática bien sea con agua o con aire (según el método de análisis escogido) a un intervalo de limpieza de 2 minutos.

4.2.2.4 Sistemas de alerta

Para este análisis se utilizaron las mismas series de tiempo analizadas en la variabilidad de la precisión de los sensores. El número de alertas, como se explicó en la sección 3.5.1.2.7, se obtuvo de forma similar al análisis propuesto con los turbidímetro. Para este sensor se analizaron 21 longitudes de onda con el fin de encontrar relaciones entre las absorbancias y los instantes de envío de alertas de limpieza y mantenimiento.

En la Figura 4.84 se muestra la evolución del valor de dy_2/dt (derivada de los registros del sensor con respecto al tiempo) para canal Javeriana y río Arzobispo. Los valores de dy_2/dt de canal javeriana oscilan entre 0.08 y 0.1365, por otro lado los valores de dy_2/dt de río Arzobispo oscilan entre 0.037 y 0.1621.

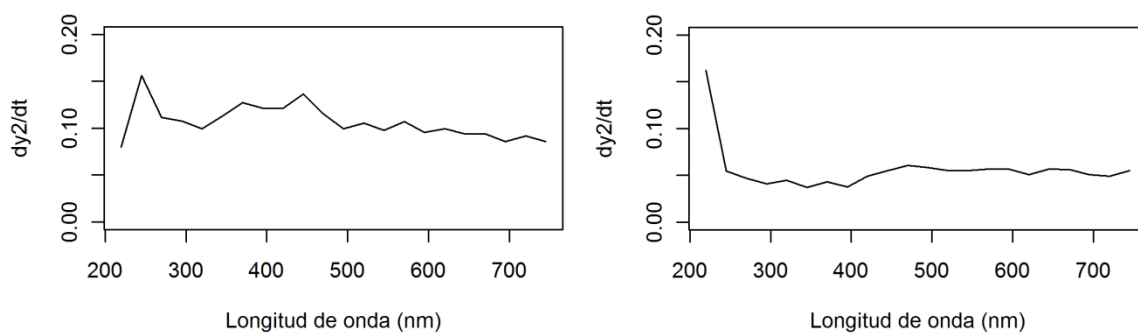


Figura 4.84 Valores de dy_2/dt para absorbancias de canal Javeriana (Izq.) y río Arzobispo (Der.).

En la Figura 4.85 se muestra la evolución del valor de dy_2/dt (para estación Gibraltar y PTAR Salitre. Los valores de dy_2/dt de estación Gibraltar oscilan entre 0.035 y 4.1310, por otro lado los valores de dy_2/dt de PTAR Salitre oscilan entre 0.4356 y 5.0565.

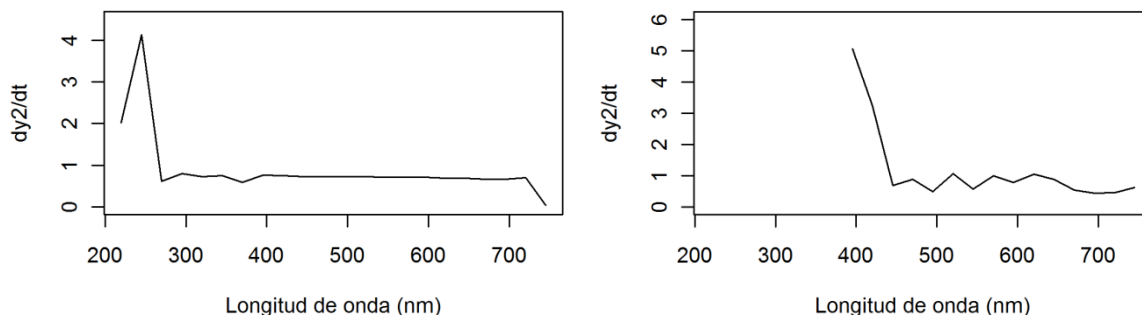


Figura 4.85 Valores de dy_2/dt para absorbancias de estación Gibraltar (Izq.) y PTAR Salitre (Der.).

A modo general, los valores más altos de dy_2/dt se presentaron en la parte ultravioleta de los espectros (< 400 nm). Para este análisis, se escogieron de manera independiente los valores mínimos de dy_2/dt para la zona ultravioleta y la zona visible con el fin de establecer las alertas según el tipo de contaminante que quiera monitorearse.

El sistema de alerta de limpieza para canal Javeriana muestra que es necesaria la limpieza constante del sensor a través de toda la señal cuando se deseen medir parámetros orgánicos situados en esta zona ultravioleta. La absorbancia que presentó el menor valor de dy_2/dt fue 200 nm. La Figura 4.86 muestra que la primera alerta es lanzada desde el primer minuto de medición del sensor.

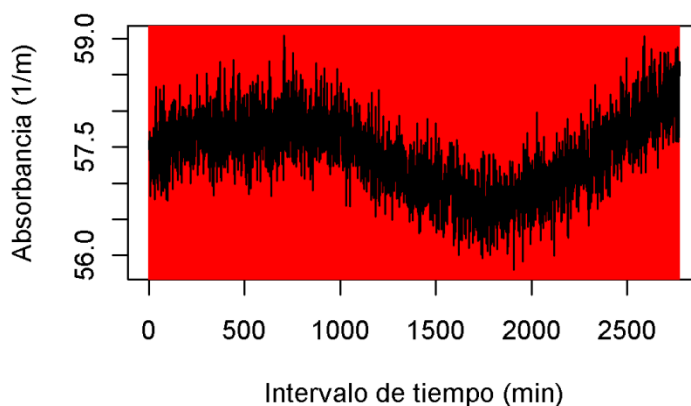


Figura 4.86 Sistema de alerta de limpieza para zona ultravioleta - canal Javeriana.

Posteriormente el sistema de alerta de limpieza se emplea para la zona visible si se desea monitorear parámetros como color, turbidez o SST. La absorbancia que presentó el menor valor de dy_2/dt fue 725 nm. La Figura 4.87 muestra que la primera alerta es enviada en el intervalo 1610, es decir al minuto 3220. Lo anterior permite establecer un periodo de 3220 minutos para el cual el sensor no necesita limpieza aminorando los costos asociados al mismo por este periodo de tiempo. Se observa además que el número de alertas en la zona visible es mucho menor que el establecido para la zona ultravioleta.

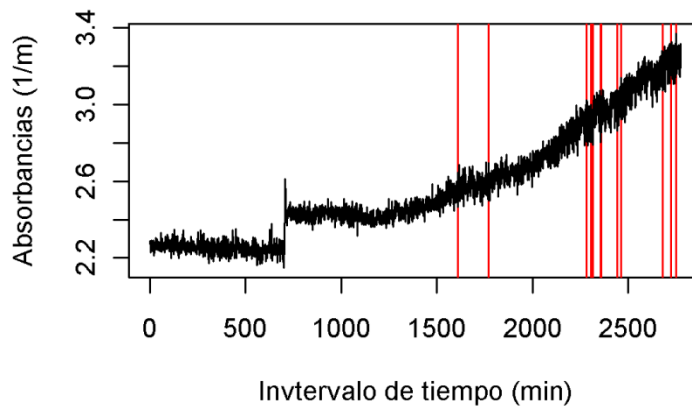


Figura 4.87 Sistema de alerta de limpieza para zona visible – canal Javeriana.

El sistema de alerta de limpieza para río Arzobispo muestra que el instante de envío de la primera alerta de limpieza se produce en el intervalo 130, es decir en el minuto 260 cuando se deseen medir parámetros orgánicos situados en esta zona ultravioleta (< 400 nm). La absorbancia que presento el menor valor de dy_2/dt fue 325 nm y la Figura 4.88 muestra la primera alerta lanzada seguida de otras alertas no muy frecuentes entre ellas lo que permite periodos de tiempo en donde no es necesario limpieza del sensor.

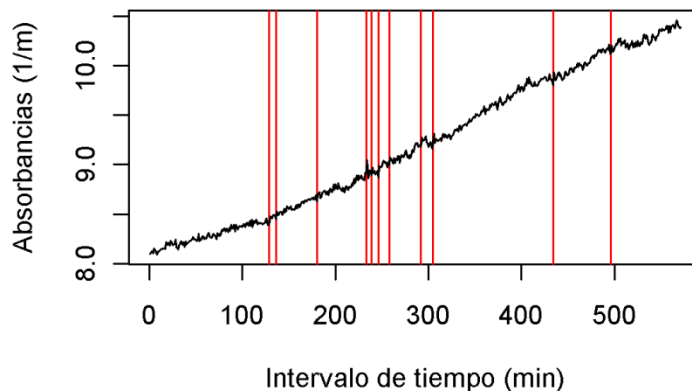


Figura 4.88 Sistema de alerta de limpieza para zona ultravioleta – río Arzobispo.

Posteriormente el sistema de alerta de limpieza se emplea para la zona visible si se desea monitorear parámetros como color, turbidez o SST. La absorbancia que presentó el menor valor de dy_2/dt fue 700 nm. La Figura 4.89 muestra que la primera alerta es enviada en el intervalo 234, es decir al minuto 468. Lo anterior permite establecer un periodo de 468 minutos iniciales y 600 minutos después del intervalo 300 en donde el sensor no necesita limpieza aminorando los costos asociados al mismo por este periodo de tiempo. Se observa además que el número de alertas en la zona visible es mucho menor a los enviados en la zona ultravioleta.

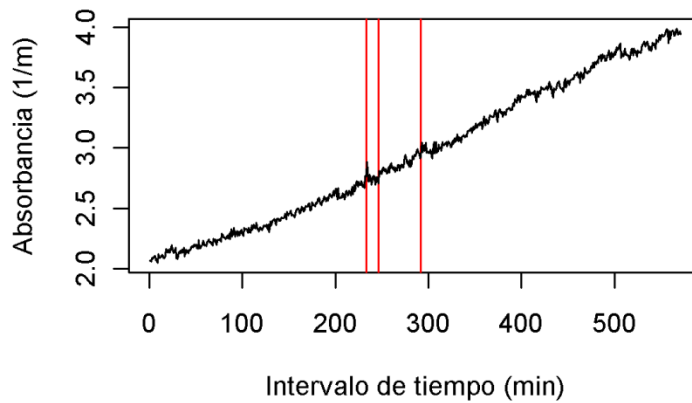


Figura 4.89 Sistema de alerta de limpieza para zona visible – río Arzobispo.

El sistema de alerta de limpieza para estación Gibraltar muestra que el instante de envío de la primera alerta de limpieza se produce en el intervalo 226, es decir en el minuto 452 cuando se deseen medir parámetros orgánicos situados en esta zona ultravioleta (< 400 nm). La absorbancia que presentó el dy_2/dt menor fue 350 nm. La Figura 4.90 muestra un periodo de tiempo considerable en la que no es necesaria una limpieza lo que implica ahorro en costos de limpieza para ese periodo de tiempo.

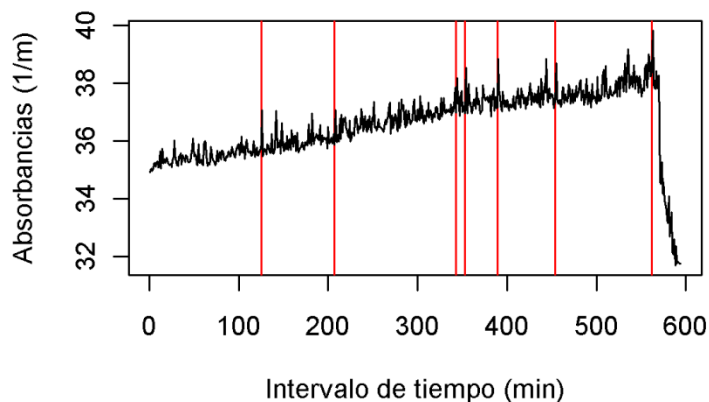


Figura 4.90 Sistema de alerta de limpieza para zona ultravioleta – estación Gibraltar.

La absorbancia que presento el dy_2/dt menor fue 725 nm. La Figura 4.91 muestra que para la zona visible la primera alerta es enviada en el intervalo 3, es decir al minuto 6. Adicionalmente la gráfica muestra las demás alertas lanzadas a través de la señal y esta cantidad de alertas es mayor en la zona visible que la establecida en la zona ultravioleta.

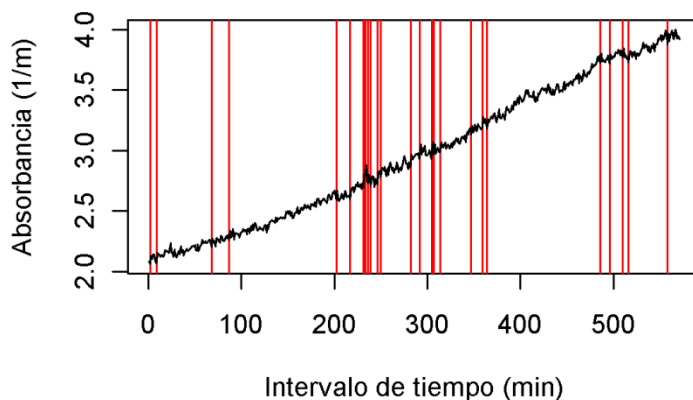


Figura 4.91 Sistema de alerta de limpieza para zona visible – estación Gibraltar.

El sistema de alerta de limpieza para PTAR Salitre muestra que el envío de la primera alerta de limpieza se produce en el intervalo 166, es decir en el minuto 332 cuando se deseen medir parámetros orgánicos situados en esta zona ultravioleta (< 400 nm). La absorbancia que presentó el menor valor de dy_2/dt fue 400 nm. La Figura 4.92 muestra un periodo de tiempo considerable entre el intervalo 600 y 1400 en donde no es necesaria una limpieza lo que implica ahorro en costos de limpieza para ese periodo de tiempo.

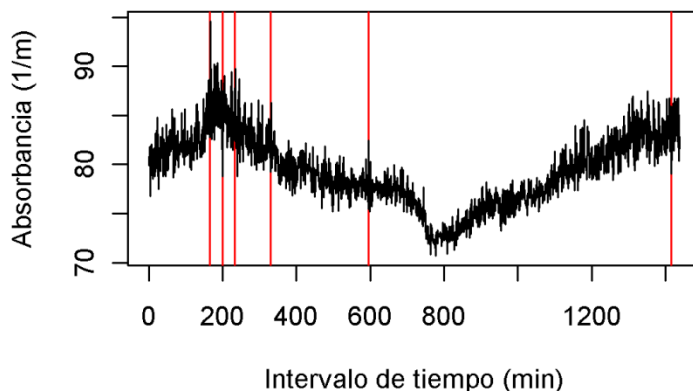


Figura 4.92 Sistema de alerta de limpieza para zona ultravioleta – PTAR Salitre.

Para finalizar, La absorbancia que presentó el menor valor de dy_2/dt fue 675 nm. La Figura 4.93 muestra que para la zona visible la primera alerta es enviada en el intervalo 10, es decir al minuto 20.

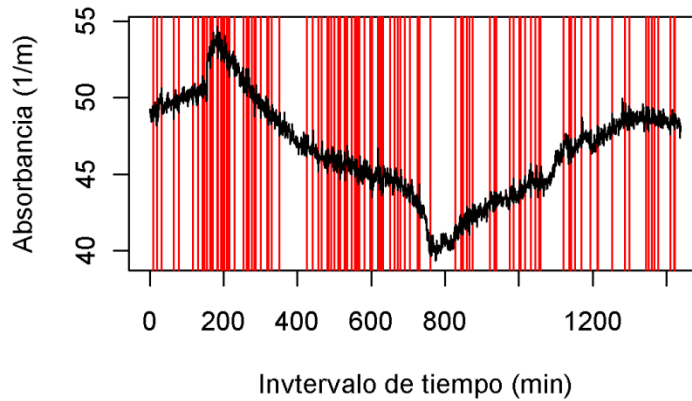


Figura 4.93 Sistema de alerta de limpieza para zona visible – PTAR Salitre.

Como resumen general, en la Figura 4.94 se muestran las concentraciones de los hidrosistemas al momento de realizar la prueba (der.) y los instantes en que son enviados las primeras alertas de mantenimiento (izq.).

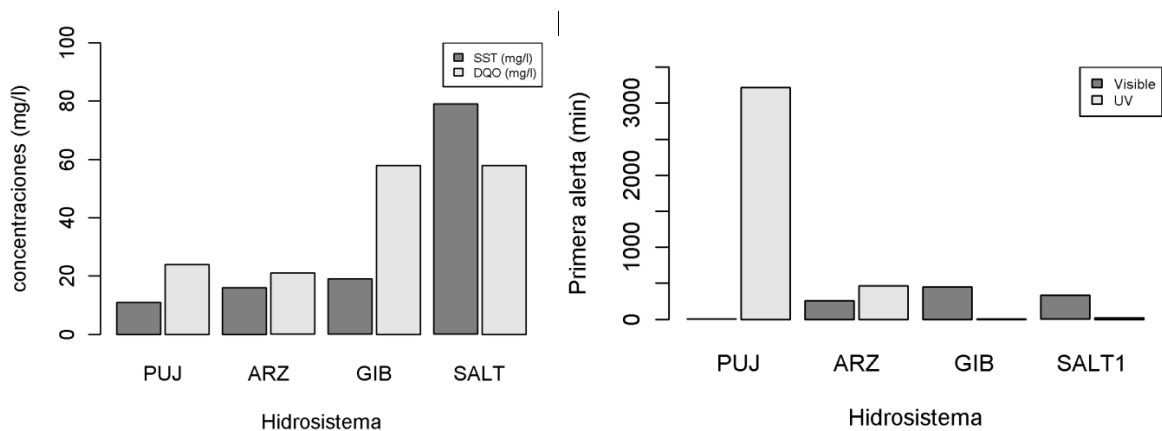


Figura 4.94 Relación entre concentración de hidrosistemas y alertas iniciales de limpieza.

Como se observa en la Figura 4.94 a mayores concentraciones de SST y DQO mas corto es el tiempo de envío de la primera alerta para la zona ultravioleta pero se envían las alertas con mayor rapidez para la zona visible de los espectros del hidrosistema. Por el contrario para concentraciones bajas como canal Javeriana y río Arzobispo, se observa que el tiempo de envío de la primera alerta para la parte visible es mayor pero el tiempo de envío de la primera alerta en la zona ultravioleta es menor.

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES

El presente trabajo de grado consistió en establecer recomendaciones de instalación, operación y mantenimiento de dos captores utilizados para el monitoreo de contaminantes: turbidímetro y espectrómetro UV-Vis. Como conclusión principal de este trabajo, se encontró que se debe asegurar una adecuada posición de instalación de los sensores puesto que estos factores (ángulos y profundidades) inciden significativamente en la variabilidad del fenómeno. El turbidímetro debe instalarse a un ángulo entre 39.8° y 45° con respecto a la horizontal y a 35 % de la profundidad del hidrosistema. Por su parte, en la instalación del espectrómetro UV-Vis se debe procurar garantizar una posición totalmente horizontal con una variación de hasta 6° a cualquier profundidad no mayor a 1 m para concentraciones bajas de SST (< 30 mg/l) ó entre 87.5 % y 100 % de la profundidad del hidrosistema para concentraciones altas de SST y DQO.

En cuanto a las condiciones de operación, se encontró que para el turbidímetro se puede aumentar el intervalo de medición hasta 475 minutos y 226 minutos en el río Arzobispo y PTAR Salitre respectivamente. Adicionalmente, los intervalos de medición varían según las concentraciones de contaminantes que se deseen monitorear con el espectrómetro UV-Vis. Se encontró que estos intervalos son mayores (entre 8 y 33 minutos) si se desean monitorear los contaminantes ubicados en la parte visible del espectro (color, turbidez, SST) a comparación del intervalo hallado (2 minutos) para el monitoreo de los contaminantes ubicados en la zona orgánica (DBO, DQO, nitritos, nitratos, entre otros). Lo anterior le permite a los sensores operar consumiendo menor cantidad de energía, lo que implica ahorros que pueden llegar a ser considerables para periodos de operación de monitoreo en continuo prolongados.

Adicionalmente, como parte del análisis operativo de los sensores se encontró que el instante en que se debe iniciar la limpieza (automática o manual) es menor cuando las concentraciones de SST son mayores a 30 mg/l y DQO menores a 20 mg/l. Al utilizar el turbidímetro se debe iniciar la limpieza al minuto de inicio de medición para concentraciones altas (SST>30 mg/l) y a los 3896 minutos para concentraciones bajas (SST< 30 mg/l). Por su parte, al utilizar el espectrómetro UV-Vis se debe iniciar la limpieza después de 38 minutos de inicio de medición en hidrosistemas de concentraciones altas (SST> 30 mg/l) y a 390 minutos para concentraciones bajas (SST< 30 mg/l). Estos periodos de tiempo iniciales en que los sensores no necesitan ser sometidos a limpieza o mantenimiento inciden en ahorro de costos. Dichos costos pueden estar asociados a consumo de energía al realizar las limpiezas automática tanto del sensor (en el caso del turbidímetro) como del compresor de aire y bomba de agua (espectrómetro UV-Vis) o asociados al personal disponible y transporte al lugar experimental para realizar el mantenimiento manual de los sensores.

El intervalo de limpieza automática del espectrómetro UV-Vis que mayor porcentaje de confianza arrojó fue de dos minutos. Tanto la limpieza automática con aire como con agua presentaron porcentajes de confianza altos, por lo tanto puede utilizarse cualquiera de los dos tipos de limpieza. Lo anterior garantiza una alta frecuencia de limpieza del sensor en el momento que sea necesario su inicio e implica una libre elección del sistema de limpieza automática en función de otros factores como recursos disponibles para los mismos.

Por último, se desarrolló un sistema de alerta que permite avisar el instante en que se debe realizar limpieza automática y mantenimiento manual. Para el espectrómetro UV-Vis, los valores más altos de la derivada de los datos con respecto al tiempo (dy_2/dt) se presentaron en la parte ultravioleta de los espectros (< 400 nm). Lo anterior implica que el sistema de alerta de cada hidrosistema debe establecerse con valores de dy_2/dt acordes al contaminante que se desee monitorear. Adicionalmente, las alertas presentadas para ambos sensores permitieron observar períodos de tiempo en los que no es necesaria una limpieza automática a una frecuencia alta. Por lo anterior, el análisis de las señales en tiempo real asociado a un envío de alertas de limpieza y mantenimiento permite ahorrar costos asociados a la limpieza automática y a la disponibilidad del personal que realiza el mantenimiento manual.

CAPÍTULO 6

RECOMENDACIONES

Durante el desarrollo del presente trabajo de grado se observó que no hubo diferencias considerables entre las concentraciones de los hidrosistemas analizados lo que ocasionó que varios de los resultados de operación, limpieza y mantenimiento de los sensores no se relacionaran con las concentraciones obtenidas. Para futuras investigaciones se recomiendan estudios más amplios en donde se contemplen hidrosistemas de saneamiento urbano con mayores concentraciones de contaminantes con el fin de obtener resultados de operación, limpieza y mantenimiento de los sensores en relación con dichas concentraciones.

Se observó que las concentraciones de los hidrosistemas seleccionados fueron de igual forma bajas (SST < 50 mg/l, DQO < 30 mg/l y DBO < 8 mg/l). Estas concentraciones, así como otros problemas detectados durante el trabajo, pudieron deberse al sistema de homogeneización empleado. Por lo anterior se recomienda considerar otros sistemas de homogeneización como el uso de canales o agitadores mecánicos. Por el contrario si no se desea emplear montajes experimentales externos, se recomienda el desarrollo de protocolos y aparatos experimentales que garanticen una mayor representatividad de los hidrosistemas, sin necesariamente considerar sistemas de homogeneización de muestras externos al hidrosistema de estudio.

De igual forma se plantea la investigación más a fondo de la operación de los sensores. Dichas investigaciones pueden contemplar periodos de monitoreo en línea más prolongados para determinar condiciones de mantenimiento a largo plazo (mayores a 4 días), analizar la opción de tiempo de espera entre una limpieza automática y una nueva lectura que maneja el software ana::pro del espectrómetro UV-Vis, el efecto de la luz solar sobre los sensores en los datos obtenidos e incluso establecer las condiciones de operación y mantenimiento de sensores en el monitoreo de lodos.

Se les recomienda a los operarios de los sensores que tengan en cuenta las variables ángulos y profundidades en el momento de la instalación del turbidímetro y el espectrómetro UV-Vis. Adicionalmente, se recomienda tener en cuenta los cambios que se presentan en los datos como consecuencia de la suciedad que se acumula en la ventana de medición para programar un intervalo de limpieza acorde al hidrosistema de saneamiento urbano.

A la empresa austriaca s::can, desarrolladores del espectrómetro UV-Vis, se le recomienda que involucre el contaminante que desee monitorearse como parte del desarrollo de un sistema de alertas que pueda analizar la señal de entrada y dar avisos de instantes de limpieza automática y mantenimiento.

Para el desarrollo de este trabajo de grado se utilizaron temas de estadística multivariada y herramientas computacionales que no hacen parte del plan de estudios de la carrera de Ingeniería Civil en la Pontificia Universidad Javeriana. Por lo anterior, se le recomienda a la Facultad incluir temas de estadística de mayor profundidad, herramientas exploratorias de análisis y herramientas computacionales más avanzadas como R.

CAPÍTULO 7

BIBLIOGRAFÍA

- APHA AWWA WPCF (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater, 22 Ed. Washington, E.U.A.
- Acuña E. Rodríguez C. (2004). On detection of outliers and their effect in supervised classification. Department of Mathematics University of Puerto Rico at Mayaguez. <http://academic.uprm.edu/~eacuna/vene31.pdf>.
- Alvarado D. (2011). Aplicación de un modelo de transporte de solutos en el análisis de la hidrodinámica y el transporte de las concentraciones contaminantes en un hidrosistema urbano en Bogotá. Trabajo de grado para optar al título de optar el Título de Magíster en Ingeniería Civil, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ingeniería. 127 p.
- Araújo Acosta J., González Acosta M. (2010). Metodología para estimar concentraciones de contaminantes en tiempo real a partir de mediciones de turbiedad. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Civil, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ingeniería. 134 p.
- ASTM International, (2003a). D1889–00 Standard test method for turbidity of water, in ASTM International, Annual Book of ASTM Standards, Water and Environmental Technology, 2003, v. 11.01, West Conshohocken, Pennsylvania, 6 p.
- Bajpai A., Calus I., Fairley J. (1981). Métodos estadísticos para estudiantes de ingeniería y ciencias. Editora Limusa.
- Barnett, V., Lewis T. (1994). Outliers in Statistical Data. John Wiley & Sons, 3rd edition.
- Berry J., Boman E., Riesen L., Hart W., Phillips C., Watson J. (2008). User's Manual: TEVA-SPOT Toolkit 2.2, EPA-600-R-08e041. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Homeland Security Research Center, Cincinnati, OH.
- Bertrand-Krajewski J.-L. (2004). TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables. *Water Science and Technology*, 50(11), 81-88. ISSN 0273-1223.
- Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S., Lipeme Kouyi G., Torres A., Lepot M. (2007). Event and annual TSS and COD loads in combined sewer overflows estimated by continuous insitu turbidity measurements. Proceedings of the 11th International Conference on Diffuse Pollution, Belo Horizonte, Brazil, 26-31 August 2007, 8 p.
- Brookman, S. K. E. (1997). Estimation of biochemical oxygen demand in slurry and effluents using ultra-violet spectrophotometry. *Water Research*, 31(2), 372–374.
- Caroni C., Karioti V., Pierrakou C. (2006). The analysis of Outliers in Statistical Data. School of Mathematical & Physical Sciences, National Technical University of Athens, Greece.

- Christensen V., Ziegler A. (2008). Continuous Turbidity Monitoring and Regression Analysis to Estimate Total Suspended Solids and Fecal Coliform Bacteria Loads in Real Time U.S. Geological Survey, Lawrence, Kansas.
- DAMA. (2004). "Cronología del programa de descontaminación del río Bogotá". Disponible en Web: <http://www.secretariadeambiente.gov.co/sda/libreria/pdf/riobogota/crono.pdf>.
- DANE. (2005). Censo General 2005, Nivel Nacional. República de Colombia, Departamento Administrativo Nacional de Estadística, 501p. ISBN: 978-958-624-072-7.
- Delorme, A. (2006) Statistical methods. Encyclopedia of Medical Device and Instrumentation, vol 6, pp 240-264. Wiley interscience.
- Dobbs, R. A., Wise, R. H., & Dean, R. B. (1972). The use of ultraviolet absorbance for monitoring the total organic carbon content of water and wastewater. *Water Research*, 6, 1173–1180.
- EAAB, Dirección de ingeniería especializada (2011). Plan Maestro de Mediciones en el sistema de alcantarillado. Disponible en Web: <http://www.acueducto.com.co/wps/html/resources/empresa/DocumentotecnicoDTS.pdf>.
- El Khorassani H., Trebuchon P., Bitar H., Thomas O. (1999). A simple UV spectrophotometric procedure for the survey of industrial sewage system. *Water Science and Technology* 39(10–11):77–82.
- Environmental Protection Authority (2003). Stormwater Pollution, fact sheet developed by the Stormwater Pollution Prevention Projects, 491/03, 3 p. Disponible web: http://www.epa.sa.gov.au/pdfs/water_general.pdf.
- Fleischmann N., Langergraber G., Weingartner A., Hofstaedter F., Nusch S., Maurer. P. (2001). On-line and in-situ measurement of turbidity and COD in wastewater using UV/VIS spectrometry. In: IWA (Ed.), Proceedings of the 2nd IWA World Water Congress, 15-19 October.
- Georgia Environmental Protection Division. (2001). Watershed Protection Plan Development Guidebook. Appendix B 1-6.
- Global Environment Centre Foundation (GEC), (1997) Technology of Water Pollution Continuous Monitoring Technology in Japan, Chapter 2: Objectives of Water Pollution Monitoring.
- Grayman, W., Deininger, R., Males, R. (2001). Design of early warning and predictive source-water monitoring systems. AWWA Research Foundation Report (Denver).
- Greenberg S., Krapac G., Landsberger S., Panno V., Hwang H. (1999). Source identification of sodium and chloride contamination in natural waters: Preliminary results, 25p.
- Gruber G., Winkler S., Pressl A. (2004). Quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies by means of online techniques. *Water Science and Technology*, Vol 50 No 11 pp 73-80.
- Gruber G., Winkler S., Pressl A. (2005). Continuous monitoring in sewer networks an approach for quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies. *Water Science and Technology*, Vol 52 No 12 pp 215-223.

- Gruber G., Bertrand-Krajewski J.-L., de Bénédictis J., Hochedlinger M., Lettl W. (2006). Practical aspects, experiences and strategies by using UV/VIS sensors for longterm sewer monitoring. *Water Practice & Technology*, 1(1), doi 10.2166/wpt.2006.020.
- GUM (1995). Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement, .International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.
- Guy, H. P. (1969) Laboratory theory and methods for sediment analysis. *Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey Book 5*, Chapter C1.
- HATCH, (2007). Portable turbidimeter Model 2100P instrument and procedure manual 2007, p 3- 47.
- Hawthorne, A. R., Morris, S. A., Moody, R. L., & Gammage, G. B. (1984). Duvas as a real time, field portable wastewater monitor for phenolics. *Journal of Environmental Science and Health*, 19, 253–266.
- Hochedlinger M., Kainz H., Rauch W. (2005). Assessment of CSO loads – based on UV/VIS-spectroscopy by means of different regression methods. 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen/Denmark, 21-26 August 2005.
- Hochedlinger M., Wandl G., Meyer S., Rauch W., Kroiss H., Heindl M. (2006). Online UV-VIS Measurements – The Basis for Future Pollution Based Sewer Real Time Control in Linz. 2nd International IWA Conference on Sewer Operation and Maintenance 2006 – Vienna.
- Hoppe H., Weilandt M. Orth H. (2004) A Combined Water Management Approach Based on River Water Quality Standards. *Journal of Environmental Informatics* 3 (2) 67-76 (2004).
- Kottogoda T., Rosso R. (1997). Statistics, probability, and reliability for civil and environmental engineers. McGraw Hill New York pp. 237-298.
- Lacour C., Joannis C., Gromaire M-C., Chebbo G. (2009). Potential of turbidity monitoring for real time control of pollutant discharge in sewers during rainfall events. *Water Science & Technology* Vol 59.8 pp 1471–1478.
- Langergraber G., Fleischmann N., Hofstädter F. (2002). A multivariate calibration procedure for UV/VIS spectrometric quantification of organic matter and nitrate in wastewater. *Water Science & Technology* Vol 47 No 2 pp 63–71.
- Langergraber, G., Fleischmann, N., Hofstaedter, F., Weingartner, A., Lettl, W. (2003) Detection of (unusual) changes in wastewater composting using UV/VIS spectroscopy. *Proceedings of the 9th IWA conference on "Design, Operation and Costs of Large Wastewater Treatment Plants"*, pp.135-138
- Langergraber G., Gupta J.K., Pressl A., Hofstädter F., Lettl W., Weingartner A., Fleischmann N. (2004). On-line monitoring for control of a pilot-scale sequencing batch reactor using a submersible UV/VIS spectrometer. *WaterScience&Technology* Vol 50 No 10 pp 73–80.
- Langergraber, G., Van den Broeke, J., Weingartner A. (2006). On-line and in-situ UV/vis spectroscopy for multi-parameter measurements: A brief review *Spectroscopy Europe*, 18(4), 15-18.

- Lawler DM, Petts GE, Foster IDLY Harper S. (2006). Turbidity dynamics during spring storm events in an urban head water river system: The Upper Tame, West Midlands, UK. *Sci Total Environ.* 360:109–126.
- Lorenz, U., Fleischmann, N., y Dettmar, J. (2002) «Adaptation of a new online probe for qualitative measurement to combined sewer systems» en *Proceedings of the 9th International Conference on 'Urban Drainage.*, 8–13.
- Matsche, N., Stumwöhler K. (1996). UV absorption as control parameter for biological treatment plants. *Water Science and Technology*, 33(12), 211–218.
- Murad Rivera R. (2003). Estudio sobre la distribución espacial de la población en Colombia. Proyecto regional de población, Centro Latinoamericano y Caribeño de Demografía (CELADE), División de Población de la CEPAL/Fondo de Población de las Naciones Unidas (UNFPA), Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), Organización de las Naciones Unidas, Santiago de Chile, 26 p., ISBN: 92-1-322291-2.
- Mrkva, M. (1975). Automatic UV-control system for relative evaluation of organic water pollution. *Water Research*, 9, 587–589.
- Navratil O., Esteves M., Legout C., Gratiot N., Nemery J., Willmore S., Grangeon T. (2011). Global uncertainty analysis of suspended sediment monitoring using turbidimeter in a small mountainous river catchment. *Journal of Hydrology* 398 (2011) 246–259.
- Press W., Teukolsky S., Vetterling W., Flannery B. (1992). *Numerical Recipes in C: The Art of Scientific Computing.* Cambridge University Press. pp. p. 616.
- Prieto S., Salamanca C. (2011). lavado de sólidos suspendidos totales sobre una avenida de Bogotá D. C. con alto tránsito vehicular. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Civil, Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ingeniería. 75 p.
- R Development Core Team. (2011). “R: A language and environment for statistical computing”. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2010. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Rieger L., Langergraber G., Thomann M., Fleischmann N., Siegrist H.. (2004). Spectral in-situ analysis of NO₂, NO₃, COD, DOC and TSS in the effluent of a WWTP. *Water Science and Technology*, 50 11, pp. 143–152.
- Rodier J. (1996) *L'analyse de l'eau.* 8° ed., Dunod, Paris. p. 475.
- Roig, B., Gonzalez, C., & Thomas, O. (1999). Simple UV/UV-visible method for nitrogen and phosphorus measurement in wastewater. *Talanta*, 50, 751–758.
- Ruiz A., Zamora D., Torres A. (2011). Análisis de frecuencias de medición para el monitoreo de la calidad de agua en hidrosistemas de saneamiento urbano. XXV Congreso Latinoamericano de hidráulica, San Jose, Costa Rica, 9 – 12 de septiembre de 2012, 10p.
- s::can. (2007). *Manual s::can spectrometer probe y ana::pro.* Vienna: Liquid Monitoring Networks.
- Sadar M. (2002). Turbidity instrumentation – an overview of today's available technology. *Turbidity and Other Sediment Surrogates Workshop*, April 30 – May 2, 2002, Reno, NV.

- Shiavi R. (2006). Introduction to applied statistical signal analysis. Academic press 3th Edition, pp. 135-170.
- Schmid W. y Lazos R (2000). Guía para Estimar la Incertidumbre de la Medición, Centro Nacional de Metrología, México, mayo 2000.
- Snedecor, G. (1989), Statistical Methods, Eighth Edition, Iowa State University Press.
- Staubmann K., Langergraber G., Fleischmann N. (2001). UV/VIS spectroscopy for the monitoring of testfilters. In: IWA (ed.), Preprints of the 2nd IWA World Water Congress, 15-19 October 2001, Berlin, Germany (CD, paper no. B1378).
- Storey M., van der Gaag B., Burns B. (2011). Advances in on-line drinking water quality monitoring and early warning systems. Water Research 45(2011) 741-747.
- Thomas, O., Gallot, S., & Mazas, N. (1990a). Ultraviolet multiwavelength absorptiometry (UVMA) for the examination of natural waters and wastewaters. Part II: determination of nitrate. Fresenius Journal of Analytical Chemistry, 338, 238–240.
- Thomas O., Théraulaz F., Domeizel M., Massiani C. (1993). UV spectral deconvolution: a valuable tool for wastewater quality determination. Environmental Technology 14:1187–1192.
- Thomas, O., Theraulaz, F., Agnel, C., & Suryani, S. (1996). Advanced UV examination of wastewater. Environmental Technology, 17, 251–261.
- Torres A., Bertrand-Krajewski J.-L. (2008). Partial Least Squares local calibration of a UV-visible spectrometer used for insitu measurements of COD and TSS concentrations in urban drainage systems. Water Science and Technology, 57(4), 581-588.
- Tukey J., Mosteller F. (1977). Data Analysis and Regression: A Second Course in Statistics. Reading, Mass.: Addison-Wesley, pp. 266.
- United Nations Population Division (2008). An overview of urbanization, internal migration, population distribution and development in the world. United Nations Expert Group Meeting on Population Distribution, Urbanization, Internal Migration and Development. Population Division, Department of Economic and Social Affairs, United Nations Secretariat, New York, 21-23 January 2008, 34 p.
- Van den Broeke J. Ross P., van der Helm A., Baars E., Rietveld L. (2007) Use of on-line UV/Vis-spectrometry in the measurement of dissolved ozone and AOC concentrations in drinking water treatment. IWA Autmonet 2007 conference proceedings. Water Science & Technology, 57.8, pp. 1169-1175.
- Van den Broeke J., Picher W., Zerobin W., Hofstädter F. (2008). Use of In-situ UV/Vis spectrometry in Water Monitoring in Vienna. Proceedings IWA World Water Congress & Exhibition 2008, September 7-12, Vienna, Austria.
- Van den Broeke J., Edthofer F., Weingartner A. (2011) Clean Data and Reliable Event Detection - Turning Results from Online Sensors into Information. IWA Autmonet 2011 conference proceedings.

- van der Gaag, B., Volz, J. (2008). Real-time on-line monitoring of contaminants in water: developing a research strategy from utility experiences and needs. KIWA Water Research, Nieuwegein.
- VIM (1993). International vocabulary of basic and general terms in metrology, 2Ed. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.
- Walpole R., Myers R., Ye K., (2002) Probability and Statistics for Engineers and Scientists. Pearson Education, 7 edición, pg. 237.
- Winkler S., Rieger L., Thomann M., Siegrist H., Bornemann C., Fleischmann N. (2002). In-line monitoring of COD and COD-fractionation: Improving dynamic simulation data quality. In: IWA (ed.), Preprints of the 3rd IWA International World Water Congress, 7-12 April 2002, Melbourne, Australia (paper no. e21604a).
- Winkler S., Bertrand-Krajewski J.-L., Torres A., Saracevic E. (2008). Benefits, limitations and uncertainty of insitu spectrometry. Water Science and Technology, 57(10), 1652-1658.
- WTW on-line (2010). VisoTurb 700 IQ Operating manual. Disponible en Web: http://www.wtw.de/no_cache/es/descarga-soporte/manuales.html
- Xusong Q., Furong G., Guohua C. (2011). Wastewater quality monitoring system using sensor fusion and machine learning techniques. Water research (2012) 46:1133 – 1134, 12p.
- Zar, J. H. (1999) Biostatistical analysis (Fourth Edition). Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall.