



Universidad de San Carlos de Guatemala
Facultad de Ingeniería
Escuela de Estudios de Postgrado
Doctorado Cambio Climático y Sostenibilidad

**Análisis del proceso de fitorremediación con algas clorofitas en las estaciones
depuradoras de agua residual, para mitigar los efectos de eutrofización de los cuerpos
receptores**

Msc. Ingeniero Civil Félix Alan Douglas Aguilar Carrera

Asesorado por: Dr. Tomas Antonio Padilla Cambara

Guatemala, agosto de 2017

UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA



FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO

**ANÁLISIS DEL PROCESO DE FITORREMEDIACIÓN CON ALGAS
CLOROFITAS EN LAS ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUA
RESIDUAL, PARA MITIGAR LOS EFECTOS DE EUTROFIZACIÓN DE LOS
CUERPOS RECEPTORES**

TRABAJO DE GRADUACIÓN

PRESENTADO A LA JUNTA DIRECTIVA DE LA
FACULTAD DE INGENIERÍA Y LA ESCUELA DE
ESTUDIOS DE POSTGRADO

POR

MSC. INGENIERO CIVIL FELIX ALAN DOUGLAS AGUILAR CARRERA
ASESORADO POR EL DOCTOR TOMÁS ANTONIO PADILLA CAMBARA

AL CONFERÍRSELE EL TÍTULO DE
DOCTOR EN CIENCIAS EN CAMBIO CLIMÁTICO Y SOSTENIBILIDAD

GUATEMALA, AGOSTO DE 2017

UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE ESTUDIOS DE POSTGRADO



NÓMINA DE JUNTA DIRECTIVA

DECANO	Ing. Pedro Antonio Aguilar Polanco
VOCAL I	Ing. Angel Roberto Sic García
VOCAL II	Ing. Pablo Christian de León Rodríguez
VOCAL III	Ing. José Milton de León Bran
VOCAL IV	Br. Jurgen Andoni Ramírez Ramírez
VOCAL V	Br. Oscar Humberto Galicia Nuñez
SECRETARIA	Inga. Lesbia Magalí Herrera López

TRIBUNAL QUE PRACTICÓ EL EXAMEN DE DEFENSA DE TESIS

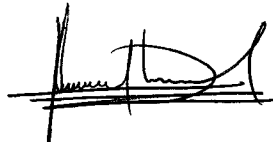
DECANO	Ing. Pedro Antonio Aguilar Polanco
EXAMINADORA	Dra. Mayra Virginia Castillo Montes
EXAMINADOR	Dr. Marvin Roberto Salguero Barahona
EXAMINADOR	Dr. Miguel Angel Chacón Véliz
SECRETARIA	Inga. Lesbia Magalí Herrera López.

HONORABLE TRIBUNAL EXAMINADOR

En cumplimiento con los preceptos que establece la ley de la Universidad de San Carlos de Guatemala, presento a su consideración mi trabajo de graduación titulado:

Análisis del proceso de fitorremediación con algas clorofitas en las estaciones depuradoras de agua residual, para mitigar los efectos de eutrofización de los cuerpos receptores

Tema que me fuera asignado por la Dirección de la Escuela de Estudios de Postgrado, con fecha 30 de abril de 2015.



Msc. Ing. Félix Alan Douglas Aguilar Carrera

ACTO QUE DEDICO A:

Dios	Ser supremo que me bendice y protege en todo momento.
Mis padres	Félix Antonio y Amalia. Inspiración y ejemplo de vida y valores.
Mi esposa	Verónica. Por tu amor, apoyo incondicional y comprensión. Por permitirme compartir momentos bellos en nuestras vidas y darme fuerzas para levantarme en los momentos difíciles.
Mis hijos	Jorge Eduardo y Douglas Javier. Por su amor y comprensión. Por iluminar mi vida con cada sonrisa y momento que hemos vivido.
Mis hermanos	Herbert, Skarlet y Ronald. Por su apoyo y cariño en todo momento.
Mi familia	Tíos(as), primos(as), sobrinos(as), suegros, cuñados(as), por el apoyo y cariño recibido en cada momento.

AGRADECIMIENTOS A:

Universidad de San Carlos de Guatemala	Por brindarme la oportunidad de formación profesional.
Personal Administrativo de la Escuela de Estudios de Postgrados	Por el apoyo y orientación recibida durante mi proceso de formación.
Msc. Ing. Pedro Aguilar	Decano de la Facultad de Ingeniería. Por el apoyo dado al Doctorado.
Msc. Ing. Murphy Paiz	Director de la Escuela de Estudios de Postgrado, por el interés y apoyo otorgado para que el Doctorado fuera una realidad.
Doctora Myra Castillo	Directora del Doctorado en Cambio Climático y Sostenibilidad. Por su orientación y acompañamiento incansable en esta tesis doctoral.
Doctor Tomás Padilla	Por su asesoría y apoyo incondicional para que este trabajo de investigación fuera una realidad.

**Doctor Mario Álvarez
Guerra y Doctor Eduardo
López Bastida**

Universidad de Cienfuegos de Cuba, por su orientación y apoyo en las primeras etapas del presente estudio.

**A la Escuela Regional de
Ingeniería Sanitaria
(ERIS)**

En especial al Director de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria, Maestro Pedro Saravia, por su apoyo invaluable al desarrollo de la investigación.

**Maestros en Ingeniería
Sanitaria, Heber Guerra,
Mario Zea, Jeffrey
Argueta y Rafael
Blandón**

Por el apoyo dado al proceso de investigación en el muestreo y análisis de laboratorio.

**A los docentes del
Doctorado**

Doctores Casta Zeceña, Rosa María Amaya, Alfredo Sinibaldi, Marvin Salguero, Miguel Chacón, Julio Cesar Díaz, Oscar Brown, Carlos Rivera y David Monterroso. Por sus conocimientos y orientación.

A mis amigos de estudio

Dennis Argueta, Andrea Rodas, Katy López y Laura Gómez. Por esa amistad que permitió compartir momentos inolvidables.



FACULTAD DE
INGENIERÍA - USAC
ESCUELA DE
ESTUDIOS DE POSTGRADO

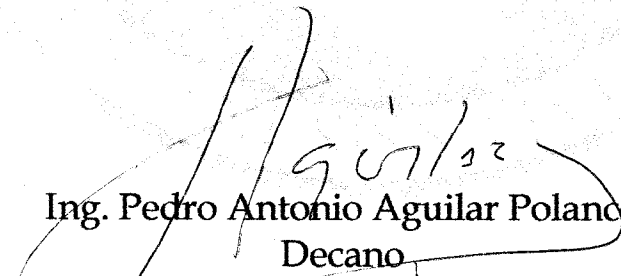
Escuela de Estudios de Postgrado
Facultad de Ingeniería
Teléfono 2418-9142 / 24188000 Ext. 86226

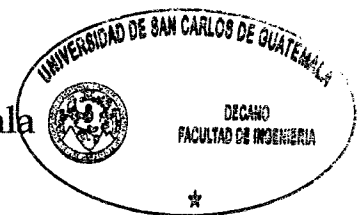
APTD-2017-001

El Decano de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de San Carlos de Guatemala, luego de conocer la aprobación por parte del Director de la Escuela de Postgrado, al Trabajo de Tesis del Doctorado en Cambio Climático y Sostenibilidad titulado: **"ANÁLISIS DEL PROCESO DE FITORREMEDIACIÓN CON ALGAS CLOROFITAS EN LAS ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUA RESIDUAL, PARA MITIGAR LOS EFECTOS DE EUTROFIZACIÓN DE LOS CUERPOS RECEPTORES"** presentado por el Maestro en Ingeniería Sanitaria Félix Alan Douglas Aguilar Carrera, procede a la autorización para la impresión del mismo.

IMPRÍMASE.

"Id y Enseñad a Todos"


Ing. Pedro Antonio Aguilar Polanco
Decano
Facultad de Ingeniería
Universidad de San Carlos de Guatemala



Guatemala, agosto de 2017.

Cc: archivo/la

Doctorado: Sostenibilidad y Cambio Climático. **Programas de Maestrías:** Ingeniería Vial, Gestión Industrial, Estructuras, Energía y Ambiente Ingeniería Geotécnica, Ingeniería para el Desarrollo Municipal, Tecnologías de la Información y la Comunicación, Ingeniería de Mantenimiento. **Especializaciones:** Gestión del Talento Humano, Mercados Eléctricos, Investigación Científica, Educación virtual para el nivel superior, Administración y Mantenimiento Hospitalario, Neuropsicología y Neurociencia aplicada a la Industria, Enseñanza de la Matemática en el nivel superior, Estadística, Seguros y ciencias actuariales, Sistemas de información Geográfica, Sistemas de gestión de calidad, Explotación Minera, Catastro.



FACULTAD DE
INGENIERÍA - USAC
ESCUELA DE
ESTUDIOS DE POSTGRADO

Escuela de Estudios de Postgrado
Facultad de Ingeniería
Teléfono 2418-9142 / 24188000 Ext. 86226

APTD-2017-001

El Director de la Escuela de Estudios de Postgrado de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de San Carlos de Guatemala, luego de conocer el dictamen y dar el visto bueno del revisor y la aprobación del área de Lingüística del Tesis Doctoral titulado **"ANÁLISIS DEL PROCESO DE FITORREMEDIACIÓN CON ALGAS CLOROFITAS EN LAS ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUA RESIDUAL, PARA MITIGAR LOS EFECTOS DE EUTROFIZACIÓN DE LOS CUERPOS RECEPTORES"** presentado por el Maestro en Ingeniería Sanitaria Félix Alan Douglas Aguilar Carrera, correspondiente al programa de Doctorado en Cambio Climático y Sostenibilidad; apruebo y autorizo el mismo.

Atentamente,

"Id y Enseñad a Todos"



MSc. Ing. Murphy Olympo Paiz Recinos
Director

Escuela de Estudios de Postgrado
Facultad de Ingeniería
Universidad de San Carlos de Guatemala

Guatemala, agosto de 2017.

Cc: archivo/la

Doctorado: Sostenibilidad y Cambio Climático. **Programas de Maestrías:** Ingeniería Vial, Gestión Industrial, Estructuras, Energía y Ambiente Ingeniería Geotécnica, Ingeniería para el Desarrollo Municipal, Tecnologías de la Información y la Comunicación, Ingeniería de Mantenimiento. **Especializaciones:** Gestión del Talento Humano, Mercados Eléctricos, Investigación Científica, Educación virtual para el nivel superior, Administración y Mantenimiento Hospitalario, Neuropsicología y Neurociencia aplicada a la Industria, Enseñanza de la Matemática en el nivel superior, Estadística, Seguros y ciencias actuariales, Sistemas de información Geográfica, Sistemas de gestión de calidad, Explotación Minera, Catastro.



FACULTAD DE
INGENIERÍA - USAC
EP
ESCUELA DE
ESTUDIOS DE POSTGRADO

Escuela de Estudios de Postgrado

Facultad de Ingeniería

Teléfono 2418-9142 / 24188000 Ext. 86226

APTD-2017-001

Como Coordinadora del Doctorado en Cambio Climático y Sostenibilidad y del Trabajo de Tesis **"ANÁLISIS DEL PROCESO DE FITORREMEDIACIÓN CON ALGAS CLOROFITAS EN LAS ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUA RESIDUAL, PARA MITIGAR LOS EFECTOS DE EUTROFIZACIÓN DE LOS CUERPOS RECEPTORES"** presentado por el Maestro en Ingeniería Sanitaria Félix Alan Douglas Aguilar Carrera, apruebo y recomiendo la autorización del mismo.

Atentamente,

"Id y Enseñad a Todos"

Dra. Mayra Virginia Castillo Montes
Coordinadora



Escuela de Estudios de Postgrado
Facultad de Ingeniería
Universidad de San Carlos de Guatemala

Guatemala, agosto de 2017.

Cc: archivo/la

Doctorado: Sostenibilidad y Cambio Climático. **Programas de Maestrías:** Ingeniería Vial, Gestión Industrial, Estructuras, Energía y Ambiente Ingeniería Geotécnica, Ingeniería para el Desarrollo Municipal, Tecnologías de la Información y la Comunicación, Ingeniería de Mantenimiento. **Especializaciones:** Gestión del Talento Humano, Mercados Eléctricos, Investigación Científica, Educación virtual para el nivel superior, Administración y Mantenimiento Hospitalario, Neuropsicología y Neurociencia aplicada a la Industria, Enseñanza de la Matemática en el nivel superior, Estadística, Seguros y ciencias actuariales, Sistemas de información Geográfica, Sistemas de gestión de calidad, Explotación Minera, Catastro.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES	VII
LISTA DE ABREVIATURAS	XV
GLOSARIO.....	XVII
RESUMEN.....	XXIII
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	XXXV
OBJETIVOS	XLI
HIPÓTESIS	XLIII
ALCANCE Y LIMITACIONES	XLV
INTRODUCCIÓN.....	XLVII
1. MARCO TEÓRICO.....	1
1.1. Características del agua residual.....	1
1.2. Ciclo del nitrógeno y del fósforo.....	4
1.2.1. El ciclo del nitrógeno.....	4
1.2.2. El ciclo del fósforo.....	6
1.3. Conceptos relacionados con la eutrofización	8
1.3.1. Eutrofización y su efecto en los cuerpos de agua	8
1.4. Mecanismos para la remoción de nitrógeno y fósforo en los efluentes de las estaciones depuradoras.....	11
1.5. Las algas como elemento fitorremediador de la contaminación	15
1.5.1. Algas clorofitas.....	16
1.5.2. Asimilación de nutrientes	19

2.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	25
2.1.	Metodología para el desarrollo de la fase I de investigación ...	28
2.1.1.	Tamaño muestral.....	43
2.1.1.1.	Condiciones del muestreo y experimentación	45
2.1.2.	Determinación del período de retención celular para el desarrollo de procesos de fitorremediación	46
2.1.3.	Identificación de presencia de algas clorofitas en el agua residual de filtros percoladores	48
2.1.4.	Absorción de nitrógeno amoniacal, nitrito, nitrato y fosfato en un medio de cultivo de algas clorofitas	50
2.2.	Metodología utilizada para el desarrollo de la fase II correspondiente a la definición del modelo estadístico de absorción de nutrientes	53
2.2.1.	Diseño experimental.....	54
3.	PRESENTACIÓN DE RESULTADOS.....	63
3.1.	Caracterización de algas clorofitas en efluente de filtros percoladores	64
3.1.1.	Tiempo de retención celular para generación de máxima biomasa	64
3.1.2.	Categorización de algas clorofitas en el efluente de filtros percoladores	76
3.1.3.	Densidad del fitoplancton en el efluente de filtros percoladores.....	78

3.2.	Remoción de nutrientes	83
3.3.	Diseño experimental fraccionado para las concentraciones iniciales de nutrientes sobre su nivel de absorción en cultivos mixtos de algas <i>Chlorella</i>	89
3.3.1.	Resultados del experimento para el nitrógeno amoniacal	92
3.3.2.	Resultados del experimento para el fosfato	100
3.3.3.	Resultados del experimento para el nitrato	107
3.3.4.	Resultados del experimento para el nitrito	114
3.4.	Análisis multivariado para las concentraciones iniciales de nutrientes sobre su nivel de absorción en cultivos mixtos de algas <i>Chlorella</i>	121
3.4.1.	Análisis ANOVA para nitrógeno amoniacal final....	124
3.4.2.	Análisis ANOVA para fosfato final	126
3.4.3.	Análisis ANOVA para nitrato final.....	129
3.4.4.	Análisis ANOVA para nitrito final	132
3.5.	Modelo estadístico para la proyección de absorción de nutrientes en cultivos mixtos de algas <i>Chlorella</i> desarrolladas en agua residual de efluentes de filtros percoladores.....	134
3.5.1.	Modelos de regresión múltiple para nitrógeno amoniacal final	136
3.5.2.	Modelos de regresión múltiple para fosfato final ...	139
3.5.3.	Modelos de regresión múltiple para nitrato final	141
3.5.4.	Modelos de regresión múltiple para nitrito final	143
3.5.5.	Modelo estadístico propuesto para la proyección de nitrógeno amoniacal final en un cultivo de algas <i>Chlorella</i>	146

3.5.6.	Modelo estadístico propuesto para la proyección de fosfato final en un cultivo de algas <i>Chlorella</i>	149
3.5.7.	Modelo estadístico propuesto para la proyección de nitrato final en un cultivo de algas <i>Chlorella</i>	151
3.5.8.	Modelo estadístico propuesto para la proyección de nitrito final en un cultivo de algas <i>Chlorella</i>	153
4.	DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	157
4.1.	Algas clorofitas en efluente de filtros percoladores.....	157
4.1.1.	Tiempo de retención celular para generación de máxima biomasa	157
4.1.2.	Categorización de algas clorofitas en el efluente de filtros percoladores	160
4.1.3.	Densidad del fitoplancton en el efluente de filtros percoladores.....	162
4.2.	Remoción de nutrientes	163
4.3.	Análisis del diseño experimental fraccionado para las concentraciones iniciales de nutrientes sobre su nivel de absorción en cultivos mixtos de algas <i>Chlorella</i>	171
4.3.1.	Análisis de la variable concentración de nitrógeno amoniacal	171
4.3.2.	Análisis de la variable concentración de fosfato ...	173
4.3.3.	Análisis de la variable concentración de nitrato	176
4.3.4.	Análisis de la variable concentración de nitrito	179
4.4.	Modelos de predicción	182
4.5.	Mitigación a los procesos de eutrofización	186

CONCLUSIONES	191
RECOMENDACIONES.....	193
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	195
APÉNDICES.....	209
ANEXOS	233

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

FIGURAS

1.	Aportes de contaminantes en los cuerpos de agua.	3
2.	Ciclo del nitrógeno	5
3.	Ciclo del fósforo	7
4.	Clasificación taxonómica de las algas clorofitas	17
5.	Oxigenación fotosintética y simbiosis algas-bacterias	21
6.	Efecto de la fotosíntesis algal en el agua residual	23
7.	Proceso metodológico de la investigación, fase I	26
8.	Proceso metodológico de la investigación, fase II	27
9.	Ubicación de las estaciones depuradoras seleccionadas para realizar el muestreo de agua residual.....	30
10.	Distribución de unidades en la estación depuradora de agua residual de la Universidad de San Carlos de Guatemala	31
11.	Prueba de normalidad a datos del agua residual de ingreso a la estación depuradora de la USAC	33
12.	Distribución de unidades en la estación depuradora de agua residual de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria (ERIS), línea No. 1	36
13.	Prueba de normalidad a datos históricos del agua residual de ingreso a estación depuradora de ERIS	38
14.	Comportamiento anual de la radiación solar media en ciudad de Guatemala	40
15.	Comportamiento mensual de la radiación solar media en ciudad de Guatemala.	41

16.	Prueba de normalidad a datos históricos de la radiación solar para la ciudad de Guatemala.....	42
17.	Distribución de los tratamientos para el diseño experimental.....	55
18.	Dispersión de datos de color final obtenidos en el muestreo realizado.....	66
19.	Diagrama de cajas de datos de color final	67
20.	Diagrama de cajas de datos de color final de la planta de tratamiento de la USAC.....	70
21.	Diagrama de cajas de datos de color final de la planta de tratamiento de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria.....	71
22.	Curva de comportamiento del color en el agua residual evaluada	75
23.	Identificación de fitoplancton en aguas residuales de filtros percoladores.....	77
24.	Dispersión de datos para la cuantificación de fitoplancton.....	79
25.	Diagrama de cajas obtenido de la cuantificación de algas, para la estación depuradora de la USAC.....	80
26.	Diagrama de cajas obtenido de la cuantificación de algas, para la estación depuradora de la ERIS	81
27.	Composición del fitoplancton en el agua residual proveniente de filtros percoladores	82
28.	Diagrama de Pareto estandarizada para nitrógeno amoniacal final	93
29.	Diagrama de efectos principales para nitrógeno amoniacal final	95
30.	Diagrama de interacción para nitrógeno amoniacal final.....	95
31.	Diagrama de superficie de respuesta para nitrógeno amoniacal final ..	97
32.	Diagrama de residuos para nitrógeno amoniacal final	98
33.	Probabilidad normal para residuos en nitrógeno amoniacal final	99
34.	Residuos para orden de ejecución en nitrógeno amoniacal final	99
35.	Diagrama de Pareto estandarizada para fosfato final	101
36.	Diagrama de efectos principales para fosfato final.....	102

37.	Diagrama de interacción para fosfato final	102
38.	Diagrama de superficie de respuesta para fosfato final	104
39.	Diagrama de residuos para fosfato final	105
40.	Probabilidad normal para residuos en fosfato final	106
41.	Residuos para orden de ejecución en fosfato final	106
42.	Diagrama de Pareto estandarizada para nitrato final.....	108
43.	Diagrama de efectos principales para nitrato final	109
44.	Diagrama de interacción para nitrato final	110
45.	Diagrama de superficie de respuesta para nitrato final.....	110
46.	Diagrama de residuos para nitrato final.....	112
47.	Probabilidad normal para residuos en nitrato final.....	113
48.	Residuos para orden de ejecución en nitrato final	113
49.	Diagrama de Pareto estandarizada para nitrito final	115
50.	Diagrama de efectos principales para nitrito final	116
51.	Diagrama de interacción para nitrato final	117
52.	Diagrama de superficie de respuesta para nitrito final	118
53.	Diagrama de residuos para nitrito final	120
54.	Probabilidad normal para residuos en nitrito final	120
55.	Residuos para orden de ejecución en nitrito final	121
56.	Matriz de correlaciones de Pearson producto-momento.....	123
57.	Medias (Tukey HSD) para efectos principales de la variable nitrógeno amoniacal final	125
58.	ANOVA para efectos principales de la variable fosfato final	127
59.	Medias (Tukey HSD) para efectos principales de la variable fosfato final.....	128
60.	ANOVA para efectos principales de la variable nitrato final	130
61.	Medias (Tukey HSD) para efectos principales de la variable nitrato final	131
62.	ANOVA para efectos principales de la variable nitrito final	132

63.	Medias (Tukey HSD) para efectos principales de la variable nitrito final	133
64.	Comportamiento del modelo propuesto para valores observados de nitrógeno amoniacal	148
65.	Comportamiento del modelo propuesto para valores observados de fosfato.....	150
66.	Comportamiento del modelo propuesto para valores observados de nitrato	152
67.	Comportamiento del modelo propuesto para valores observados de nitrito.....	154
68.	Tiempo de retención celular para generación de máxima biomasa....	157
69.	Comportamiento de nutrientes en la estación depuradora de la USAC	164
70.	Comportamiento de nutrientes en la estación depuradora de la ERIS	165
71.	Comparación del comportamiento de nitrito residual en las estaciones depuradoras evaluadas	166
72.	Comparación del comportamiento de nitrato residual en las estaciones depuradoras evaluadas	166
73.	Comparación del comportamiento de nitrógeno amoniacal residual en las estaciones depuradoras evaluadas	167
74.	Comparación del comportamiento de fosfato residual en las estaciones depuradoras evaluadas	168
75.	Diagrama de efectos principales de las variables independientes sobre el nitrógeno amoniacal final	171
76.	Diagrama de interacciones para la variable independiente nitrógeno amoniacal	172
77.	Diagrama de efectos principales de las variables independientes sobre el fosfato final.....	174

78.	Diagrama de interacciones para la variable independiente fosfato	175
79.	Diagrama de efectos principales de las variables independientes sobre el nitrato final.....	177
80.	Diagrama de interacciones para la variable independiente nitrato final	178
81.	Diagrama de efectos principales de las variables independientes sobre el nitrito final	180
82.	Diagrama de interacciones para la variable independiente nitrato final	181
83.	Modelación de la simbiosis, oxidación bacteriana-fotosíntesis microalgal y su mitigación en los procesos de eutrofización.....	187

TABLAS

1.	Comparación de medias en concentraciones de DBO ₅ , DQO y SS del afluente de la estación depuradora de la USAC con bibliografías especializadas.....	34
2.	Valores medios del agua residual en el ingreso de la planta de tratamiento piloto de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria (ERIS)	39
3.	Valores obtenidos del muestreo horario en el efluente del filtro percolador de la planta de tratamiento de la USAC.....	57
4.	Factores controlables del diseño de experimentos	59
5.	VARIABLES CLIMÁTICAS EN EL PERÍODO DE DESARROLLO DEL EXPERIMENTO	60
6.	Distribución de muestras aleatorias utilizadas	65
7.	Prueba de normalidad en datos de color obtenidos en el muestreo realizado	68

8.	Prueba de normalidad aplicada a datos agrupados por planta de tratamiento.....	69
9.	Prueba de Levene de calidad de varianzas y prueba T para igualdad de medias de los datos de color obtenidos	72
10.	Valores medios de color residual de las muestras obtenidas	73
11.	Prueba T para muestras relacionadas aplicada a los valores de color obtenidos	74
12.	Prueba de normalidad a datos de nutrientes obtenidos	84
13.	Prueba de Mann-Whitney para contrastar los valores de nutrientes obtenidos por planta de tratamiento	84
14.	Prueba de normalidad a datos de nutrientes de la estación depuradora de la USAC	85
15.	Prueba de normalidad a datos de nutrientes de la estación depuradora de la ERIS	85
16.	Prueba T para muestras relacionadas aplicada a datos de nutrientes de la estación depuradora de la USAC	86
17.	Prueba T para muestras relacionadas aplicada a datos de nutrientes de la estación depuradora de la ERIS.....	87
18.	Estadísticos descriptivos de los datos de nutrientes obtenidos en la estación depuradora de la USAC.....	88
19.	Estadísticos descriptivos de los datos de nutrientes obtenidos de la planta ERIS	89
20.	Parámetros del diseño del experimento.....	90
21.	Factores experimentales considerados en el diseño del experimento	91
22.	Coeficientes del modelo experimental realizado	91
23.	Análisis de varianza para nitrógeno amoniacal final.....	93
24.	Camino de máximo ascenso para nitrógeno amoniacal final	97
25.	Análisis de varianza para fosfato final.....	100
26.	Camino de máximo descenso para fosfato final.....	104

27.	Análisis de varianza para nitrato final	107
28.	Camino de máximo descenso para nitrato final	111
29.	Análisis de varianza para nitrito final	114
30.	Camino de máximo descenso para nitrito final	119
31.	Correlación momento producto de Pearson entre pares de variables de nutrientes inicial y final	122
32.	Análisis de varianza de efectos principales para nitrógeno amoniacal final	124
33.	Análisis de varianza de efectos principales para fosfato final	127
34.	Análisis de varianza de efectos principales para nitrato final	129
35.	Análisis de varianza de efectos principales para nitrito final	132
36.	Análisis de regresión múltiple para los modelos de la variable concentración final de nitrógeno amoniacal.....	136
37.	Análisis del mejor criterio de información a los modelos para la concentración de nitrógeno amoniacal final.....	138
38.	Análisis de regresión múltiple para los modelos de la variable concentración final de fosfato.....	139
39.	Análisis del mejor criterio de información a los modelos para la concentración de fosfato final.....	140
40.	Análisis de regresión múltiple para los modelos de la variable concentración final de nitrato.....	142
41.	Análisis del mejor criterio de información a los modelos para la concentración de nitrato final.....	143
42.	Análisis de regresión múltiple para los modelos de la variable concentración final de nitrito.....	144
43.	Análisis del mejor criterio de información a los modelos para la concentración de nitrito final.....	145
44.	Regresión múltiple realizada a la variable nitrógeno amoniacal final	147
45.	Regresión múltiple realizada a la variable fosfato final	149

46.	Regresión múltiple realizada a la variable nitrato final	151
47.	Regresión múltiple realizada a la variable nitrito final.....	153
48.	Niveles de remoción de nutrientes en aguas residuales domésticas atribuidos a cultivos de <i>Chlorella</i> y <i>Scenedesmus</i>	170
49.	Camino de máximo ascenso para nitrógeno amoniacal final	173
50.	Camino de máximo descenso para fosfato final.....	176
51.	Camino de máximo descenso para nitrato final	179
52.	Camino de máximo descenso para nitrito final.....	182
53.	Estimación de concentración de fosfato con modelo propuesto.....	185

LISTA DE ABREVIATURAS

Símbolo	Significado
AIC:	Criterio de información de Akaike.
ANOVA:	Análisis de varianza.
CME:	Cuadrado medio del error.
DBO:	Demanda bioquímica de oxígeno.
DBO5:	Demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días.
DQO:	Demanda química de oxígeno.
ERIS:	Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria de la Universidad de San Carlos de Guatemala.
F:	Estadístico de la prueba de Levene de calidad de varianzas.
GI.:	Grados de libertad.
HQC:	Criterio de información de Hannan y Quinn.
IARNA:	Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente de la Universidad Rafael Landívar de Guatemala.
IETC:	The International Environment Technology Centre.
ILEC:	International Lake Environment Committee Foundation.
INSIVUMEH:	Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología.
MAE:	Error absoluto medio.
MLSS:	Mixed liquor suspended solids.
N:	Nitrógeno.

P:	Fósforo.
p:	Significancia estadística.
PNUMA:	Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente.
PTAR-ERIS:	Estación depuradora de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria de la Universidad de San Carlos de Guatemala.
PTAR-USAC:	Estación depuradora de la Universidad de San Carlos de Guatemala.
SBIC:	Criterio de información Bayesiano de Schwarz-Bayesian.
Sig.:	Significancia estadística.
SS.:	Sólidos suspendidos.
t:	Estadístico T de Student.
UC:	Unidad de color.
UNICEF:	Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia.
USAC:	Universidad de San Carlos de Guatemala.
VIF:	Varianza de inflación de los factores.
z:	Valor Estadístico de la curva normal.

GLOSARIO

- Afluente:** Porción de una corriente de agua que desemboca o desagua en otro principal.
- Agua residual doméstica:** Agua que ha recibido uso dentro del hogar, proveniente de las actividades propias de una vivienda. En este concepto se incluye el agua de lavamanos, inodoros, duchas, mingitorios, lavadoras de ropa y platos.
- Bacteria Nitrobácter:** Son bacterias Gram negativas, quimio autotróficas. Estas bacterias utilizan la materia orgánica como energía, para lo cual deben oxidar amoníaco y nitritos a nitratos, interviniendo de esta forma en el ciclo del nitrógeno.
- Bacterias Nitrosococcus:** Son un género de bacterias que transforman el amonio en nitrito.
- Bacterias Nitrosomonas:** Son un género de bacterias que oxidan el amoniaco a nitrato. Son importantes en el ciclo del nitrógeno, aumentando la disponibilidad de nitrógeno para las plantas y limitando la fijación de dióxido de carbono.

Biomasa:	Porción de materia viva que se encuentra en un medio.
Clorofitas (Chlorophyta):	Se considera una división de las algas verdes. Contienen clorofila A y B, almacenando sustancias de reserva como almidón en sus plastos y β caroteno. Utilizan para sus procesos metabólicos nitrógeno y fósforo presente en el medio donde se desarrollan, lo cual las hace de mucho interés en procesos de depuración.
Coagulación:	Mecanismo de desestabilización de un sistema coloidal a través de reacciones electroquímicas generadas por coagulantes.
Fitorremediación:	Procesos de depuración de agua residual, aprovechando los procesos metabólicos de plantas, algas u hongos.
Foto autótrofo:	Organismos que tienen la capacidad de tomar fotones de la luz solar como fuente de energía, sirviendo este proceso para fijar carbono inorgánico.
DBO:	Expresa la cantidad de miligramos de oxígeno disuelto presente en el agua, el cual es requerido para degradar la materia orgánica de un litro de agua residual.

DQO:	Expresa la cantidad de miligramos de oxígeno disuelto requerido para reducir la materia orgánica e inorgánica presente en un litro de agua residual, por medios químicos.
Desnitrificación:	Mecanismo dentro del ciclo de nitrógeno mediante el cual las bacterias presentes en el agua residual reducen los nitratos a nitritos y estos a su vez en gas nitrógeno.
Efluente:	Corriente de agua que ingresa a un sistema, unidad, proceso o estación depuradora de tratamiento.
Nitrato:	Es un compuesto inorgánico compuesto por un átomo de nitrógeno (N) y tres átomos de oxígeno (O), siendo su nomenclatura (NO ₃). Su presencia puede deberse a actividades antropogénicas o de tipo industrial como fertilizantes y desechos de mataderos.
Nitrito:	Es un radical univalente compuesto por un átomo de nitrógeno (N) y dos átomos de oxígeno (O), siendo su nomenclatura (NO ₂). Su presencia en el agua es un indicativo de contaminación fecal. Los nitritos en concentraciones elevadas reaccionan en los seres humanos formando aminas y amidas secundarias y terciarias

formando nitrosas aminas de alto poder cancerígeno y tóxico.

Nitrógeno amoniacal:

Es un compuesto químico de nitrógeno cuya fórmula química es (NH₃). Es el producto natural de descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados. En el agua puede aparecer en fórmula molecular o como ion amonio dependiendo del potencial de hidrógeno. Su presencia en el agua puede ser por descargas de agua industrial, fertilizantes o descomposición de productos nitrogenados orgánicos.

Nutrientes:

Elementos presentes en el agua residual que son utilizados en los procesos metabólicos de la flora acuática, siendo los principales el nitrógeno y el fósforo.

Oxígeno disuelto:

Concentración de oxígeno molecular (O₂) que se encuentra disuelto en el agua.

Radiación:

Variable meteorológica que mide el flujo de energía que recibimos del sol en forma de ondas electromagnéticas.

Patógeno:

Es un elemento capaz de producir enfermedades a los seres vivos.

Trifosfato de adenosina: Nucleótido requerido en la obtención de energía celular. Se produce durante la respiración celular y foto respiración.

RESUMEN

La eutrofización de los recursos hídricos es un problema ambiental y social que ha adquirido importancia por los efectos que esta tiene en los cuerpos hídricos y el entorno del mismo.

Estos procesos de eutrofización de los recursos hídricos no son nuevos, ya que desde el año 2001, el Comité del Medio Ambiente Lacustre Internacional (ILEC) ya señalaba como “uno de los problemas principales en los lagos la eutrofización causada por el ingreso de nutrientes de las aguas residuales que eran vertidas a estos cuerpos de agua, provenientes de industrias, viviendas y carreteras” (United Nations Environment Programme, 2014).

La eutrofización de un cuerpo de agua principalmente se atribuye, según Nixon (1995) citado por Peña, Palacios y Ospina (2005) al “aumento de la presencia de materia orgánica por un aumento de nutrientes que conlleva un incremento en la producción primaria del sistema” (pág. 64).

La eutrofización reduce la penetración de la luz en la profundidad de los cuerpos de agua, lo que genera condiciones propias para el desarrollo de cianobacterias que incrementan la reducción de luz e incluso pueden llegar a generar toxinas dañinas para los consumidores del recurso hídrico.

Los sedimentos del fondo de los cuerpos de agua afectados por eutrofización y la poca penetración de la luz, propician condiciones anóxicas que consumen el oxígeno en el fondo del cuerpo de agua, lo cual provoca la pérdida de fauna del mismo.

Este deterioro tiene como consecuencia, la falta de aprovechamiento del recurso hídrico afectando las actividades de turismo, pesca, recreación, navegación y suministro de agua, arriesgando el desarrollo sostenible de las poblaciones que dependen de este tipo de actividades económicas.

El impacto que genera la eutrofización, ha motivado el desarrollo de procesos de investigación, con el objetivo de buscar opciones tecnológicas que permitan reducir la presencia de fósforo y nitrógeno en las descargas de agua residual. Estos estudios han dado como resultado, el desarrollo de tecnologías de tratamiento terciario a base de procesos químicos y otros de tipo biológico como la combinación de tratamiento aerobio-anóxico o lagunas de estabilización de tipo terciario.

Los desarrollos tecnológicos para reducir los niveles de fósforo y nitrógeno han tenido resultados bastante favorables, sin embargo estos solo han podido ser implementados en países desarrollados, ya que los mismos demandan costos de operación muy elevados (productos químicos, energía eléctrica para operar aireadores o recirculación, contratación de profesionales y laboratorios para control de procesos), que en países en vías de desarrollo o pobres no son económicamente factibles sostener.

Por lo indicado, existe interés en los países en vías de desarrollo por continuar con procesos de investigación a efecto de contar con tecnologías de remoción de nutrientes en aguas residuales que puedan implementarse con costos bajos de operación, que requieran un mínimo de control operativo y que demanden poca área superficial para su construcción, siendo éste uno de los objetivos del presente trabajo de investigación, en el cual se busca analizar la factibilidad de aprovechar procesos de fitorremediación con algas clorofitas que

cumplan con estos criterios, a partir de agua residual proveniente de estaciones depuradoras de tipo aerobio de uso común en estos países.

La aplicación de la fitorremediación en aguas residuales no es un concepto nuevo, ya que se han realizado diversos estudios en países como: Estados Unidos, España, Alemania, India, Inglaterra, Egipto y Corea del Sur, y a nivel de América Latina, en México, Colombia y Venezuela.

Estos estudios han tenido resultados bastante alentadores en cuanto al nivel de absorción de nutrientes, habiéndose identificado que “las algas clorofitas tienen una capacidad muy buena de absorción de nitrógeno y fósforo” (Sriram y Seenivasan, 2012, pág. 10); sin embargo, estos estudios no pueden ser conclusivos, dado que se han realizado en condiciones controladas de crecimiento y realizando la inoculación de cepas de algas previamente adaptadas a aguas residuales artificiales.

Por lo anterior, aún no se tiene información relevante que permita establecer la factibilidad de alcanzar niveles de remoción de nutrientes aceptables en cultivos que se desarrollen en forma natural en aguas residuales no artificiales, y cómo las concentraciones de nutrientes iniciales pudieran afectar la eficiencia de estos procesos de fitorremediación.

Dentro de las especies de algas clorofitas que se han investigado para reducir los nutrientes en aguas residuales, se pueden mencionar la *Chlorella sp.*, *Chlorella sorokiniana*, *Chlorella vulgaris* y *Scenedesmus*.

La utilización de algas clorofitas no solo ha revestido interés en el tema de aguas residuales, ya que “su mayor avance investigativo se ha centrado en el aprovechamiento de la biomasa que puede generarse de esta especie de alga

para procesos alimenticios, extracción de compuestos químicos y pigmentos” (Salazar González, 2009, pág. 18), y como “biocombustible y métodos de captura de CO₂” (Smith, 2012, pág. 9).

Según lo expresado por Cho, Luong, Lee, Oh y Lee (2011), el “uso de algas clorofitas en el tratamiento de aguas residuales con miras a remover nutrientes podría ser un proceso que busque mejorar los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales” (pág. 6), sin embargo, la utilización de reactores que utilicen la fitorremediación con algas clorofitas con el doble propósito de remover nutrientes y de contribuir a reducir los procesos de eutrofización en recursos hídricos aún es una materia pendiente.

Este estudio, se enmarca dentro de las líneas de investigación del Doctorado en Cambio Climático y Sostenibilidad de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de San Carlos de Guatemala, enfocándose en la Gestión Integrada del Recurso Hídrico como estrategia de adaptación al cambio climático dentro de un entorno de sostenibilidad, al buscar reducir el impacto que genera el desarrollo urbano sobre la disponibilidad del recurso hídrico que es necesario conservar para enfrentar los efectos del cambio climático en los países en desarrollo.

Durante la primera etapa del estudio, se buscó sustentar conceptos que han sido planteados en estudios realizados en otros países, donde condiciones climáticas como la radiación solar pudiera marcar diferencias en relación a las condiciones climáticas de la zona tropical donde no se han realizado investigaciones para el aprovechamiento de los procesos de fitorremediación con clorofitas.

Las condiciones que se evaluaron fueron la tasa de máxima producción de biomasa, el tiempo de producción de biomasa y la presencia de algas clorofitas en aguas residuales.

El trabajo de investigación utilizó el agua residual del efluente de la estación de depuración de agua residual de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria (ERIS) y de la Universidad de San Carlos de Guatemala (USAC), sistemas seleccionados con base en los criterios preestablecidos para el desarrollo del estudio tales como la existencia de información histórica de calidad de agua del ingreso y salida de la depuradora, información climática del área de influencia, y una operación aceptable de la misma.

Los datos históricos de los parámetros de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Sólidos Suspendidos (SS) del efluente de las estaciones depuradoras seleccionadas, fueron sometidos a pruebas de normalidad de Shapiro Wilk, con el objetivo de establecer la viabilidad de aplicación de pruebas paramétricas a dichos datos. Como resultado de este análisis, se concluyó con un 95 % de confianza que los registros de calidad de agua de las estaciones depuradoras seleccionadas presentan un comportamiento normal.

Un hallazgo encontrado en esta primera fase de la investigación, es el hecho de realizar el análisis Estadístico unificando el historial de calidad de agua de ambos sistemas de tratamiento, la condición de normalidad de la muestra no se cumplía, por lo que se optó por separar el análisis Estadístico por sistema de tratamiento, cumpliéndose en esta condición la normalidad de datos, y respaldado con el análisis de igualdad de medias realizado, con lo cual se imponía una condición de análisis separado para cada estación depuradora.

Con los datos históricos de DBO₅, DQO y SS, se logró concluir con un 95 % de confianza, que el agua residual de los dos sistemas de tratamiento seleccionados es agua residual de tipo doméstica, dado que el análisis de medias permitió establecer que la media de los datos históricos se encuentran dentro del rango que bibliografías especializadas en agua residual otorgan al agua residual de tipo doméstico.

Otra variable analizada con el objetivo de establecer su incorporación dentro del proceso de investigación, fue la radiación solar, analizándose los registros de diez y ocho años de la estación hidrométrica del Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología (INSIVUMEH), obteniéndose a través de procesos Estadísticos que no existe variabilidad significativa en los datos de radiación solar que puedan influir en el estudio realizado, por lo que se determinó distribuir la muestra representativa del estudio en los 365 días del año.

La muestra representativa del estudio se conformó por 30 muestras puntuales del efluente de agua residual de los filtros percoladores de las estaciones depuradoras seleccionadas, otorgándosele a cada muestra un tiempo de desarrollo celular de 14 días. En cada muestra se determinó el color inicial y el color a los 14 días de cultivo en condiciones de cultivo tipo Bath.

El estudio colorimétrico de comportamiento de color en las muestras obtenidas de los efluentes de filtros percoladores, permitió identificar que el valor máximo de color se alcanzó en el día nueve para la estación depuradora de la USAC y en el día ocho para la estación depuradora de ERIS.

Estas diferencias encontradas, podrían atribuirse a las diferencias operativas encontradas en la estación depuradora de ERIS, donde los tiempos

de retención son mayores a los que presenta la depuradora de la USAC, así como a la calidad de agua del efluente de cada depuradora.

El tiempo de máximo crecimiento de biomasa asociado al valor máximo de color obtenido, se localiza dentro del rango de crecimiento máximo de biomasa encontrado en estudios realizados por Moreno (2008), Wang (2009), Smith (2012), Fathi (2013), y Domínguez y otros (2013), por lo que se considera que las diferencias de radiación solar entre los países donde se realizaron estos estudios y la zona tropical donde se plantea este estudio no inciden significativamente siempre y cuando el cultivo de algas se realice en condiciones no controladas.

De forma paralela a la identificación de la máxima producción de biomasa en el agua residual de ambas plantas de tratamiento, se realizó la caracterización del fitoplancton, para lo cual se tomaron las muestras del día séptimo para identificar la presencia o ausencia de algas clorofitas en el agua residual captada, encontrándose con un 95 % de certeza que en el agua residual de tipo doméstica de ambos sistemas de tratamiento, es viable el desarrollo de cultivos de algas clorofitas de forma natural (sin inoculación y control de condiciones de intensidad solar y CO₂).

A través del presente estudio, ha quedado estadísticamente respaldado, que en las aguas residuales de tipo doméstico en la región tropical se pueden desarrollar de forma natural algas clorofitas de la especie *Chlorella* y *Scenedesmus*.

De acuerdo a los resultados obtenidos, la presencia mayoritaria de algas clorofitas de la especie *Scenedesmus*, puede estar atribuida a la presencia de procesos de tipo anaerobio o anóxicos en los sistemas de tratamiento, mientras que la presencia mayoritaria de algas clorofitas de la especie *Chlorella* podría

estar relacionada con el desarrollo de procesos de tratamiento de tipo aerobio, siendo consistente con lo encontrado por Ruiz Marín (2009), quien indicó que “el crecimiento de las algas puede variar por condiciones de temperatura y composición del medio” (pág. 60), por lo tanto, en este caso la composición del medio el elemento diferenciador que pudiera marcar la presencia mayoritaria de una y otra especie de alga clorofita en el agua residual de las estaciones depuradoras.

En relación a la densidad de fitoplancton del alga *Chlorella*, para el agua residual proveniente de los filtros percoladores de la estación depuradora de la USAC, se obtuvo un valor de 1.20×10^5 células por mililitro; mientras que para la depuradora de la ERIS fue de 1.96×10^4 células por mililitro, fue significativamente diferentes estos valores entre las dos plantas de tratamiento evaluadas.

La densidad celular de la especie de alga *Scenedesmus* en la estación depuradora de la USAC fue de 2.86×10^3 células por mililitro, y para la estación depuradora de ERIS fue de 1.05×10^5 células por mililitro. Estos valores encontrados, presentan diferencias significativas en relación a los resultados obtenidos por Ruiz (2009) y Chacón (2004), confirmándose con ello, lo indicado por Hernández (2014) citando a Park (2011), quienes indican que “muchos factores están involucrados en el crecimiento y composición de especies de microalgas y sus capacidades depuradoras, recomendando que sus capacidades sean verificadas bajo condiciones ambientales locales” (Hernández Pérez y Labbé, 2014, pág. 160) citando a (Park *et al.* 2011, Rawat *et al.* 2011).

Luego de identificar la presencia de algas clorofitas en el agua residual proveniente de filtros percoladores, se procedió a determinar si estas generan remoción de nutrientes, midiéndose para ello el nivel de nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal y fosfato en el día cero y en el día siete, encontrándose

diferencias significativas entre los niveles de remoción de cada parámetro evaluado para cada estación depuradora, por lo que se concluye que las algas identificadas si remueven nutrientes presentes en el agua residual de los efluentes de filtros percoladores.

A través de la aplicación de la prueba *t de student* para muestras relacionadas, entre los valores iniciales (día 0) y los valores finales (día 7) de cada parámetro analizado, se demostró para la estación depuradora de la USAC que las concentraciones de nitrito, nitrato y fosfato cambian significativamente en función del tiempo de retención, no así la concentración de nitrógeno amoniacal, la cual no reportó cambios significativos.

Para la estación depuradora de ERIS, se observaron diferencias significativas entre las concentraciones iniciales y finales de los cuatro parámetros evaluados (nitrito, nitrato, nitrógeno amoniacal y fosfato), por lo que el tiempo de retención también ejerce un efecto significativo en esta variación.

La media de la concentración de nitrito en las muestras provenientes del filtro percolador de la planta de tratamiento de la USAC presentó un incremento significativo equivalente a 277.17 %, el nitrato una reducción equivalente a 55.16 %, el nitrógeno amoniacal un leve incremento equivalente a 3.22 %, el cual no es significativo de acuerdo al análisis de significancia realizado, y el fosfato presentó una reducción significativa equivalente a 26.39 %.

En la estación depuradora de la ERIS, la concentración de nitrito presentó un incremento significativo de 546.94 %, el nitrato una reducción equivalente a 31.54 %, el nitrógeno amoniacal se incrementó en un 56.47 %, y el fosfato se redujo en 27.83 %.

Se identificó que el valor medio de la concentración de nitritos (NO_2^-), en la estación depuradora de la ERIS se duplica en relación a los datos obtenidos para la estación depuradora de la USAC. En el caso del nitrato (NO_3^-), se aprecia una mayor reducción en la depuradora de la USAC, en relación al valor residual obtenido en depuradora de la ERIS. El nitrógeno amoniacal (NH_3^- -N) muestra para los datos de la estación depuradora de la ERIS un incremento, mientras que para la estación depuradora de la USAC, no se presenta variación alguna.

En relación al comportamiento de la concentración de fosfato (PO_4^{3-}), se observa un comportamiento similar para ambas estaciones depuradoras con remociones promedio de 26 a 27 por ciento.

Los resultados obtenidos, muestran diferencias significativas con otros estudios similares realizados por Wang (2010) citado por (Hernández Pérez y Labbé, 2014, pág. 163), quien reportó remociones de 100 % para amonio y 62.5 % para fósforo, lo cual puede ser atribuido al desarrollo de estos estudios bajo condiciones controladas en laboratorio.

Del análisis de experimentos, se llegó a definir cuatro modelos de predicción de concentración de nutrientes, de los cuales únicamente el modelo de fosfato obtiene un valor bastante aceptable de predicción de comportamiento.

El modelo para fosfato propuesto incluye las variables de concentración inicial de nitrógeno amoniacal, fosfato, nitrato y nitrito, dado que las cuatro variables tienen un efecto significativo desde el punto de vista Estadístico sobre la concentración inicial de fosfato. Este modelo explicaría un 96.55 % la variabilidad del fosfato inicial en cultivos mixtos (algas con bacterias) de alga *Chlorella*, siendo el modelo propuesto el siguiente:

$$(\text{PO}_4^{-3})_f = (-62.642) + 0.986 (\text{NH}_3^-)_i + 0.772 (\text{PO}_4^{-3})_i + 0.628 (\text{NO}_3^-)_i - 9.370 (\text{NO}_2^-)_i$$

Donde $(\text{PO}_4^{-3})_f$ corresponde a la concentración en miligramos por litro de fosfato final esperada, luego de siete días de cultivo de algas *Chlorella*, $(\text{NH}_3^-)_i$ es la concentración de nitrógeno amoniacal inicial, $(\text{PO}_4^{-3})_i$ es la concentración de fosfato inicial, $(\text{NO}_3^-)_i$ es la concentración de nitrato inicial y $(\text{NO}_2^-)_i$ es la concentración de nitrito inicial, todos en miligramos por litro.

Este modelo se limita a los rangos de concentración de nitrógeno amoniacal inicial entre 0.78 y 13.57 miligramos por litro, fosfato inicial entre 19 y 204 miligramos por litro, nitratos entre 76 y 116 miligramos por litro y nitrito entre 0.1 y 1.55 miligramos por litro.

Luego de aplicar el modelo determinado en este estudio, en concentraciones que se encuentran dentro de este rango, se obtuvo una predicción de remoción promedio teórica de fosfato en la estación depuradora de ERIS del 20 % y para la estación depuradora de la USAC de 34 %, encontrándose dentro del rango promedio determinado en este estudio.

Es importante indicar que los porcentajes de remoción de fosfato obtenidos en este estudio con la aplicación de esquemas de fitorremediación con algas clorofitas de la especie *Chlorella*, logran eficiencias que pueden ser obtenidas con otros sistemas de remoción de nutrientes, por lo que la alternativa de fitorremediación con algas clorofitas debe seguir investigándose en países en vías de desarrollo para lograr su implementación a nivel de biorreactores que puedan colocarse en la salida de los sistemas de tratamiento aerobio secundario

de las estaciones depuradoras, con el objetivo de reducir el nivel de nutrientes presentes en el agua residual, para evitar la eutrofización de los cuerpos hídricos que reciben esta agua residual tratada.

Se recomienda continuar con los procesos de investigación que permitan ajustar el modelo de predicción aquí presentado, incorporando otras variables predictores como la materia orgánica, pH y Oxígeno Disuelto; asimismo impulsar una línea de investigación que permita establecer la viabilidad del aprovechamiento de la biomasa generada en este tipo de reactores, para la producción de biocombustibles, realizando alianzas con otros centros de investigación de otros países que ya están desarrollando investigaciones en esta temática.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El cambio climático evidencia impactos severos en el acceso al agua, lo cual obliga a buscar soluciones que permitan resguardar los recursos hídricos existentes a efecto que los seres humanos logren mantener condiciones de vida apropiada para su desarrollo. Sin embargo, cuando se analizan las condiciones de desarrollo de las poblaciones en vías de desarrollo, preocupa las pocas acciones que se realizan para la protección de sus recursos hídricos y con ello evitar las crisis de acceso al agua que se pudiera generar a consecuencia del cambio climático.

Dentro de esta problemática, se puede observar cómo el desarrollo urbano de las poblaciones ha concentrado la generación de desechos sólidos, los cuales son depositados sin ningún tipo de control en ríos y lagos, los cuales se ven afectados en su calidad por este tipo de contaminación.

Las áreas urbanas en su proceso de crecimiento demandan un mayor acceso a volúmenes de agua que son utilizados como elemento solvente de los distintos desechos líquidos que se generan dentro de ella. Estos desechos líquidos son recolectados en sistemas de drenajes, trasladándose a estaciones depuradoras de agua residual que han sido diseñadas para remover materia orgánica sin poner atención a otros elementos que pueden generar problemas ambientales a los recursos hídricos que reciben estos desechos líquidos.

Cada vez es más notorio observar descargas de sistemas de depuración de aguas residuales que descargan altos contenidos de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno en los cuerpos de agua, evidenciándose un deterioro

significativo en éstos al sobrepasar su capacidad de autodepuración, iniciándose en ellos procesos de eutrofización que pueden conllevar a la pérdida total del recurso hídrico afectado.

Los nutrientes que contienen las aguas residuales que provienen de las estaciones depuradoras, son un elemento esencial para el metabolismo de las algas, las cuales al desarrollarse en exceso, interfieren en el paso de la radiación solar a las partes más profundas de los cuerpos de agua, generando con ello una serie de modificaciones en los procesos ecológicos que de forma natural se presentan en este tipo de recursos.

La materia orgánica y el nitrógeno potencian el desarrollo de bacterias que consumen oxígeno para sus procesos metabólicos, agotando de esta forma el oxígeno molecular presente en el agua, reduciendo con ello el oxígeno necesario para mantener la ecología del recurso hídrico, visibilizándose este efecto en la muerte de peces y otras especies nativas.

Otro elemento detonante de los mecanismos de eutrofización es la erosión de suelos con altos contenidos de nutrientes. En las zonas altas de montaña donde se realizan actividades agrícolas se utilizan agroquímicos con altos contenidos de fósforo y nitrógeno que son transferidos a los suelos. Derivado de la deforestación, expansión de las urbes, así como de las condiciones de desastres naturales se generan procesos de desestabilización de taludes, provocando la erosión y traslado de suelos hacia ríos y lagos.

La eutrofización genera un impacto negativo en la disponibilidad de agua potable, dado que los cuerpos de agua eutrofizados pueden presentar presencia de toxinas generadas por la proliferación de algunos tipos de cianobacterias, lo

que genera impactos en la salud de los usuarios e inhabilita este recurso para consumo humano.

La proliferación de algas en los cuerpos de agua, también puede generar un rechazo a la presencia de turistas, por lo que se pueden ver afectados los ingresos y sostenibilidad económica de las poblaciones que dependen de los ingresos que pueden generarse a través del turismo y la pesca.

A nivel ambiental, la eutrofización genera cambios significativos en los cuerpos de agua afectados, tales como el crecimiento de especies invasivas como cianobacterias y muerte de peces autóctonos.

Dados los efectos que genera la eutrofización, ha sido de mucho interés la búsqueda de opciones tecnológicas que eviten que los recursos hídricos entren en procesos de descomposición eutrófica por la incorporación de nutrientes que provengan de las aguas residuales de las estaciones depuradoras, por lo que se han generado una serie de investigaciones que han logrado desarrollar tecnologías de depuración con muy buenos resultados, pero con costos operativos elevados como la coagulación, la nitrificación-desnitrificación, y otros que son de bajo costo operativo, pero que requieren grandes extensiones de terreno como los humedales y lagunas de estabilización.

De esta cuenta, se hace necesario el desarrollo de procesos de depuración de aguas residuales para remover nutrientes, que sean más amigables a los países en vías de desarrollo, contemplando reducir los costos operativos para asegurar su sostenibilidad, así como el aprovechamiento del limitado terreno que en muchas oportunidades se tiene en las cercanías de los cuerpos de agua.

Una opción que podría desarrollarse es la fitorremediación, proceso en el cual se buscaría aprovechar las características que presenta el agua residual para auto depurarse, para lo cual podría aprovecharse la simbiosis entre las algas clorofitas y las bacterias que utilicen los nutrientes presentes en el agua para su crecimiento, con lo cual se podría reducir la presencia de estos elementos, contribuyendo con ello a reducir el impacto del agua residual en los procesos de eutrofización de los recursos hídricos que las reciben.

La fitorremediación con algas clorofitas, es un mecanismo que viene investigándose en los últimos 10 años, quedando evidenciado en diversos estudios que las algas clorofitas absorben los nutrientes de forma adecuada. Sin embargo, todos los estudios revisados se han desarrollado en condiciones controladas, tales como aguas residuales artificiales, inoculación de cepas de algas en aguas residuales naturales y controlando variables de radiación solar así como concentraciones de nutrientes para alimentar las colonias de algas desarrolladas.

A partir de este planteamiento, se formulan las siguientes preguntas de investigación:

Pregunta principal

¿Cuáles son los modelos que permiten determinar el efecto de mitigación de la eutrofización generada por el efluente de estaciones depuradoras que utilizan procesos de fitorremediación con algas clorofitas para absorber nutrientes?

Preguntas secundarias

1. ¿Cuál es el período de retención celular necesario para desarrollar procesos de fitorremediación de nutrientes en el efluente de estaciones depuradoras con filtros percoladores?
2. ¿Cuál es el comportamiento de algas clorofitas relacionadas con la absorción de nutrientes del agua residual de los efluentes de las estaciones depuradoras con filtros percoladores?
3. ¿Cuál es el comportamiento de las concentraciones de nutrientes residuales en procesos de fitorremediación en estaciones depuradoras con filtros percoladores en relación a estudios a nivel de laboratorio?
4. ¿Cuál es el nivel de correlación entre las concentraciones iniciales de nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos y fosfatos, y la absorción de estas concentraciones al aplicar procesos de fitorremediación de nutrientes en el efluente de estaciones depuradoras con filtros percoladores?
5. ¿Cuál será la relación que muestre el impacto en la mitigación de los procesos de eutrofización de los recursos hídricos al aplicar procesos de fitorremediación de nutrientes en el efluente de estaciones depuradoras con filtros percoladores?

OBJETIVOS

General

Formular modelos de regresión múltiple que permitan determinar el efecto de mitigación de la eutrofización generada por el efluente de estaciones depuradoras que utilizan procesos de fitorremediación con algas clorofitas para absorber nutrientes.

Específicos

1. Definir a través de comparación colorimétrica el período de retención celular necesario para desarrollar procesos de fitorremediación de nutrientes en el efluente de estaciones depuradoras con filtros percoladores.
2. Categorizar a través de microscopía óptica el fitoplancton del efluente de estaciones depuradoras con filtros percoladores, relacionado con la absorción de nutrientes en aguas residuales.
3. Contrastar la concentración de nutrientes residuales logrados en procesos de fitorremediación en estaciones depuradoras, con filtros percoladores, con los niveles de remoción alcanzados en estudios realizados a nivel de laboratorio.
4. Determinar a través de pruebas de Anova multivariable la correlación entre las concentraciones iniciales de nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos y

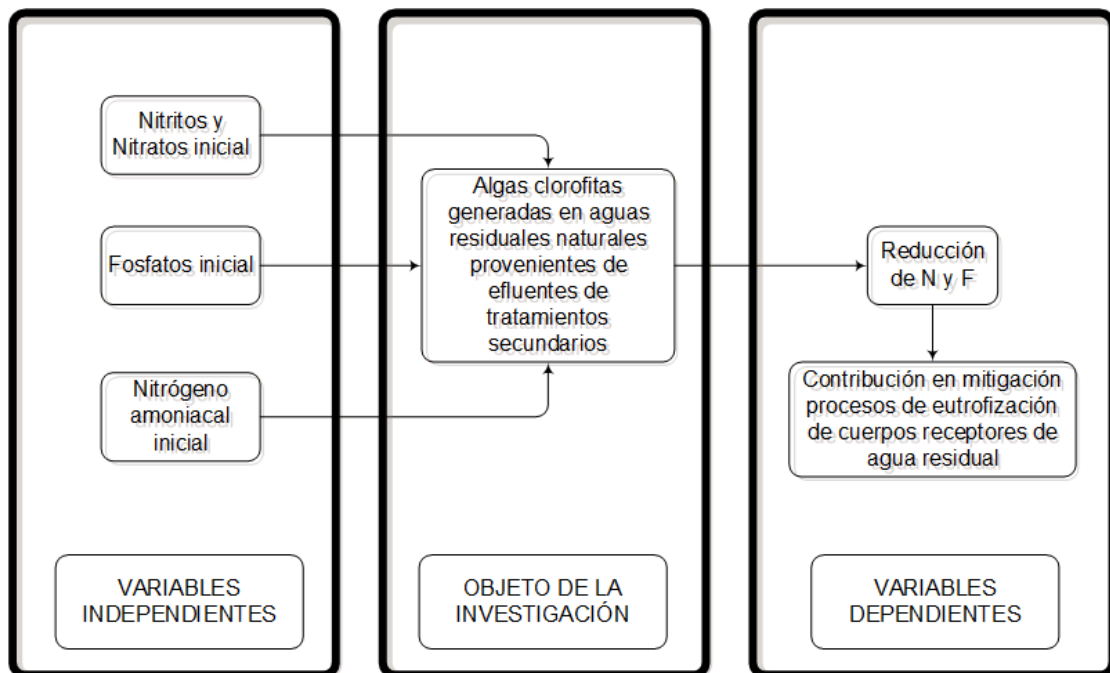
fosfatos, sobre el nivel de absorción de estas concentraciones al aplicar procesos de fitorremediación de nutrientes con algas clorofitas en el efluente de estaciones depuradoras con filtros percoladores.

5. Desarrollar modelos de regresión múltiple que expliquen el impacto en la mitigación de los procesos de eutrofización de los recursos hídricos al aplicar procesos de fitorremediación de nutrientes en el efluente de estaciones depuradoras con filtros percoladores.

HIPÓTESIS

A través de la aplicación de modelos de regresión múltiple es posible determinar el comportamiento de la concentración de nutrientes en los procesos de fitorremediación de algas clorofitas que permitan mitigar los procesos de eutrofización de los cuerpos receptores.

Para comprobar esta hipótesis, se ha planteado como variables independientes la concentración de nitrógeno inicial como nitrito, nitrato y nitrógeno amoniacal y la concentración de fósforo inicial como fosfato.



Identificación de variables para el planteamiento de la hipótesis

Como variables dependientes se plantean las concentraciones finales de nitrito, nitrato, nitrógeno amoniacal y fosfato, considerando que estas estarían relacionadas en función de sus concentraciones iniciales y como cada una de estas puede verse afectada en función de la absorción que pueda lograrse en un cultivo de algas clorofitas.

Es importante resaltar en este punto, que los nutrientes tienen un efecto significativo sobre los procesos de eutrofización, por lo que al lograrse reducciones de nutrientes utilizando cultivos mixtos de algas clorofitas se mitigaría los efectos de eutrofización generados por la descarga de agua residual tratada con concentraciones de nutrientes.

ALCANCE Y LIMITACIONES

El estudio se realizó en agua residual proveniente del efluente de filtros percoladores, siendo estos un tratamiento biológico de tipo aerobio. Los procesos de depuración seleccionados utilizan un tratamiento físico para remoción de sólidos suspendidos y tratamiento secundario biológico aerobio. El agua residual utilizada no tuvo procesos de tratamiento de tipo biológico anaerobio.

El agua residual utilizada responde a características típicas de agua de origen doméstico, encontrándose dentro de los rangos recomendados por bibliografía especializada en tratamiento de agua residual.

El desarrollo de algas se dio en condiciones no controladas en discontinuo (batch) y sin inoculación de especies, en un ambiente natural en el que se realiza la simbiosis de las algas con otros organismos presentes en el agua residual.

Las condiciones de radiación y temperatura ambiente en las que se realizó el estudio, corresponden a la radiación promedio de la ciudad de Guatemala. El estudio se centró en el comportamiento de nitritos, nitratos, fosfatos y nitrógeno amoniacal exclusivamente.

INTRODUCCIÓN

De acuerdo a publicaciones del IARNA, en Guatemala, entre el año 2007 y 2010 se habían “destinado más de veinte mil millones de metros cúbicos de agua al año para usos consuntivos y no consuntivos, representando esto un 20% aproximadamente de la oferta hídrica disponible que se estima en 90,000 millones de metros cúbicos de agua” (Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente de la Universidad Rafael Landívar de Guatemala, 2012, pág. 136).

Es importante evidenciar que a pesar de esta disponibilidad del recurso, el agua se torna cada día más escasa, debido principalmente a su distribución espacial en relación a su cercanía con los centros poblados, áreas de desarrollo agroindustrial e industrial y al deterioro de la calidad de la misma por condiciones antropogénicas o climáticas.

Bates, Kundzewicz, Wu y Palutikof (2008) indican que:

Variaciones climáticas tienen un efecto inmediato en la calidad del agua, dado que una reducción de la escorrentía superficial (consecuencia de la modificación de los patrones de lluvia), implica una menor posibilidad de dilución de las aguas residuales que se descargan en los ríos, como consecuencia, se incrementa la demanda bioquímica de oxígeno con su consecuente reducción de la fauna acuática (pág. 75).

Asimismo, la reducción de la precipitación implica una reducción en los caudales de los ríos, que conlleva a tener menos agua disponible para atender la demanda que requiere el desarrollo humano, lo cual debería obligar a pensar en desarrollar medidas de mitigación que permitan incrementar el acceso a

recursos hídricos que presenten un menor grado de polución, razón por la cual se indica que “en el sector de recursos hídricos deben tomarse una serie de acciones tendientes a asegurar la oferta de agua para la población y los diferentes usos” (Echeverría Bonilla, 2011, pág. 79).

Los procesos de eutrofización tienen efectos negativos no solo sobre los cuerpos de agua afectados, sino en el entorno del mismo. El Comité del Medio Ambiente Lacustre Internacional (ILEC), y el Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente (PNUMA), publicaron en el año 2001, el “Estudio del estado de los lagos del mundo”, en el cual sobre la base del análisis de 217 lagos identificaron seis problemas ambientales relacionados al recurso hídrico, resaltando entre estos “el problema de la eutrofización causada por el ingreso de nutrientes (nitrógeno y fósforo), como consecuencia de las descargas de agua residual de industrias, viviendas y carreteras” (The International Environment Technology Centre (IETC) and the International Lake Environment Committee Foundation (ILEC), 2001, pág. 8).

La eutrofización desarrolla un crecimiento en exceso de fitoplancton que altera la calidad del agua y la cadena trófica, lo que sustituye y reduce los ecosistemas nativos por especies oportunistas que modifican la ecología del recurso hídrico afectado, inutilizándolo para actividades recreativas y de suministro de agua para las poblaciones.

Los efectos de la eutrofización sobre los recursos hídricos, ha motivado la investigación de tecnologías de tratamiento para reducir las concentraciones de nitrógeno y fósforo presentes en las descargas de aguas residuales, habiéndose desarrollado tecnologías que utilizan químicos como la coagulación, y tecnologías que utilizan la propia biología del agua, a través de mecanismos aerobios, anóxicos y anaerobios.

Estas tecnologías, a pesar de lograr reducciones adecuadas, presentan inconvenientes tales como el costo de operación y mantenimiento al tener que depender de productos químicos para el proceso (caso coagulación), o disponer de áreas considerables (caso de lagunas terciarias), así como la generación de subproductos (lodos).

Estos inconvenientes han permitido explorar otras opciones, dentro de las cuales se investiga la fitorremediación con algas clorofitas, la cual aprovecharía la necesidad que tienen este tipo de algas de absorber nutrientes para su crecimiento y con ello reducir los niveles de nitrógeno y fósforo en los efluentes de las depuradoras.

Algunas especies de algas clorofitas “se han investigado dentro del concepto de fitorremediación de agua residual son la *Chlorella sp.*, *Chlorella sorokiniana*, *Chlorella vulgaris*, y *Scenedesmus*, las cuales se han producido en cultivos individuales, mixtos e inmovilizados” (Sriram y Seenivasan, 2012, pág. 10).

El desarrollo de cultivos de algas clorofitas representa “una fuente potencial del empleo de la biomasa obtenida como alimento, extracción de compuestos químicos y pigmentos” (Salazar González, 2009, pág. 18).

Este estudio analiza a través de modelos de regresión múltiple, el comportamiento de las concentraciones de nutrientes en los procesos de fitorremediación de algas clorofitas para mitigar la eutrofización de los recursos hídricos que reciben el agua residual de las estaciones depuradoras.

Para ello, se categorizó inicialmente a través de microscopía óptica, el fitoplancton desarrollado en el efluente de las estaciones depuradoras con filtros

percoladores. Se puso especial énfasis en el fitoplancton que en estudios realizados en otros países se relaciona con la absorción de nitrógeno y fósforo. Posteriormente, a través de comparación colorimétrica, se determinó el período de retención celular para que se generen procesos de fitorremediación de nutrientes utilizando el agua residual proveniente de estaciones depuradoras con filtros percoladores.

Durante el desarrollo del estudio, se logró contrastar la concentración de nutrientes residuales del proceso de fitorremediación implementado con los niveles de remoción alcanzados en otros estudios.

Finalmente, se desarrolló un estudio experimental factorial fraccionado, con pruebas de ANOVA multivariable que permitió establecer el nivel de correlación entre las concentraciones iniciales de nitrógeno amoniacal, nitrito, nitrato y fosfato sobre el nivel de absorción de estas concentraciones al aplicar procesos de fitorremediación de nutrientes en el efluente de las estaciones depuradoras con filtros percoladores.

1. MARCO TEÓRICO

1.1. Características del agua residual

El agua es un elemento de gran importancia para el ser humano, considerada por muchos como la “base de la vida del planeta tierra”. Según la UNICEF (2014):

La calidad de vida de los seres humanos depende directamente de la calidad del agua, debido a que ésta sustenta la salud de los ecosistemas y el bienestar de las personas, estimando que la calidad del agua genera al año la muerte de más de 1.6 millones de niños (párr.2).

En el reporte del día mundial del agua del año 2010, denominado por Naciones Unidas “Agua limpia para un mundo sano”, se indica que “durante los últimos 50 años, la actividad humana ha provocado la contaminación de los recursos humanos hídricos en una magnitud históricamente sin precedentes” (UN-Water, 2010, pág. 1). En el mismo informe se expresa que “más de 2,500 millones de personas en el mundo viven sin un sistema adecuado de saneamiento”, calculando que “dos millones de toneladas de aguas residuales y otros efluentes son drenados hacia las aguas del mundo, siendo en los países en desarrollo donde estas aguas residuales no reciben un proceso de depuración adecuada” (UN-Water, 2010, pág. 1).

Las actividades antropogénicas impactan la calidad del agua, a través de los efluentes de aguas residuales, aguas pluviales y desechos sólidos. El deterioro de la calidad del agua es observada en el incremento de patógenos,

coliformes fecales y productos químicos persistentes y/o tóxicos de los cuerpos de agua afectados. Esta contaminación “genera brotes de enfermedades gastrointestinales, eutrofización de lagos y ríos, así como proliferación de algas” (Chorus y Bartram, 1999, pág. 18).

De acuerdo a Hernández Muñoz (1998), un curso de agua, se considera contaminado o polucionado, cuando “la composición o el estado de sus aguas son directa o indirectamente modificados por la actividad del hombre, en medida que disminuya la posible utilización de sus aguas para todos o algunos de aquellos fines a los que podrían servir en estado natural” (pág. 1).

Por lo indicado por Hernández (1998), se puede concluir que los niveles de contaminación pueden provocar que un cuerpo de agua deje de ser útil para actividades como la agricultura, la ganadería, industria, pesca, actividades turísticas y recreativas.

En el “deterioro de la calidad del agua intervienen características físicas, químicas y agentes biológicos” (Cubillos, 1996, pág. 19). Entre los contaminantes de tipo físico, se puede mencionar la temperatura, la cual con variaciones superiores a 2°C, puede generar efectos irreversibles en el ambiente acuático, asimismo se encuentran los sólidos suspendidos y el color, los cuales contribuyen a la reducción de la penetración de la luz y de la actividad fotosintética de las algas y las plantas acuáticas.

Los contaminantes químicos se dividen en orgánicos e inorgánicos, encontrándose en el primer grupo los contaminantes orgánicos biodegradables, detergentes y biosidas. Los contaminantes inorgánicos incluyen sales minerales que pueden modificar el ambiente acuático.

Los aportes de nutrientes, se han convertido en los últimos años un problema serio que afecta la vida acuática de los cuerpos que reciben este tipo de agua residual, dado que “estos aportes generan un crecimiento masivo de algas provocando los fenómenos de eutrofización principalmente en lagos” (Hernández Muñoz, 1998, pág. 4).

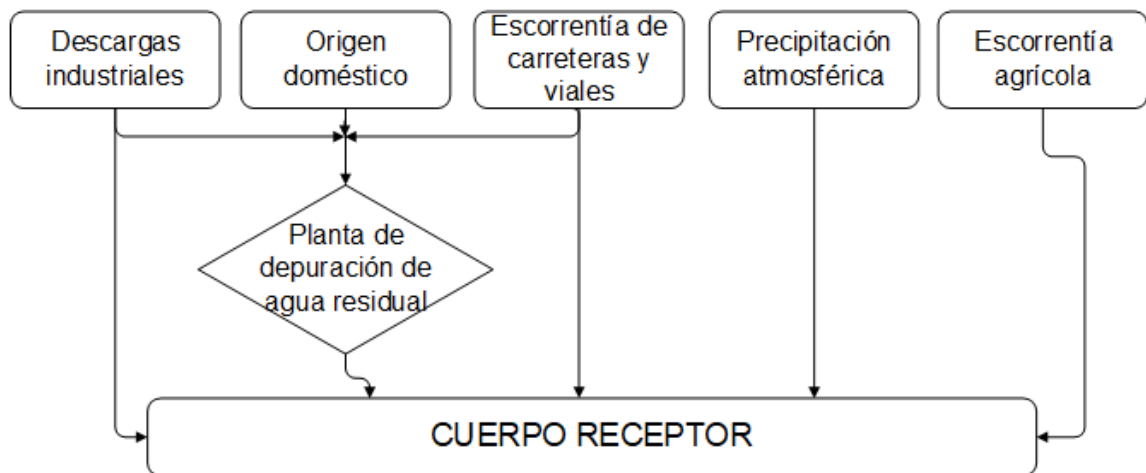


Figura 1. **Aportes de contaminantes en los cuerpos de agua.**

Fuente: adaptado de Bitton (2005, pág. 76).

Finalmente, los contaminantes biológicos son los que mayor preocupación generan en el hombre, debido a que estos pueden transmitir enfermedades endémicas si no se observan prácticas de saneamiento ambiental.

En las aguas residuales domésticas, es posible encontrar algunos elementos que permiten medir el nivel de contaminación presente, siendo estos según Metcalf y Eddy Inc. (1996) “los sólidos en suspensión, la materia orgánica biodegradable, los patógenos, los nutrientes, la materia orgánica refractaria, los metales pesados y los sólidos inorgánicos disueltos” (pág. 56).

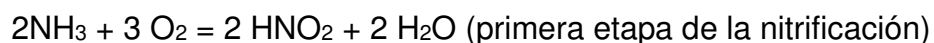
De los elementos indicados en el párrafo anterior, la materia orgánica biodegradable y los nutrientes son relevantes para el presente estudio, dado que según lo explica Metcalf y Eddy Inc. (1996) la primera puede “generar el agotamiento del oxígeno en los cuerpos de agua generando condiciones sépticas, y los segundos en concentraciones elevadas favorecen el crecimiento de algas causantes de los procesos de eutrofización de cuerpos de agua” (pág. 56).

1.2. Ciclo del nitrógeno y del fósforo

El nitrógeno y fósforo son elementos que ejercen una influencia significativa en el desarrollo de protistas y plantas, recibiendo por ello el nombre de “nutrientes o bioestimuladores” (Metcalf y Eddy, Inc., 1996, pág. 97).

1.2.1. El ciclo del nitrógeno

El contenido total en nitrógeno está compuesto por nitrógeno orgánico, amoníaco, nitrito y nitrato. Según indica Hernández (1998) “en las primeras etapas de la fermentación de la materia orgánica nitrogenada por vía aerobia o anaerobia se produce amoniaco y compuestos amoniacales. El ciclo anaerobio da origen a compuestos orgánico olorosos. Por vía aerobia el amoniaco (NH_3) se nitrifica pasando a nitritos (NO_2) y nitratos (NO_3) en dos etapas sucesivas. Por la acción de nitroso monas y nitrosococcus pasa el amoniaco a nitritos” (pág. 105).



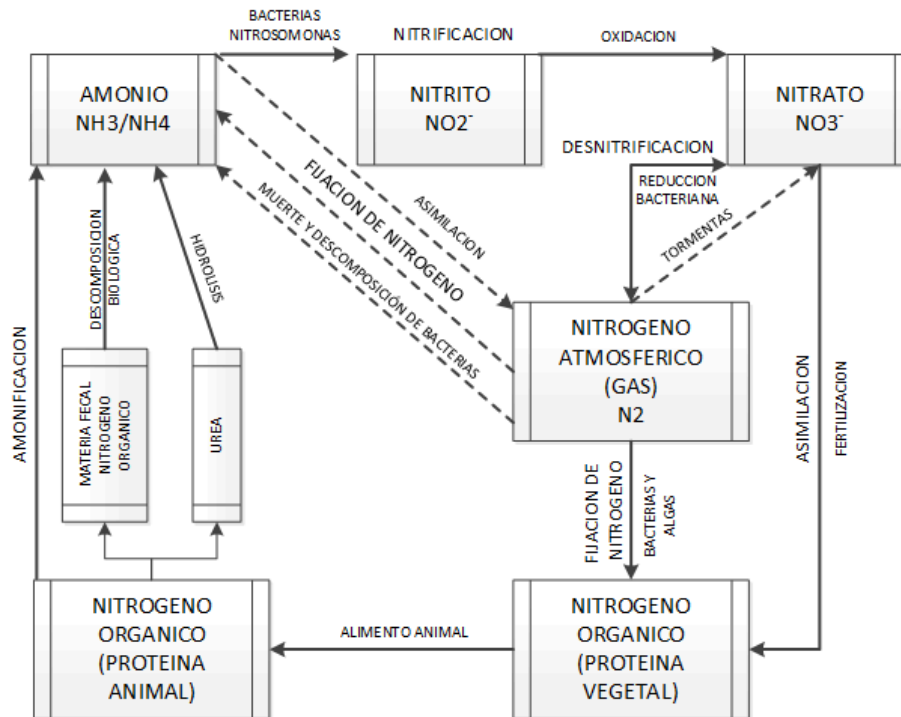


Figura 2. **Ciclo del nitrógeno**

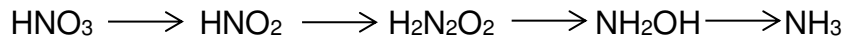
Fuente: adaptado de Barnes y Bliss (1983).

Los nitritos pueden nuevamente ser convertidos en nitratos por la acción de bacterias nitrobáctera, cumpliéndose de esta forma el ciclo del nitrógeno, el cual proporciona nitratos que pueden ser asimilados por las plantas para formar proteínas.



Este mismo proceso de conversión del amoniaco a nitrato, puede darse en sentido inverso, convirtiendo los “nitratos a nitritos y los nitritos a amoniaco, óxido nitroso y nitrógeno, conociéndose este proceso como desnitrificación, en el cual debe existir materia orgánica carbonatada y pequeñas concentraciones de

oxígeno generado por la acción de bacterias reductoras” (Hernández Muñoz, 1998, pág. 105) .



1.2.2. El ciclo del fósforo

El fósforo es uno de los nutrientes importantes que pueden estar presentes en los cuerpos de agua, sin embargo, su concentración es menor a la que puede presentar el carbono y el nitrógeno, el fósforo tiene una importancia grande en el crecimiento de algas y hierbas acuáticas, por lo que “en muchos casos se puede limitar el crecimiento excesivo de estas reduciendo, limitando o impidiendo la provisión de fósforo” (Henry y Heinke, 1999, pág. 317).

El fósforo puede estar presente en los “suelos y rocas como fosfato de calcio ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) y como hidroxiapatita ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$)” (Henry y Heinke, 1999, pág. 318). Es importante indicar que la roca fosfórica es sólo ligeramente soluble, por lixiviación se disuelven cantidades muy pequeñas, por lo que el aporte de fósforo por actividades humanas (fertilización de suelos y aguas residuales) puede ser mayor que por lixiviación de rocas cercanas a los cuerpos de agua.

Las aguas residuales provenientes de una vivienda, pueden contener fósforo como resultado de las heces y detergentes utilizados para el lavado de ropa o utensilios de cocina, los cuales utilizan fosfatos como agentes humectantes. Este aspecto fue tomado en consideración en muchos países como una de las principales medidas para reducir las concentraciones de fósforo que pueden ser descargadas a través del agua residual municipal.

Otro elemento importante que aporta fósforo a los cuerpos de agua, son los drenajes de áreas agrícolas en las que se aplican fertilizantes (que contienen nitrógeno, fósforo y potasio). Este “fósforo, fácilmente disponible, en muchos casos da origen al crecimiento de organismos perjudiciales, como las algas filamentosas que causan problemas de sabor y olor al agua y obstruyen los filtros de las plantas de tratamiento” (Henry y Heinke, 1999, pág. 318).

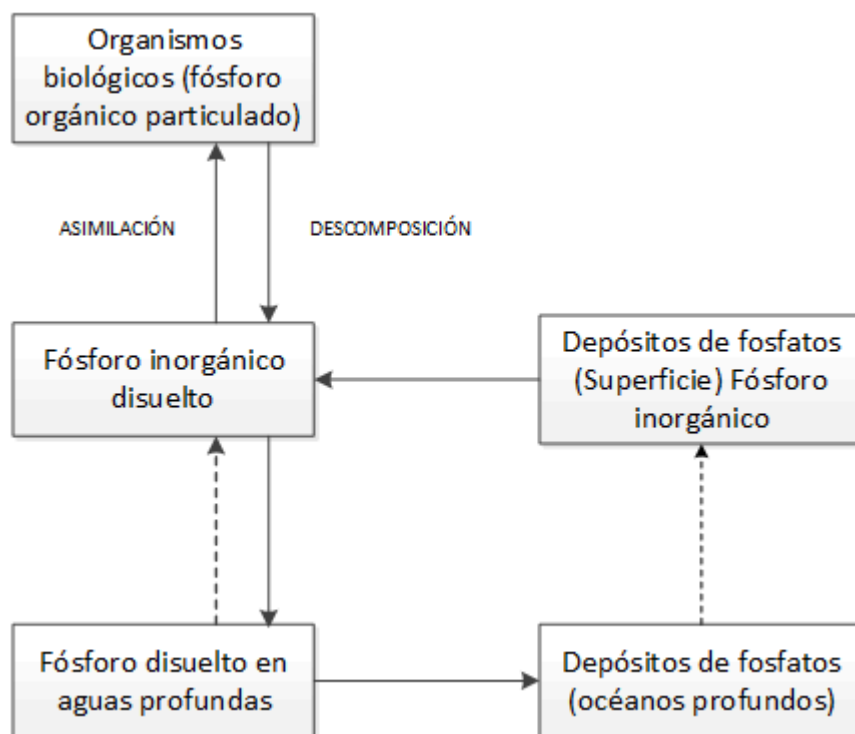


Figura 3. Ciclo del fósforo

Fuente: adaptado de Henry y Heinke (1999, pág. 319).

Según indica Heinke (1999) el fósforo “es un componente de los ácidos nucleicos, los fosfolípidos y también de numerosos compuestos fosforados” (pág. 318).

Las plantas y bacterias asimilan el fosfato (disuelto) y convierten el orto fosfato (PO_4) en su protoplasma en forma orgánica insoluble, estos al descomponerse disuelven y liberan el fósforo para su nueva utilización, por lo que “tanto las células muertas como las vivas contienen fósforo orgánico particulado, y una parte del fósforo inorgánico disuelto en el agua procede de este material orgánico por excreción y descomposición” (Henry y Heinke, 1999, pág. 318).

El ciclo del fósforo no es completamente equilibrado. Los fosfatos son llevados al fondo del mar o lagos como sedimentos, más rápidamente de lo que lo hacen los animales marinos y son depositados en el fondo marino, de donde el ser humano y otros animales lo toman al ingerir alimentos marinos, “este fosfato se excreta o regresa a la tierra y al agua por la acción de las bacterias descomponedores, de donde vuelve a ser usado por los productores, y luego se incorpora en las rocas” (Monge Nájera, Gómez Figueroa y Rivas Rossi, 2005, pág. 390).

1.3. Conceptos relacionados con la eutrofización

1.3.1. Eutrofización y su efecto en los cuerpos de agua

La eutrofización puede considerarse como una “alteración generada a un cuerpo de agua, como consecuencia de la proliferación (crecimiento) excesiva de algas, las cuales provocan el deterioro de las características físicas, químicas y microbiológicas del agua” (Villaseñor Camacho, 1998, pág. 20).

Además, Villaseñor (2001), menciona que:

La eutrofización de los cuerpos de agua se puede desarrollar a lo largo de un período largo de exposición de dicho cuerpo a nutrientes como el nitrógeno y fósforo, siendo esta exposición un detonante para la proliferación de algas, desarrollándose en tres fases: una primera que se denomina oligotrófica, una segunda fase llamada meso trófica y una tercera eutrófica (pág. 20).

La eutrofización, se considera como un proceso “natural” que ocurre en muchos sistemas acuáticos, y que dependiendo de los aportes de nutrientes que reciban, pueden causar daño en distintos niveles a los cuerpos de agua, siendo “una de las grandes interrogantes planteadas en el mundo científico, las razones por las cuales estos nutrientes se pueden ver incrementados en los cuerpos de agua” (Figuerelo Alejano y Marino Dávila, 2004, pág. 519).

Es importante hacer notar, que aunque el 80% de la atmósfera se encuentra constituida por nitrógeno, éste no es asimilable en su forma N_2 , salvo a través de bacterias fijadoras del mismo, las cuales son escasas en la tierra, y las que se logran localizar, viven en simbiosis con algunas plantas, razón por la cual se considera que “el aporte de nitrógeno a los cuerpos de agua por efecto de la disolución del nitrógeno en el suelo como consecuencia del agua de lluvia es escasa” (Figuerelo Alejano y Marino Dávila, 2004, pág. 519).

En cuanto a la presencia de fósforo en la atmósfera, éste no se encuentra presente en la composición de la misma, por lo que los aportes de fósforo en forma de fosfato a los cuerpos de agua, es a través de las escorrentías, aunque al estar los iones del fosfato fuertemente unidos a las partículas del suelo debido a sus cargas negativas, el aporte de este elemento se considera escaso. Sin embargo, como ya se indicó, este equilibrio, puede verse alterado por aportes de nutrientes proveniente de la actividad antropogénica, tal como la agricultura a través del uso de fertilizantes que contienen nitratos y fosfatos, los cuales por efecto de la escorrentía llegan a los cuerpos de agua.

Otro aporte de nutrientes en los recursos hídricos son las aguas residuales generadas por las actividades propias del ser humano en sus viviendas, las cuales incorporan concentraciones elevadas de fósforo como resultado del uso de detergentes y jabones en la limpieza del hogar, por lo que una de las medidas de mitigación que se han implementado para reducir estas concentraciones de fosforó en esta agua residual es “la reducción y prácticamente desuso de detergentes formulados a base de tripolifosfato de sodio, el cual se hidrolizaba formando fosfatos” (Figuerelo Alejano y Marino Dávila, 2004, pág. 519).

Los procesos de eutrofización, activan una serie de mecanismos dentro de los recursos hídricos afectados, iniciando con un crecimiento acelerado de algas como resultado de la presencia de materia orgánica y nutriente en exceso. Este crecimiento acelerado de algas reduce el paso de la luz solar que es necesaria para desarrollar los procesos fotosintéticos que “equilibran los procesos biológicos, provocando un proceso de descomposición de la biomasa presente, la cual consume oxígeno necesario para la regulación biológica del agua, generando el deterioro acelerado de los cuerpos de agua” (Camargo y Alonso, 2007, pág. 100).

Es importante tomar en consideración que si bien es cierto el fósforo ha sido considerado como el nutriente responsable del crecimiento de algas en los recursos hídricos eutrofizados, Camargo y Alonso (2007) advierten que “el nitrógeno también puede actuar como nutriente limitante, sobre todo en aquellos casos de sobre-enriquecimiento por fósforo” (pág. 101).

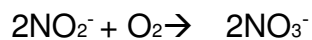
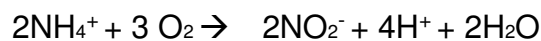
1.4. Mecanismos para la remoción de nitrógeno y fósforo en los efluentes de las estaciones depuradoras

Como ya se ha indicado, la presencia de nutrientes (fósforo y nitrógeno) en el agua residual que es descargada de las estaciones depuradoras, genera una serie de problemas ecológicos que terminan degradando los cuerpos hídricos que las reciben. Esta problemática ha conllevado a realizar una serie de estudios que buscan diversas técnicas que permitan reducir los niveles de nutrientes en los efluentes de las estaciones depuradoras, sin embargo, para lograr este objetivo es importante conocer cómo se comportan estos nutrientes en un cuerpo de agua.

Metcalf y Eddy Inc., (1996), indican que “los elementos nitrógeno y fósforo son esenciales para el crecimiento de protistas y plantas” (pág. 97) por lo que podría aprovecharse esta condición de necesidad de alimento para que las algas y bacterias asimilen esos nutrientes y ayuden a su reducción en las aguas residuales.

Uno de los procesos que permiten la asimilación de nutrientes presentes en los cuerpos de agua es el mecanismo de nitrificación-desnitrificación, según García Trujillo (2012) se puede presentar a través de la “transformación de varios compuestos en la esfera de la planta acuática y los sedimentos de la misma” (pág. 10) de la manera siguiente:

Nitrificación:



Desnitrificación:



En una estación depuradora de agua residual se busca generar las condiciones para remover los elementos que pueden dañar los cuerpos receptores de las mismas, para ello utilizan una serie de procesos de tipo fisicoquímicos y biológicos en sus distintas etapas de tratamiento, los cuales se aplican dependiendo del tipo de contaminante presente en el agua residual.

En la primera etapa de las estaciones depuradoras, se lleva a cabo una separación de materiales sólidos, utilizando para ello tanques de decantación. En una segunda etapa, se implementan procesos que buscan degradar la materia orgánica a través de la activación de procesos bacterianos.

Los procesos de depuración de las aguas residuales, puede realizarse aplicando operaciones de tipo físico, químico o biológico. Los primeros son utilizados “para generar cambios en las características y propiedades del agua residual mediante la aplicación de fuerzas físicas” (Metcalf y Eddy, Inc., 1996, pág. 221).

Metcalf y Eddy, Inc. (1996) indica que “La precipitación química en el tratamiento de las aguas residuales lleva consigo la adición de productos químicos con la finalidad de alterar el estado físico de los sólidos disueltos y en suspensión, y facilitar su eliminación por sedimentación” (pág. 345).

Los procesos biológicos resultan en una alternativa que puede aplicarse muy fácilmente en los países en vías de desarrollo, dado que este tipo de procesos requieren poca inversión en procesos de operación y mantenimiento,

por lo que estos “procesos biológicos pueden plantearse como una alternativa para el tratamiento de agua en países en desarrollo” (Conil, 2001, pág. 16).

Los procesos de depuración de tipo biológico se pueden dividir en función de las condiciones metabólicas que requieren oxígeno molecular, siendo de acuerdo a lo indicado por Noyola (1989) el “metabolismo de tipo aerobio aquel que requiere oxígeno para implementarse y el anaerobio el que no requiere de oxígeno” citado por Salazar González (2009, pág. 17).

El tratamiento biológico con metabolismo anaerobio es frecuentemente utilizado cuando se desea tratar efluentes con elevados niveles de temperatura y concentraciones de sólidos orgánicos solubles e insolubles. Vale la pena recordar que en este proceso la descomposición de la materia orgánica se realiza por la intervención de una serie de bacterias que “utilizan entre el 5-10% de la energía contenida en el sustrato para funciones de reproducción, originando nuevas células y dirigiendo el 90-95% restante a la producción de gas metano” (Salazar González, 2009, pág. 17).

Por otro lado, “las bacterias aerobias emplean entre el 50 y 65% de la energía del sustrato en la síntesis de nuevas células, mientras que la otra porción es utilizada en la reutilización de otras funciones metabólicas” (Salazar González, 2009, pág. 17).

Metcalf y Eddy, Inc. (1996) indica que el objetivo de implementar los procesos de tratamiento biológico en el agua residual es para lograr “la coagulación y eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de la materia orgánica” (pág. 410), siendo para el agua residual de origen doméstico el objetivo principal la estabilización de la materia orgánica.

Las estaciones depuradoras que utilizan procesos de tratamiento biológico de tipo anaerobio se pueden clasificar en tres grupos, según lo indica Noyola (1989) “los de primera generación aquellos cuya biomasa se encuentra en suspensión, los de segunda generación aquellos cuya biomasa se encuentra adherida a un medio físico, y los de tercera generación los que presentan biomasa expandida” citado por Salazar González (2009, pág. 18).

El tratamiento anaerobio de agua residual puede generar altas concentraciones de materia orgánica (200 mg/l de DQO), así como de nutrientes principalmente nitrógeno, fósforo y amonio (producto de la degradación microbiana), que en condiciones excesivamente bajos de oxígeno y turbiedad pueden provocar alteraciones en la ecología de los cuerpos de agua, llegando incluso a ocasionar inhibición en el desarrollo de diversos organismos, por ello Salazar (2009) recomienda que “posterior a un proceso de tipo anaerobio se realice un post tratamiento aerobio, el cual dependerá de las condiciones particulares de descarga, según los requerimientos existentes para su reutilización” (pág. 18).

Dentro de los procesos de tratamiento anaerobio-aerobio se tienen aquellos que demandan energía eléctrica para su funcionamiento como por ejemplo, el sistema de lodos activados y biodiscos, también se cuenta con procesos que no demandan energía eléctrica para su operación como las lagunas de estabilización tipo facultativas y las lagunas de alta tasa de oxidación con algas clorofitas.

Una alternativa dentro de estos procesos de tratamiento son aquellos que utilizan el desarrollo de cultivos microalgales (algas clorofitas), los cuales a nivel de laboratorio han sido probados para la remoción de nutrientes inorgánicos y

metales pesados en condiciones controladas, obteniéndose eficiencias bastante buenas.

Este tipo de proceso de fitorremediación, está siendo investigado para aprovechar el cultivo de algas orientándolo según lo explican De la Noue (1980), Picard (1979), y Salazar (1996) “hacia la purificación del efluente o hacia la elevada producción de biomasa, dependiendo de los requerimientos planteados en el sistema” citados por Salazar González (2009, pág. 18).

1.5. Las algas como elemento fitorremediador de la contaminación

Según Krämer (2005) “La fitorremediación es una de las vertientes de la biorremediación y puede considerarse una tecnología alternativa rentable y sostenible” (pág. 133), en ella es posible según indican Batista García y Sánchez Reyes (2009) “utilizar plantas y algas que almacenan y eliminan sustancias tóxicas, como metales, mediante procesos metabólicos” (pág. 2).

Por ello, el término fitorremediación lo refieren actualmente como “el conjunto de tecnologías que se basan en el uso de plantas para limpiar o restaurar ambientes contaminados, como aguas, suelos, e incluso aire” (Núñez López, Meas Vong, Ortega Borges y Olguín, 2004, pág. 69).

Núñez López *et al.*, (2004), indica que:

El término fitorremediación es relativamente nuevo, acuñado en 1991. Se compone de dos palabras, *fito*, *ta*, que en griego significa planta o vegetal, y *remediar* (del latín *remediare*), que significa poner remedio al daño o corregir o enmendar algo. Por ello fitorremediación significa remediar un daño por medio de plantas o vegetales (pág. 69).

La fitorremediación puede clasificarse en “fitoextracción, rizo-filtración, fito-estabilización, fito-estimulación, fito-volatilización y fito degradación” (Jaramillo Jumbo y Flores Campoverde, 2012, pág. 33).

La fito-extracción, la rizo-filtración y la fito-volatilización han sido utilizadas principalmente para reducir las concentraciones de metales; en la primera de ellas concentrando en las hojas y raíces de las plantas el elemento que se desea reducir; en la segunda, se utilizan las raíces para absorber estos elementos, incluyendo aquí los desechos líquidos, y en la tercera, se captura los metales y liberándolos como compuestos modificados a la atmósfera a través de la transpiración.

Finalmente, para la reducción de componentes orgánicos, fueron utilizados los procesos de fito-degradación, en los cuales se captura y degradan estos elementos, transformándolos en subproductos menos dañinos.

1.5.1. Algas clorofitas

Las algas clorofitas son llamadas también algas verdes, por lo que se puede encontrar en diversos documentos referencia a ambos términos.

Ruiz Martínez (2011), indica que:

Las clorofitas deben su color a la clorofila tipo *a* y *b*, así como a carotenoides y xantofilas presentes en su estructura, siendo la clase más relevante de esta especie las clorofíceas de la orden de las volvocales (organismos de agua dulce provistos de flagelos) y las clorococales (microorganismos desprovistos de flagelos) (pág. 12).

Las algas clorofitas más estudiadas son las especies de *Scenedesmus* y *Chlorella*, ambas clorofíceas clorococales, la *Scenedesmus* es común encontrarla en aguas dulces (ríos y lagos) que presenten condiciones de nutrientes medio-altos.

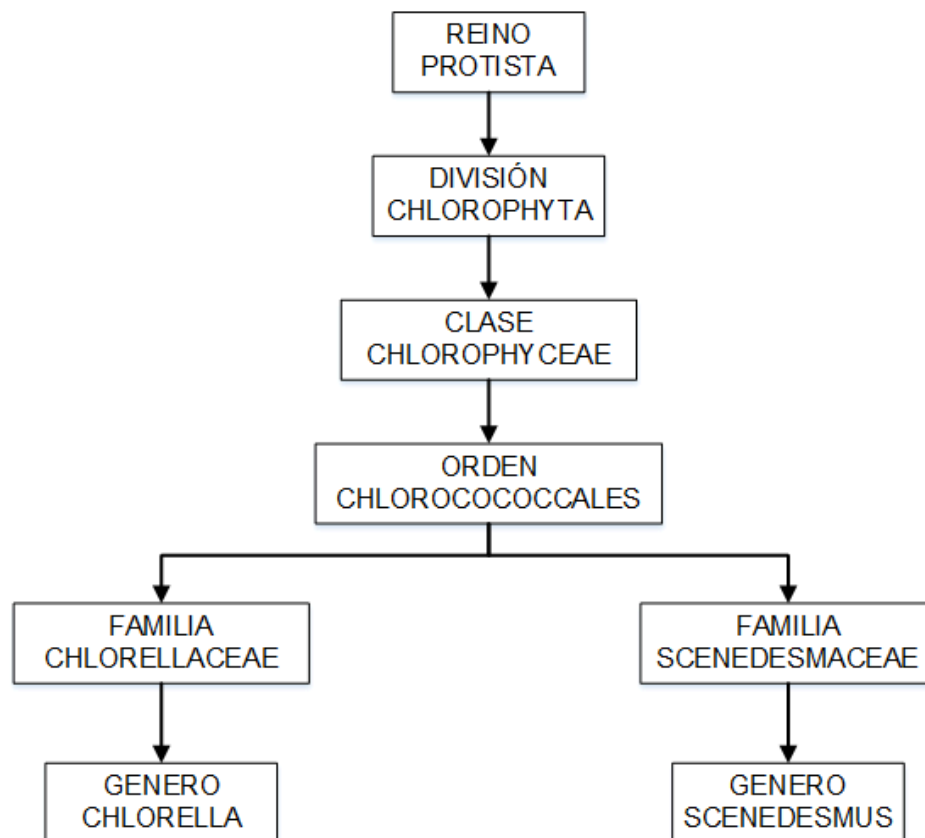


Figura 4. Clasificación taxonómica de las algas clorofitas

Fuente: adaptado de Delgadillo Rodríguez (2014, pág. 7)

El alga *Scenedesmus* al igual que el alga *Chlorella* pertenece al reino de los *protistas* y orden de los *chlorococcales*, diferenciándose estas por la familia a la que pertenecen. El alga *Scenedesmus* pertenece a la familia de las *Scenedesmaceae* y el alga *Chlorella* a la familia de las *Chlorellaceae*.

La estructura de desarrollo del alga *Scenedesmus* está compuesta por dos a ocho células alargadas, las cuales se unen en una única estructura. Frecuentemente se visualiza en los extremos pequeños filamentos que facilitan su identificación. Esta alga se desarrolla mayoritariamente en aguas dulces y salobres cuyos valores de nutrientes se encuentran medianamente elevados. De acuerdo con lo indicado por Ruiz Martínez (2011), esta alga crece favorablemente cuando, “la relación de nitrógeno y fósforo es de 16:1 respectivamente” (pág. 12).

El alga *Chlorella* presenta una estructura esférica con un tamaño que varía entre 2 y 10 micrómetros de diámetro. Este género de *clorofita* se puede desarrollar rápidamente en medios con bajos contenido de nutrientes. Esta alga es utilizada en alimentos, medicinas, biocombustibles y como elemento fitorremediador.

Las algas *clorofitas* requieren grandes cantidades de macronutrientes y pequeñas proporciones de micronutrientes. De acuerdo a Reynolds (2006) y González (2010), “los macronutrientes están constituidos por nitrógeno, fósforo y azufre, teniendo un papel clave en la estructura celular de las algas, mientras que los micronutrientes juegan un papel fundamental en su fisiología” citados por Delgadillo Rodríguez (2014, pág. 8).

Las algas *clorofitas* están siendo investigadas para utilizarlas en procesos de fitorremediación de efluentes provenientes de estaciones depuradoras, actividades agrícolas e industriales, dado que estos desechos presentan características idóneas para el crecimiento de estas algas, aprovechándose de esta forma la capacidad que tienen, según indica Monroy, *et al.*, (1989) a “tolerar elevadas concentraciones de nutrientes (N y P), y materia orgánica (hasta 11440 mg/l de DQO)” citado por Salazar González (2009, pág. 19).

Una simbiosis interesante de tener en cuenta cuando se consideran las algas clorofitas como elemento de fitorremediación de efluentes es la interrelación entre bacterias de las aguas residuales y las algas *clorofitas*, la cual se ha podido investigar en lagunas de estabilización de alta tasa de oxidación. En relación a estas lagunas, Salazar González (2009) indica que:

Las bacterias presentes en el agua residual oxidan la materia orgánica, las que generan como consecuencia de esta oxigenación, nutrientes inorgánicos, los cuales terminan siendo fácilmente asimilados por las células de las algas *clorofitas* produciendo a su vez oxígeno, mediante la fotosíntesis (pág. 19).

A nivel industrial, las algas *clorofitas*, según indica Redalje, *et al.*, (1989) se han “utilizado para la recuperación de metales como oro y plata, así como para el tratamiento de los efluentes industriales, aprovechando su capacidad de acumular importantes concentraciones de compuestos tóxicos” citado por Salazar González (2009, pág. 20).

Los procesos de investigación desarrollados para lograr la implementación de procesos de fitorremediación con algas, han permitido clasificar dos diseños básicos, según indican Contreras Flores *et al.*, (2003), Tredici (2004) y Posten (2009), siendo el “primero de ellos el denominado cultivo abierto, en el cual la biomasa se encuentra expuesta a las condiciones medioambientales, y el segundo denominado cultivo cerrado o fotobiorreactor con poco o ningún contacto con el medio externo” citados por Hernández Pérez y Labbé (2014, pág. 160).

1.5.2. Asimilación de nutrientes

Según Barsanti y Gualtieri (2010) “la mayoría de las algas se podrían considerar como fotoautótrofas” (pág. 16), lo cual implicaría que estas

dependerían del proceso de fotosíntesis (luz solar como fuente de energía) y dióxido de carbono (CO_2) como fuente de carbono para producir carbohidratos y trifosfato de adenosina, sin embargo, también las hay del tipo heterotróficas que utilizan compuestos orgánicos como fuentes de carbono y energía y un último grupo que combinan los mecanismos fotoautótrofos y heterotrófos denominados mixotróficos.

Esta diversidad de organismos algales da como resultado una diversidad en la composición del fitoplancton, pudiendo encontrarse diversas especies o grupos taxonómicos que responden a una serie de condiciones dentro de las cuales Sigee (2005) considera “la disponibilidad de luz, nutrientes (fósforo, nitrógeno y silicio), temperatura, potencial de hidrógeno y la salinidad” citado por González (2010, pág. 11).

El agua residual de origen doméstico puede contener una variedad de organismos que interactúan en competencia por recursos disponibles, estos a su vez se ven afectados por condiciones físicas y químicas del medio así como por presión de herbivoría. De esta cuenta en el agua residual se puede encontrar organismos eubacteriales procarióticos unicelulares, organismos bacteriales patógenos, algas, protistas unicelulares aerobios o anaerobios y virus.

El crecimiento de la población presente en el fitoplancton “es una medida del incremento de la población en número de individuos a través del tiempo, el cual puede ser determinado por la tasa de crecimiento” (González González, 2010, pág. 12). Alcántara, Posadas, Guieysse y Muñoz (2015), en relación al fitoplancton indican que:

Este se incrementa al aprovechar las concentraciones de carbono orgánico disuelto (C-DOC), amonio (NH_4^+), y fosfato (P-PO_4^{-3}), los cuales se oxidan, a través

de la intervención de bacterias que permiten convertir el amonio (NH_4^+) en nitrato (NO_3^-) y el carbono orgánico disuelto (C-DOC) en dióxido de carbono (CO_2), los cuales son aprovechados por las algas en sus procesos metabólicos incorporando al ciclo de tratamiento del agua residual Oxígeno (pág. 7).

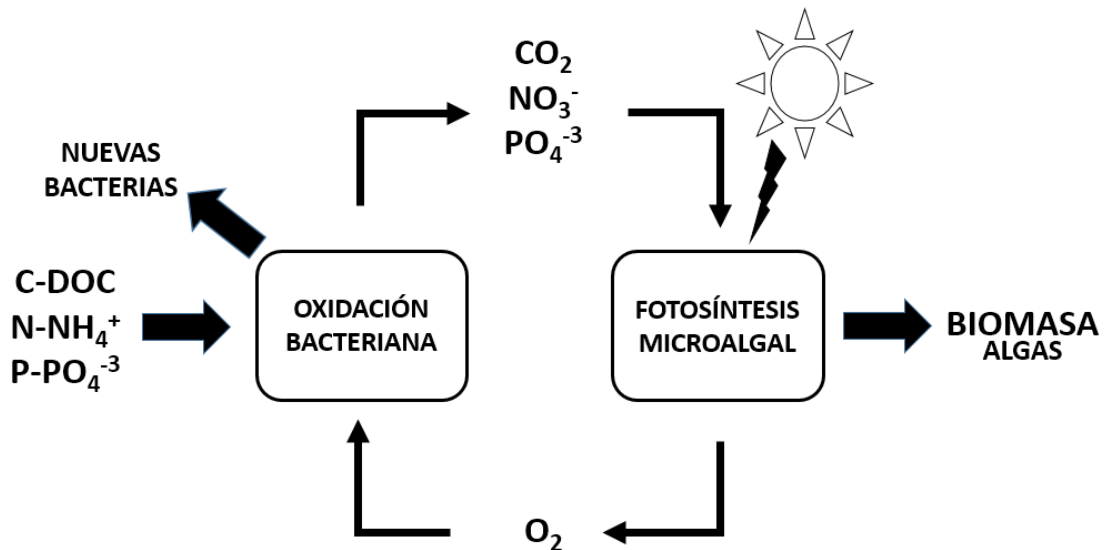


Figura 5. **Oxigenación fotosintética y simbiosis algas-bacterias**

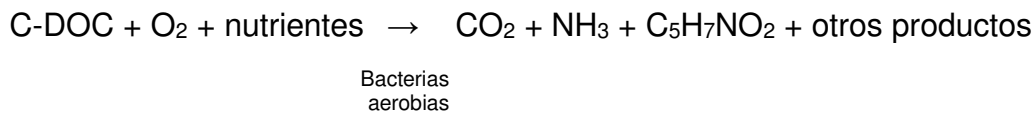
Fuente: adaptado de Alcántara, Posadas Guieysse y Muñoz (2015, pág. 7) y Romero Rojas (2016, pág. 30)

Las algas pueden ser utilizadas en los procesos de depuración de agua residual aprovechando su capacidad de incorporación de oxígeno que es utilizado por bacterias aerobias para la oxidación de la materia orgánica presente en el agua residual.

Este uso de las algas en los procesos de depuración de aguas residuales fue estudiado desde el año 1951 por Gotaas and Oswald.

De acuerdo con Romero Rojas (2016), “la relación molar promedio de C/N/P, en el protoplasma algal es de 105/15/1; por ello en lago y embalses, se considera al fósforo como nutriente típico limitante del crecimiento algal” (pág. 31).

Observando la figura 5 las bacterias heterótrofas aerobias utilizan la C-DOC (materia orgánica del agua residual) como fuente de carbono para realizar sus procesos de síntesis celular de acuerdo a la siguiente expresión:



El nitrógeno puede presentarse en el agua residual en cinco estados, los cuales dependen de su estado de oxidación, siendo estos el amoniaco (NH_3), amonio (NH_4^+), nitrógeno gaseoso (N_2), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-). El amoniaco y el amonio se encuentran en estado de oxidación -3, el nitrógeno gaseoso en 0, el nitrito en +3 y el nitrato en +5.

El nitrógeno puede transformarse a través de fijación, amonificación, síntesis, nitrificación y desnitrificación.

Las algas clorofitas en el agua residual, transforman el nitrógeno por síntesis, en el cual utilizan el amonio o el nitrato para formar proteínas vegetales.

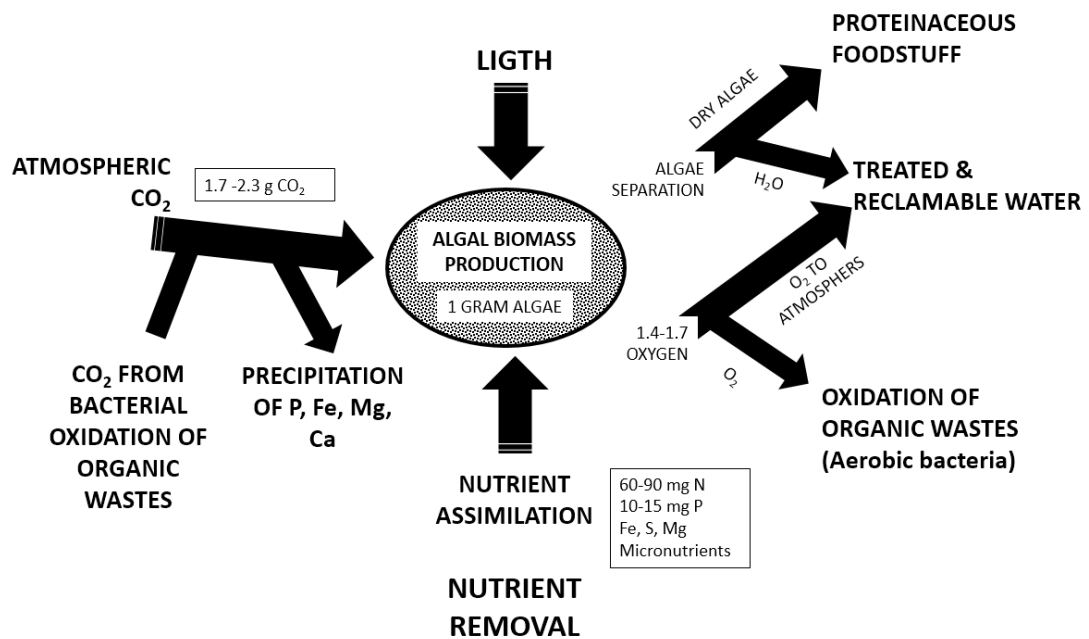


Figura 6. Efecto de la fotosíntesis algal en el agua residual

Fuente: adaptado de Shelef, Pauw y Van Vaerenbergh (1976, pág. 211)

En relación a la asimilación de nutrientes, el estudio realizado por González González (2010) revela que la *Chlorella vulgaris* “es particularmente susceptible a la deficiencia de nitrógeno en comparación con la deficiencia de fósforo, ya que al disminuir la concentración del primero disminuye significativamente la tasa de crecimiento y la capacidad de carga de la especie” (pág. 49). Este hallazgo fue relacionado con la formación de aminoácidos que son los responsables del desarrollo de proteínas, por lo que se puede concluir que al existir un suministro deficiente de nitrógeno, el alga *Chlorella vulgaris* no puede formar suficientes proteínas para mantener sus niveles óptimos de crecimiento.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación fue planteada con un enfoque de tipo cuantitativo con alcance descriptivo-correlacional en el cual se buscó medir el efecto que sobre las variables dependientes (concentración de nutrientes finales) tienen las variables independientes identificadas (concentración de nutrientes iniciales), y la correlación entre estas aplicando procedimientos estadísticos multivariable.

El proceso de investigación inició por identificar la población objetivo, siendo ésta las estaciones depuradoras de agua residual de origen doméstico que poseen procesos de tratamiento de tipo aerobio a nivel secundario. Esto derivado que todo proceso de depuración de agua residual de origen doméstico conlleva tres etapas, una primera enfocada a la remoción de sólidos y grasas, una segunda para remover materia orgánica y una tercera para la remoción de nutrientes y metales-minerales. En este caso el estudio busca aplicarse como un tratamiento terciario (remoción de nutrientes), razón por la cual se delimita la población objetivo a los sistemas de tratamiento que poseen tratamiento secundario.

Para evaluar la hipótesis de investigación, se planteó desarrollar la investigación en dos fases:

- Fase I: categorización del fitoplancton del efluente de las estaciones depuradoras de agua residual aplicando técnicas de microscopía óptica, con el objetivo de identificar algas relacionadas con procesos de absorción de nutrientes, así como definir el período de retención celular para desarrollar

procesos de fitorremediación de nutrientes utilizando metodologías de comparación colorimétrica.

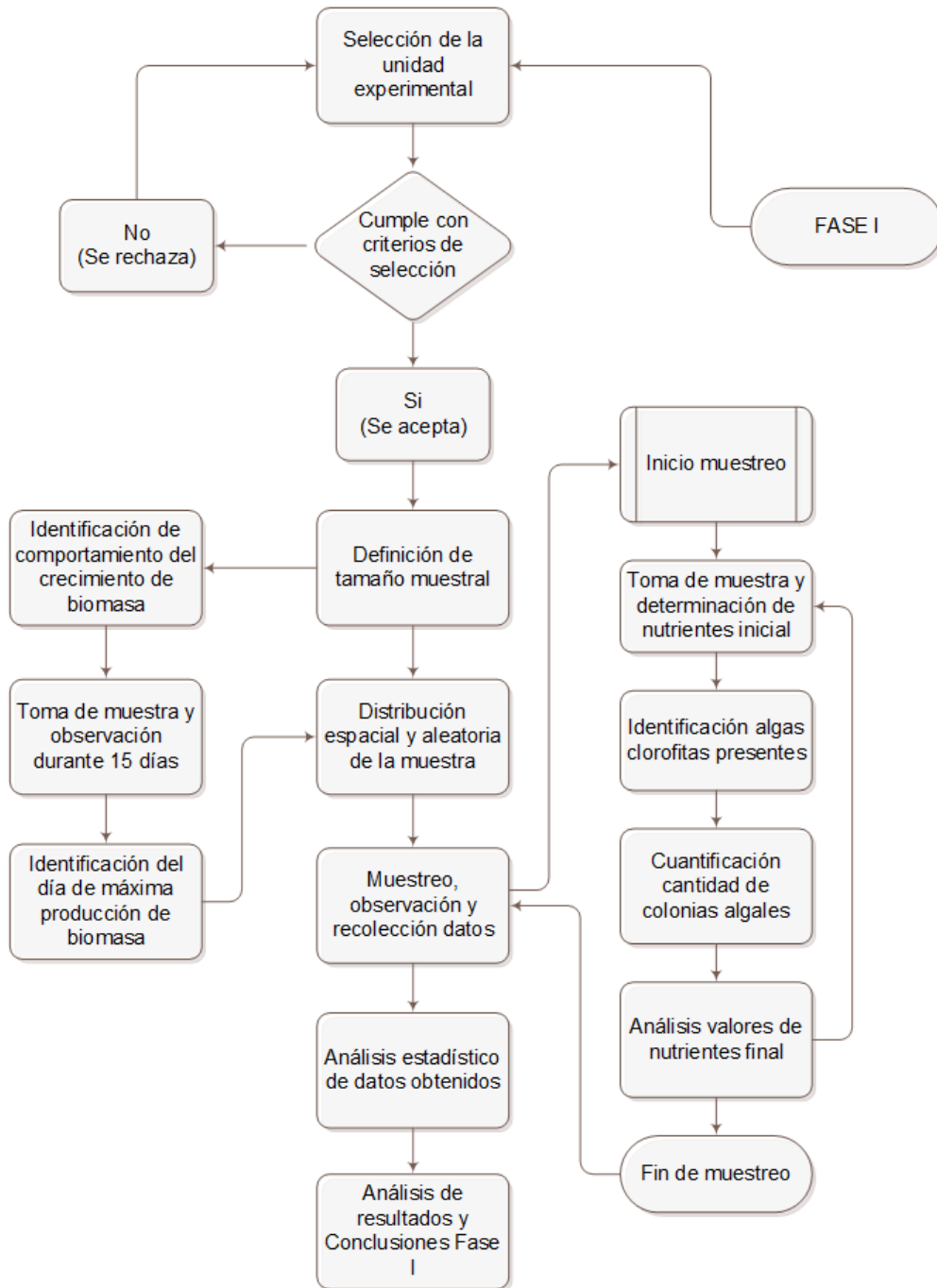


Figura 7. Proceso metodológico de la investigación, fase I

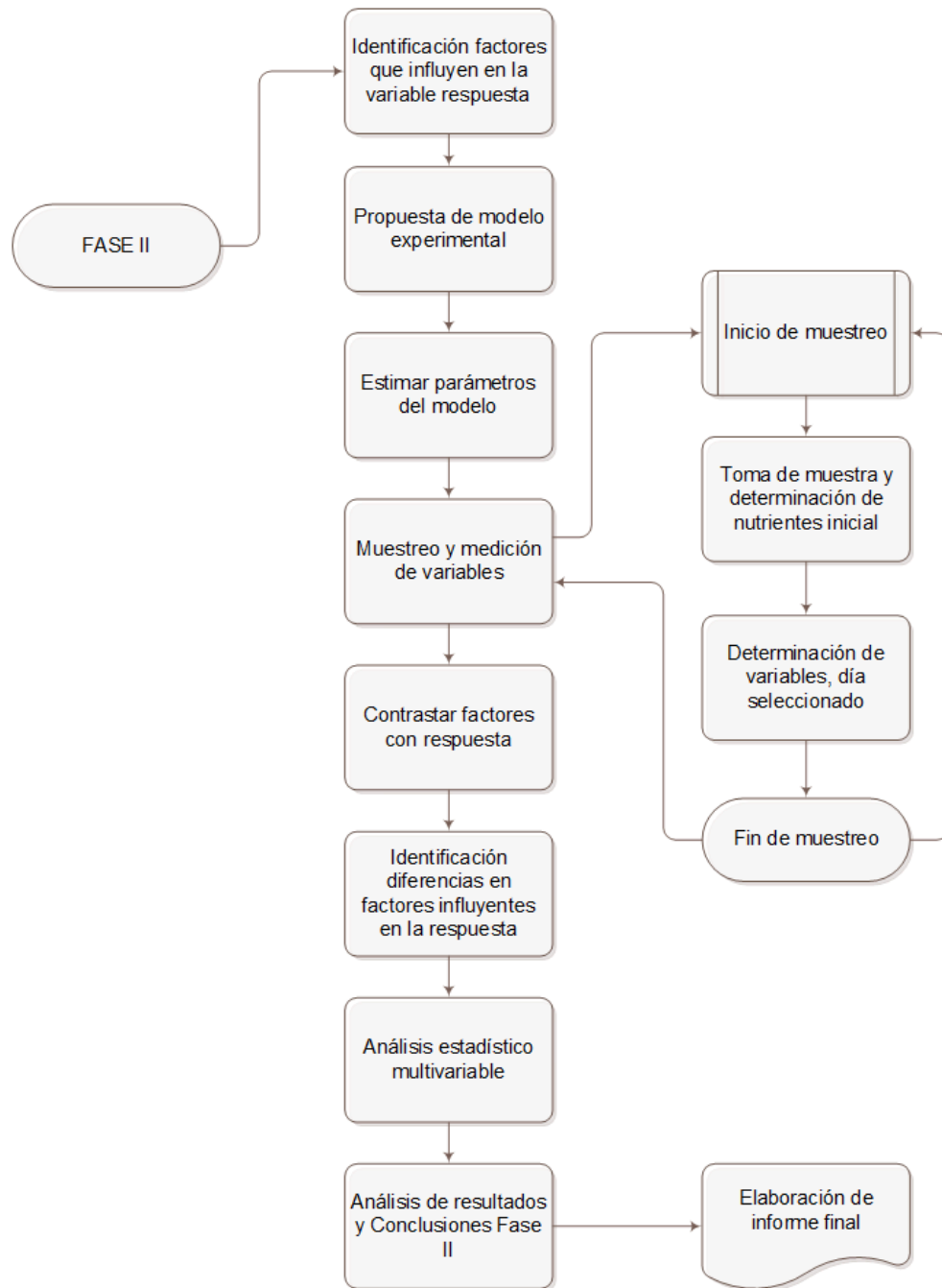


Figura 8. **Proceso metodológico de la investigación, fase II**

- Fase II: se aplicó un diseño experimental fraccionado establecer las relaciones existentes entre las concentraciones iniciales y finales de

nutrientes. Una vez definida las relaciones existentes, aplicar modelos de regresión multivariable que permitan proponer un modelo de proyección del comportamiento de nutrientes en un cultivo de algas clorofitas generadas de forma natural en la salida de un sistema de depuración de agua residual con filtros percoladores. Este modelo permitirá proyectar el nivel de impacto esperado en la mitigación de procesos de eutrofización a través de la estimación de las concentraciones finales de nutrientes en este tipo de procesos de fitorremediación.

2.1. Metodología para el desarrollo de la fase I de investigación

Para la consecución del primer objetivo de la investigación, fue necesario categorizar el fitoplancton del efluente de las estaciones depuradoras utilizando técnicas de microscopía óptica, para lo cual se realizó un proceso de muestreo que permitió inferir a través del análisis de una muestra representativa, la presencia de algas *Chlorella* y *Scenedesmus* en la población objetivo del estudio.

Un primer paso realizado en esta fase fue definir la población experimental, la cual fue identificada como el agua residual procedente de las estaciones depuradoras que cuenten dentro de sus unidades un proceso de tratamiento biológico de tipo aerobio con medio fijo (filtros percoladores).

Para delimitar la población experimental, se plantearon una serie de criterios de exclusión, siendo el primero de ellos el espacio, para lo cual se definió desarrollar la investigación en Guatemala, considerando que esta se localiza en la zona tropical con características climáticas que pueden replicar los resultados del estudio en toda la zona centroamericana. Dentro de la República de Guatemala se delimitó el espacio a la ciudad de Guatemala, derivado esto por la

facilidad de trasladar las muestras del agua residual al Laboratorio de Calidad de Agua de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria (ERIS). Esta delimitación no le restó representatividad al estudio, considerando que el agua residual seleccionada, debía responder a las características promedio de agua residual, que a nivel mundial son reconocidas en bibliografías especializadas en agua residual como la realiza por Metcalf y Eddy Inc.,(1996).

Otros criterios de exclusión aplicados fueron:

- Continuidad del efluente del sistema de depuración: se seleccionó el sistema de depuración de agua residual que presentó un flujo de agua en el efluente de al menos 16 horas al día durante al menos 5 días a la semana.
- Efluente de la estación depuradora representativo de agua de origen domestico-municipal: el sistema de depuración seleccionado cuenta con un historial de calidad de agua realizado por laboratorios de reconocido prestigio, que permitió realizar el análisis Estadístico para respaldar que el agua que se ingresa en ella presenta características de agua residual de origen domestico-municipal.
- Continuidad en los procesos operativos: la estación depuradora seleccionada contaba con procesos operativos regulares, asimismo tenían personal contratado que asegura dichos procesos.
- Información climática disponible: la estación depuradora seleccionada contaba con una estación hidrometereológica cercana, de la cual se tenían registros históricos del comportamiento de la intensidad solar y temperatura.

De acuerdo con los criterios de exclusión aplicados al proceso de investigación, la muestra representativa para obtener agua residual de origen

doméstica, que fuera depurada a un sistema que contara con un proceso secundario de filtros percoladores en la Ciudad de Guatemala, con procesos operativos regulares así como registros históricos de calidad de agua residual, dio como resultado la selección de dos estaciones depuradoras que fueron la estación depuradora de la Universidad de San Carlos de Guatemala (PTAR-USAC) y la estación depuradora de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria (PTAR-ERIS).

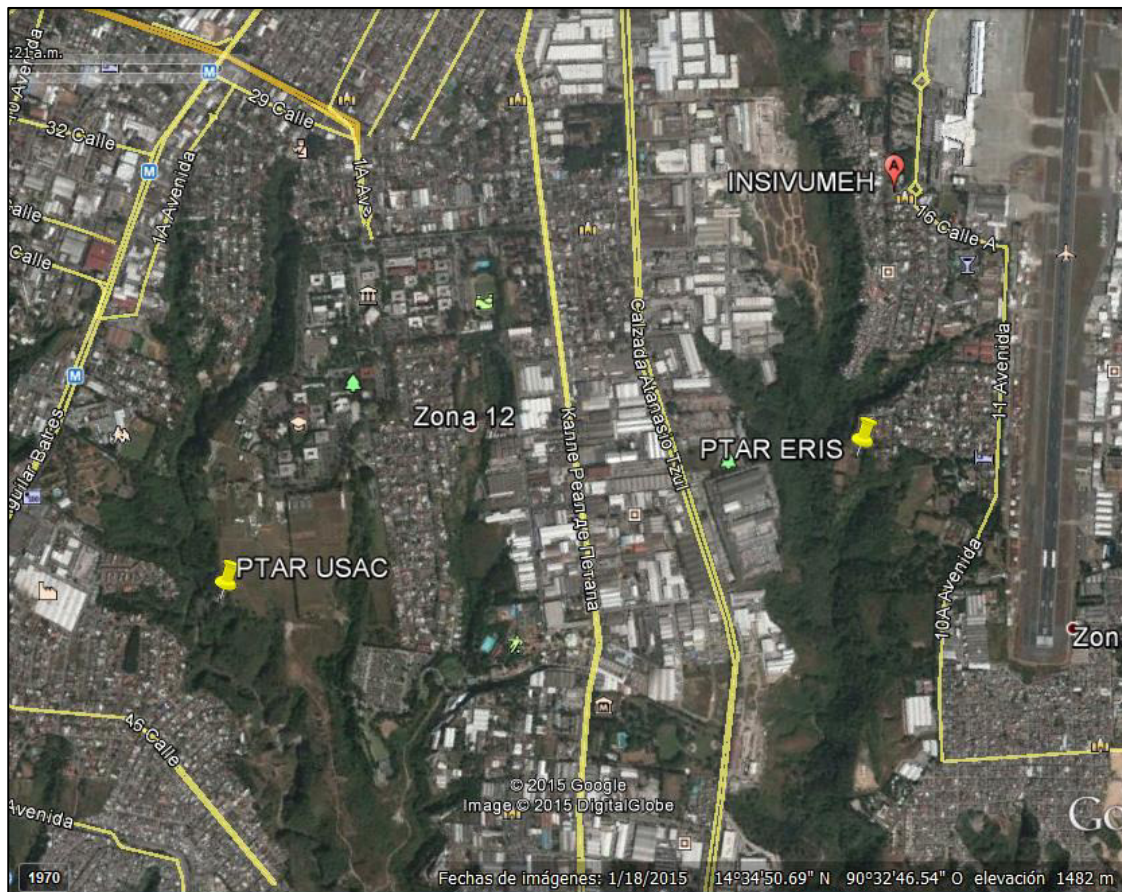


Figura 9. Ubicación de las estaciones depuradoras seleccionadas para realizar el muestreo de agua residual

Fuente: Google Earth, 18 de enero de 2015.

La estación depuradora de aguas residuales de la Universidad de San Carlos de Guatemala se localiza en el Campus Central de la Universidad, en la zona 12 de la ciudad de Guatemala, sus coordenadas geográficas son latitud 14°34'42.90"N y longitud 90°33'34.30"O.

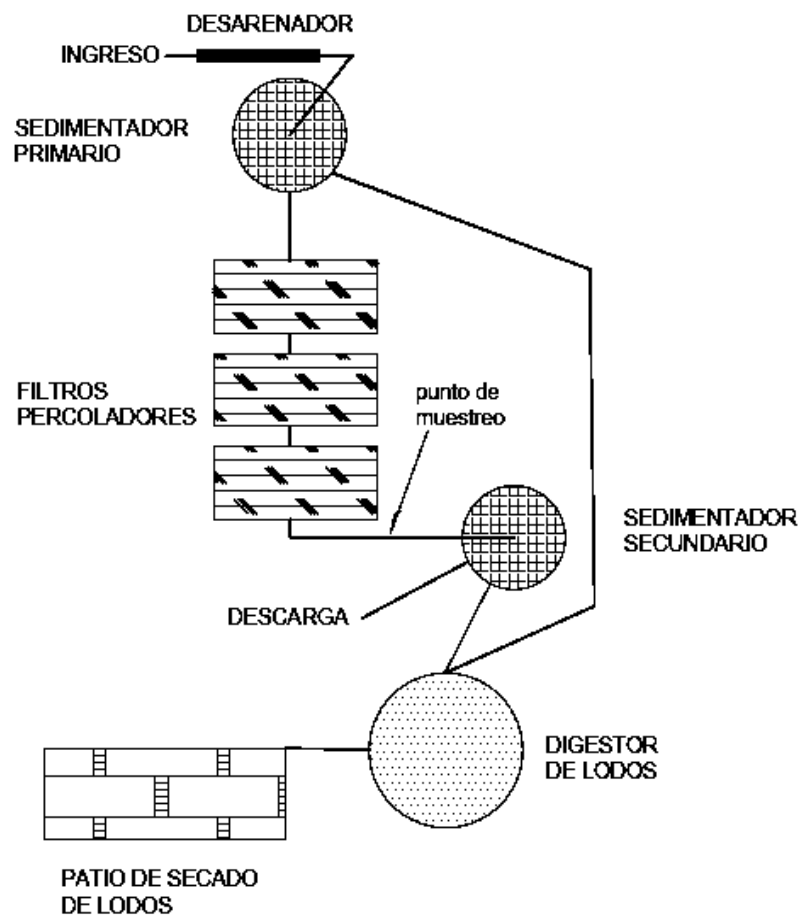


Figura 10. **Distribución de unidades en la estación depuradora de agua residual de la Universidad de San Carlos de Guatemala**

Esta estación depuradora se integra por un tren de procesos que inicia con la unidad de pretratamiento, donde se realiza el proceso de cribado y desarenado del caudal de agua residual; posteriormente se tiene un tratamiento primario a

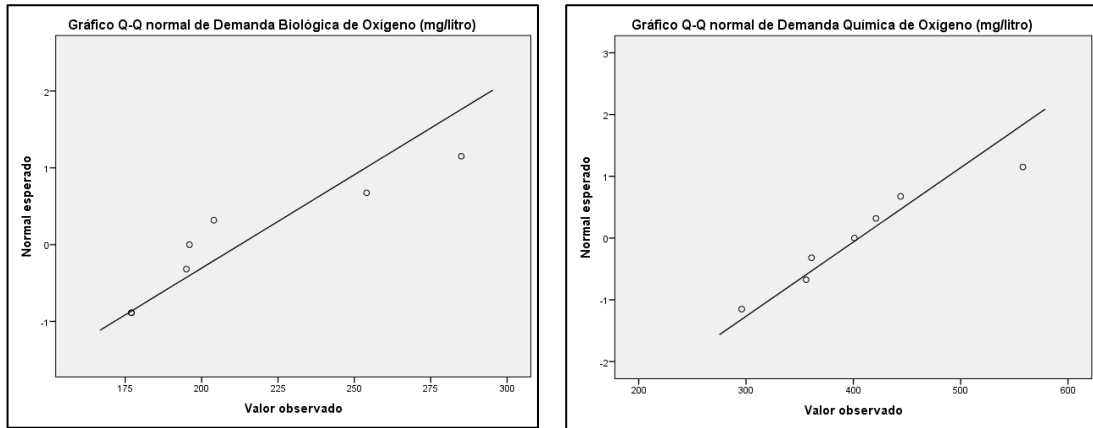
través de un sedimentador primario circular, seguida de la unidad de depuración secundaria en la cual se utiliza una batería de filtros percoladores (tres filtros en serie) con su respectiva unidad de sedimentación, para pasar finalmente a la descarga hacia el cuerpo receptor. Los lodos generados en los sedimentadores, se depuran en un digestor anaerobio de lodos y patio de deshidratación.

Esta estación depuradora cuenta con registros de control de calidad realizados en el laboratorio del Centro de Investigaciones de la Facultad de Ingeniería, así como de estudios realizados en la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria por Ramírez Sánchez (2012).

A la base de datos históricos de calidad de agua, se le aplicó la prueba de normalidad Shapiro-Wilk con el programa SPSS®, obteniéndose para los datos de concentración de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) una significancia de 0.084 (Estadístico 0.832 y 7 grados de libertad), para la concentración de Demanda Química de Oxígeno (DQO) una significancia de 0.732 (Estadístico 0.950 y 7 grados de libertad) y la concentración de Sólidos Suspendidos (SS) una significancia de 0.983 (Estadístico 0.986 y 7 grados de libertad).

Los tres parámetros evaluados presentaron una significancia por arriba de 5 %, por lo que se acepta la hipótesis nula que establece la normalidad de los datos con un nivel de confianza de 95 %.

Para determinar si la calidad del afluente de la estación depuradora de la USAC presenta características típicas de agua residual de origen doméstico, se aplicó el análisis de igualdad de medias entre los datos históricos de las concentraciones de DBO_5 , DQO y SS con la media proporcionada por Metcalf y Eddy, Inc., (1996) y Crites y Tchobanoglous (2000).



Pruebas de normalidad						
	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Demanda Biológica de Oxígeno (mg/litro)	.297	7	.062	.832	7	.084
Demanda Química de Oxígeno (mg/litro)	.178	7	.200 [*]	.950	7	.732
Sólidos Suspendidos (mg/litro)	.134	7	.200 [*]	.986	7	.983

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.
a. Corrección de significación de Lilliefors

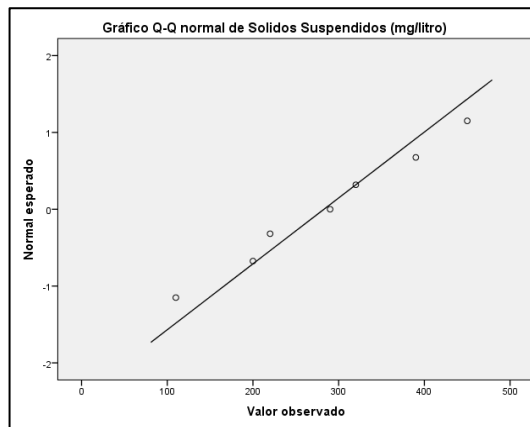


Figura 11. Prueba de normalidad a datos del agua residual de ingreso a la estación depuradora de la USAC

Tabla 1. **Comparación de medias en concentraciones de DBO₅, DQO y SS del afluente de la estación depuradora de la USAC con bibliografías especializadas**

Parámetro	Unidad	Valor Promedio PTAR USAC (Ramírez Sánchez, 2012, pág. 51)	Valor Usual (Metcalf y Eddy, Inc., 1996, pág. 125)	Rango (Metcalf y Eddy, Inc., 1996, pág. 125)
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	Miligramo /litro	212.57	220	110-400
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Miligramo /litro	405.29	500	250-1000
Solidos Suspendidos (SS)	Miligramo /litro	282.86	220	100-350

El análisis de medias aplicando la prueba T de Student para una muestra, dio como resultado para la concentración de DBO₅ una significancia bilateral de 0.625 ($p > 0.05$, $t = -0.478$ y $gl. = 6$) y para SS una significancia bilateral de 0.204 ($p > 0.05$, $t = 1.427$ y $gl. = 6$), con lo cual se concluye que las concentraciones de DBO₅ y SS no presentan diferencias significativas en relación a la media reportada en bibliografías especializadas, por lo que las mismas si corresponden a un agua residual de origen doméstico.

El mismo análisis realizado a la concentración de DQO presenta diferencias significativas ($p = 0.024$, $t = -3.016$, $gl. = 6$) en relación al valor medio poblacional (500 mg/l), sin embargo este valor se encuentra dentro de los rangos usuales de agua residual de tipo doméstica (250-1000 mg/l), según Metcalf y Eddy (1996, pág. 125).

Del análisis realizado se concluye que el agua residual que ingresa a la estación depuradora de la USAC, si presenta características típicas de agua

residual de origen doméstica, por lo que se aceptó su utilización para el desarrollo del estudio.

La otra estación depuradora de agua residual preseleccionada fue la planta piloto de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria (PTAR ERIS), la que se localiza en la zona 13 de la ciudad de Guatemala, con coordenadas geográficas latitud 14°34'41.44"N y longitud 90°32'10.92"O.

Esta estación depuradora está compuesta por cinco líneas de tratamiento, debido a que es una planta piloto en la cual se han implementado diversos tipos de tratamiento de agua residual para su estudio. El caudal que ingresa a esta estación depuradora proviene de las actividades domésticas de la colonia Aurora II.

La línea de tratamiento No. 1 contempla un desarenador, tres filtros percoladores en serie y un sedimentador secundario (ver figura 12). La línea de tratamiento No. 2 posee un desarenador, Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (RAFA), un filtro percolador y un estanque de *eichhornia crassipes*. La línea de tratamiento No. 3 cuenta con un desarenador y riego de pastizales. La línea de tratamiento No. 4 se encuentra integrada por un desarenador, un RAFA, un sedimentador secundario, un filtro percolador y un patio de secado de lodos. Finalmente, la línea de tratamiento No. 5 es un sistema de lagunas de oxidación.

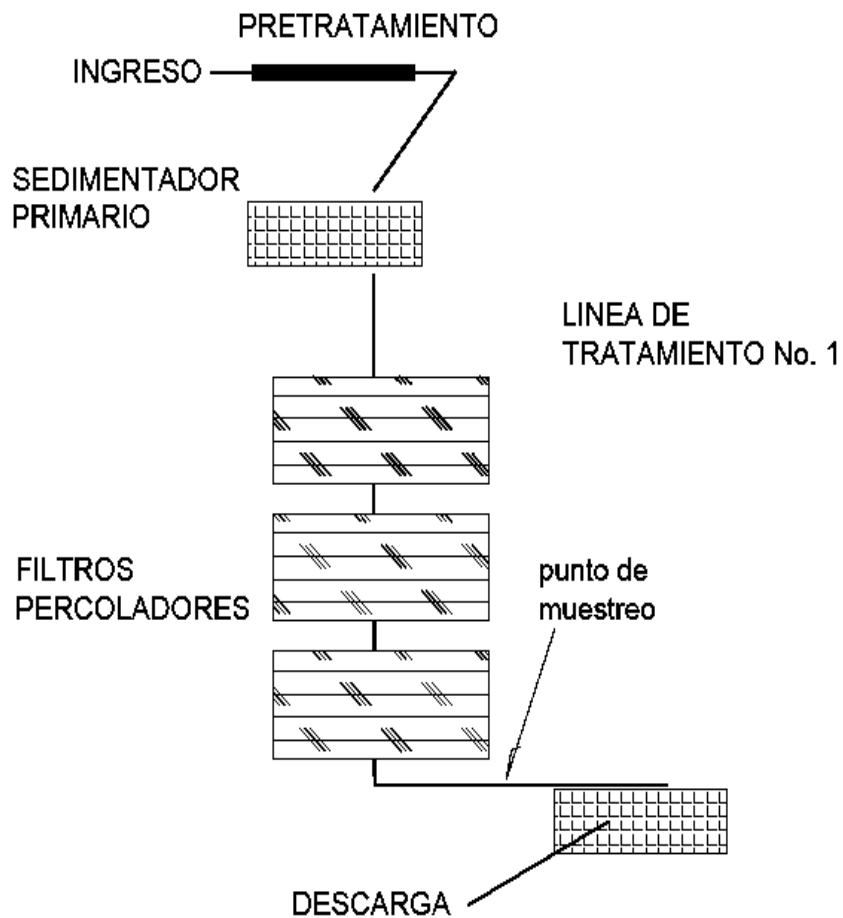


Figura 12. **Distribución de unidades en la estación depuradora de agua residual de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria (ERIS), línea No. 1**

Esta planta de tratamiento cuenta con registros de control de calidad realizados en el laboratorio del Centro de Investigaciones de la Facultad de Ingeniería, así como de estudios de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria realizados por Ortiz y Palma (2007) y Calderón (2014).

Los datos históricos obtenidos fueron sometidos a la prueba de normalidad Shapiro-Wilk con el programa SPSS®, obteniéndose para los datos de

concentración de DBO_5 una significancia de 0.533 (Estadístico 0.977 y 41 grados de libertad), para la concentración de DQO una significancia de 0.170 (Estadístico 0.962 y 41 grados de libertad) y para la concentración de SS una significancia de 0.138 (Estadístico 0.959 y 41 grados de libertad).

De acuerdo al análisis realizado los tres parámetros evaluados presentaron una significancia por arriba de 5 %, por lo que se acepta la hipótesis nula que establece la normalidad de la distribución de los datos con un nivel de confianza de 95 %.

Para establecer si la calidad del afluente de la estación depuradora de la ERIS presenta características de un agua residual de origen doméstico, se sometió a un análisis de igualdad de medias poblacionales entre los valores históricos obtenidos y los valores medios presentados por Metcalf y Eddy (1996, pág. 125) y Crites y Tchobanoglous (2000, pág. 181).

El análisis de medias utilizado, aplicó la prueba T para una muestra, obteniéndose para la concentración de DBO_5 una significancia bilateral de 0.125 ($p > 0.05$, $t = 1.565$ y $gl. = 41$), con lo cual se acepta la hipótesis de la igualdad de las medias para los valores de DBO_5 de la estación depuradora de ERIS con los valores típicos dados por Metcalf y Eddy para aguas residuales de tipo doméstico.

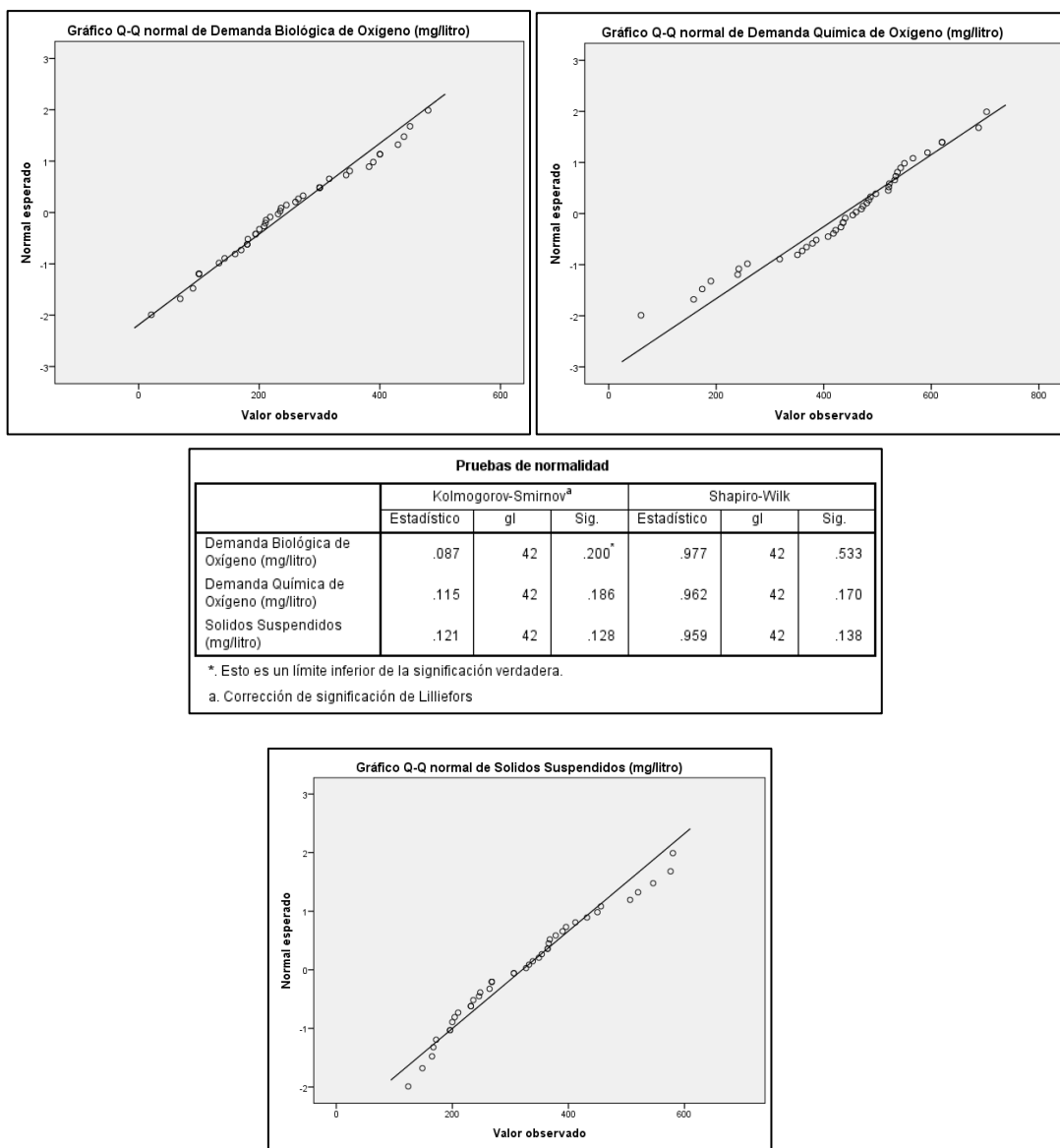


Figura 13. Prueba de normalidad a datos históricos del agua residual de ingreso a estación depuradora de ERIS

Para las concentraciones de DQO se encontraron diferencias significativas entre las medias evaluadas ($p < 0.05$, $t = -2.900$, $gl. = 41$), sin embargo este valor se encuentra dentro de los rangos usuales de DQO de agua residual de tipo

doméstica (250-1000 mg/l), lo mismo sucede para el valor medio de SS (320.51 mg/l) que presentó diferencias significativas ($p < 0.05$, $t = 5.417$, $gl. = 41$) en relación al valor medio poblacional (220 mg/l), encontrándose este valor dentro de los rangos usuales de agua residual de tipo doméstica para SS (100-350 mg/l).

Tabla 2. Valores medios del agua residual en el ingreso de la planta de tratamiento piloto de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria (ERIS)

Parámetro	Unidad	Valor Promedio PTAR ERIS Ortiz y Palma (2007) y Calderón (2014)	Valor Usual (Metcalf y Eddy, Inc., 1996, pág. 125)	Rango (Metcalf y Eddy, Inc., 1996, pág. 125)
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	Miligramo /litro	247.32	220	110-400
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Miligramo /litro	436.43	500	250-1000
Sólidos Suspendidos (SS)	Miligramo /litro	320.51	220	100-350

Del análisis realizado, se concluye que el agua residual que ingresa a la estación depuradora de la ERIS, posee características típicas de agua residual de origen doméstica, por lo que al igual que con la planta de la USAC, se aceptó su utilización para el desarrollo del estudio.

Con base en la conclusión anterior, se realizó el análisis para establecer si las muestras que se extraerían de los dos sistemas de tratamiento de agua residual se pueden considerar de la misma población muestral, para lo cual se aplicó la prueba de Levene para comprobar el supuesto de homogeneidad de varianzas, obteniéndose que si se cumple este criterio de homogeneidad para los datos de Demanda Química de Oxígeno ($F = 1.826$ y $p > 0.05$) y Sólidos Sedimentables ($F = 0.082$ y $p > 0.05$). En el caso de los datos de Demanda

Bioquímica de Oxígeno, no se cumple el supuesto de igualdad de varianzas ($F=5.678$ y $p<0.05$), sin embargo ya se acotó que estos valores se encuentran dentro de los rangos dados por Metcalf y Eddy (1996), por lo que se pueden considerar provenientes de la misma población.

Con relación a la hipótesis “si hay o no diferencias significativas en los valores de calidad de agua residual de las dos plantas de tratamiento de agua residual”, la prueba T para muestras independientes indica que se acepta la hipótesis nula, es decir que no hay diferencias entre los datos provenientes de las dos estaciones depuradoras, obteniéndose significancias mayores a 5 % para los datos Demanda Bioquímica de Oxígeno ($t=-1.487$; $gl.=24.885$ y $p>0.05$), Demanda Química de Oxígeno ($t=-0.561$; $gl.=47$ y $p>0.05$) y Sólidos Sedimentables ($t=-0.770$; $gl.=47$ y $p>0.05$), confirmándose con ello que el afluyente de ambas estaciones depuradoras pueden considerarse como una misma población muestral.

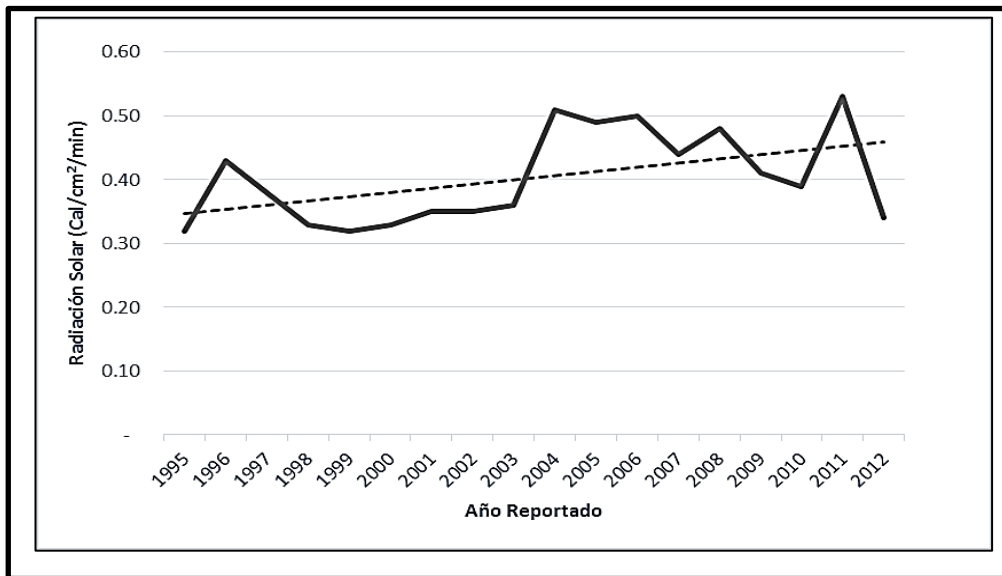


Figura 14. Comportamiento anual de la radiación solar media en ciudad de Guatemala

En relación a la información climática, se utilizó la estación del Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología (INSIVUMEH), localizada en la sede central de dicho instituto, en la dirección identificada como 7 avenida 14-57 zona 13 de la Ciudad de Guatemala (latitud 14°35'11"N y longitud 90°31'58"O), la cual posee registros históricos desde el año 1995 al 2012 para las condiciones de radiación solar medida en cal/cm²/min.

De acuerdo al análisis de los datos del INSIVUMEH, la media anual de radiación solar se estima en 0.40 cal/cm²/min. (1005.00 kW/m²), con tendencia a incrementarse de acuerdo a lo que se puede observar en la figura 14.

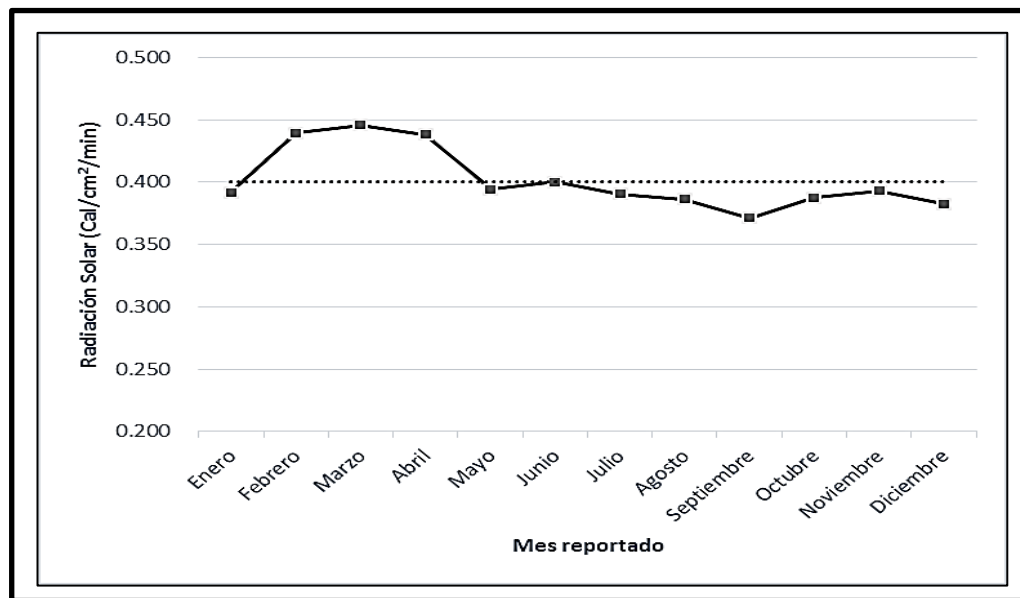


Figura 15. Comportamiento mensual de la radiación solar media en ciudad de Guatemala.

La radiación solar media mensual en la Ciudad de Guatemala presenta sus valores más altos en los meses de febrero, marzo y abril (valores superiores a la media anual), y el resto del año sus valores se encuentran por debajo de la media anual al año 2012 (ver figura 15).

Pruebas de normalidad							
Mes reportado	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk			
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.	
Radiación en cal/cm2/seg	Enero	.126	17	.200 [*]	.954	17	.521
	Febrero	.175	18	.148	.951	18	.445
	Marzo	.135	18	.200 [*]	.951	18	.448
	Abril	.180	18	.130	.911	18	.090
	Mayo	.212	18	.032	.836	18	.005
	Junio	.195	18	.070	.924	18	.154
	Julio	.130	16	.200 [*]	.948	16	.460
	Agosto	.191	17	.099	.909	17	.095
	Septiembre	.168	17	.200 [*]	.953	17	.503
	Octubre	.133	17	.200 [*]	.918	17	.138
	Noviembre	.140	17	.200 [*]	.912	17	.109
	Diciembre	.200	17	.070	.890	17	.047

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.
a. Corrección de significación de Lilliefors

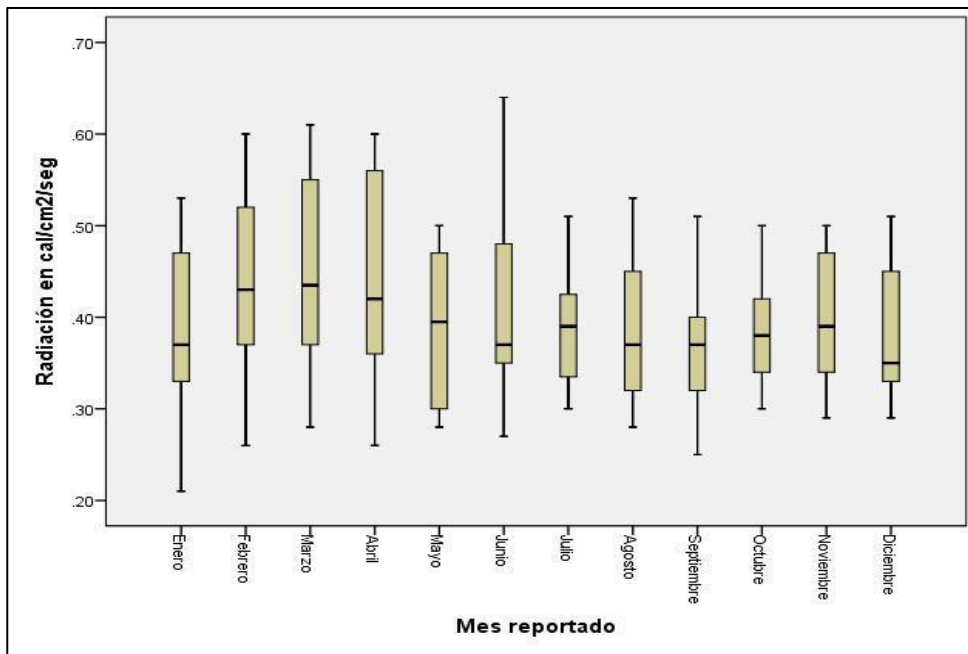


Figura 16. Prueba de normalidad a datos históricos de la radiación solar para la ciudad de Guatemala

Esta información muestra muy poca variación de la radiación solar en Ciudad de Guatemala a lo largo del año, lo cual sustentó la decisión de realizar el muestreo del estudio en cualquier época del año, ya que se considera que esta variable no afectará el resultado del mismo.

Finalmente, la información obtenida del INSIVUMEH fue analizada para establecer la normalidad de su distribución, aplicando la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk obteniéndose valores de significancia superior a 5 % para todos los meses, exceptuándose mayo y diciembre (ver figura 16), por lo que puede concluirse que 10 de los 12 meses del año presentan datos de registro que responden a una distribución normal.

2.1.1. Tamaño muestral

Con el objetivo de lograr resultados representativos en el trabajo de investigación planteado, se buscó determinar el número de muestras aleatorias simples que debían obtenerse para lograr la representatividad de las siguientes condiciones:

- Tiempo de retención celular óptimo para alcanzar la mayor producción de biomasa, medido éste en función del valor residual de color para cada muestra a considerar.
- Presencia de algas clorofitas y su porcentaje en relación al total de biomasa desarrollada.
- Nivel de absorción de nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal y fosfatos en el período de mayor presencia de fitoplancton.

Para determinar el tamaño de la muestra se utilizó la ecuación para muestras infinitas por análisis cuantitativo, considerando que el agua residual del efluente de las estaciones depuradoras puede tener un tamaño poblacional infinito.

$$n = \frac{S^2 * Z^2}{e^2} \quad (1)$$

Para la ecuación anterior (n) es el tamaño de la muestra, (S) corresponde a la desviación estándar, (Z) sería el valor de la distribución (t) de Student, y (e) el error relativo.

Aplicando la ecuación de muestras infinitas, el (n) obtenido representa el tamaño mínimo de la muestra para obtener un error relativo menor de (e) con una probabilidad (nivel de confianza) del 95 % previamente definido para el presente estudio.

Del análisis Estadístico realizado a las muestras de calidad de agua residual que ingresan a las estaciones depuradoras seleccionadas, se determinó que estas presentan una desviación estándar de 14 %, por lo que se utilizó este valor en la ecuación de muestras infinitas, considerando que la presencia de algas en el agua residual pueden tener un comportamiento similar al que muestra la calidad del agua residual de cada estación depuradora.

Considerando un valor de desviación estándar (Z) igual a 1.96, un nivel de confianza de 95 %, y un margen de error relativo de 5 % para todo el estudio, resulta un tamaño de muestra de 30 unidades, quedando así establecido el número de muestras total a considerar.

Estas 30 muestras se repartieron a lo largo de los 365 días del año de forma aleatoria sin retorno, manteniendo el criterio de dejar 15 muestras para cada estación depuradora.

2.1.1.1. Condiciones del muestreo y experimentación

Se consideraron dos factores importantes para desarrollar el proceso de experimentación, el primero fue la toma y transporte de muestras, y el segundo las condiciones de experimentación.

Los factores de toma y transporte se realizaron siguiendo el procedimiento establecido en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1060, "Collection and Preservation of Samples", 22nd., Edition 2012, en relación a las condiciones de la toma de muestra, recipiente y condiciones de transporte.

Para definir el volumen de agua residual a captar en cada muestra, se tomó en consideración el volumen preciso para realizar la determinación de color e identificación-conteo de algas. Este volumen se multiplicó por 14 días y se adicionó un volumen para reserva por muestra. De esta forma, el volumen de agua considerado para cada ensayo fue de un litro por muestra.

En relación a las condiciones de experimentación, se ubicó un espacio físico dentro del laboratorio del Centro de Investigaciones de Ingeniería, con el objetivo de colocar en él las 30 muestras recolectadas durante los 14 días que se evaluó cada una de ellas. Este espacio físico contaba con las condiciones de seguridad para evitar manipulación de personas ajenas al proceso de experimentación, así como condiciones de exposición natural a radiación solar y temperatura. Es importante resaltar que la ubicación para el desarrollo del experimento, consideró la cercanía del laboratorio a las estaciones depuradoras evaluadas, así como su cercanía a la estación hidrometeorológica del INSIVUMEH.

Para el proceso de experimentación, se seleccionó un mecanismo tipo batch, por lo que a la muestra una vez fue captada, ya no se adicionó ningún volumen de agua residual durante todo el ensayo, estando expuesta a condiciones de evaporación natural y reducción de volumen por cada análisis realizado.

El material del dispositivo seleccionado consideró las recomendaciones dadas por Moreno (2008, pág. 127 a 129) , quien indica que este debe ser de forma cilíndrica y de vidrio para permitir un mayor contacto de la radiación solar con el volumen de agua residual. Es importante indicar que el vidrio “permite el paso de radiación solar en el rango de longitud de onda que tienen un papel fundamental en los procesos fotosintéticos, limitando el paso de radiación ultravioleta (UV) en el espectro que podría eliminar la actividad microbológica que no se desea eliminar” (Moreno Marín, 2008, pág. 127).

2.1.2. Determinación del período de retención celular para el desarrollo de procesos de fitorremediación

Para establecer el tiempo de retención celular para el desarrollo de máxima biomasa, se tomaron las 30 muestras de forma aleatoria en la salida de los filtros percoladores de las estaciones depuradoras seleccionadas, dándoles a cada muestra un tiempo de retención celular de 14 días. Este criterio fue seleccionado con el objetivo de confirmar la hipótesis planteada por Moreno (2008), en el sentido que “el desarrollo de las algas en un sistema cerrado proveniente de un decantador secundario y bajo condiciones ambientales naturales (temperatura y radiación solar), duplicaban la concentración en suspensión de algas por día, desde el día cero hasta el día siete, y a partir del día octavo, esta concentración

se estabiliza” (Moreno Marín, 2008, pág. 148), por lo que darle 14 días de observación permitiría observar dicho comportamiento.

El comportamiento del desarrollo celular se asoció con el nivel de color presente en el agua residual, para ello se consideró realizar una lectura inicial de color al momento de toma de la muestra, y una lectura diaria durante los 14 días siguientes. Con estos datos se calculó el color residual aplicando la Ecuación 2.

$$Color\ residual = \frac{color\ final}{color\ inicial} \times 100 \quad (2)$$

La selección del parámetro de color como indicador de crecimiento de biomasa, se basó en el criterio dado por Roldan y Ramírez (2008), quienes indicaron “que el desarrollo de color en cuerpos de agua se encuentra asociado a la proliferación de algas, las cuales le aportan color a la misma” (pág. 155). De esta forma cuerpos de agua altamente productivos presentan un color amarillento, azul, gris o pardo; mientras que los menos productivos tienen una tendencia a presentar colores en tonos azulados o verdosos.

La concentración de color en las muestras de agua residual analizadas, se realizó con un colorímetro unidad ion cloroplatinato, siguiendo el procedimiento definido por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2120B, “Visual Comparison Method”, 22nd., Edition 2012.

Todos los datos obtenidos fueron sometidos a un análisis Estadístico de tipo paramétrico, con el objetivo de determinar el valor medio de las concentraciones de color residual diario, lo cual permitió elaborar la curva de comportamiento de color durante 14 días.

De las curvas de color residual generadas, se identificó el día o período en el cual se estima se tiene el mayor desarrollo de biomasa generada de forma natural (sin inoculación) en agua residual proveniente de filtros percoladores.

2.1.3. Identificación de presencia de algas clorofitas en el agua residual de filtros percoladores

El proceso de identificación de algas clorofitas en el efluente de filtros percoladores conllevó dos actividades principales:

- Identificación de algas
- Cuantificación de algas

Ambas actividades (identificación y caracterización de algas) fueron desarrolladas en cada una de las 30 muestras utilizadas para la determinación del tiempo medio de desarrollo de máxima biomasa correspondiente al día 7, tiempo seleccionado con base en estudios realizados anteriormente que establecen que “el tiempo de máximo desarrollo de biomasa se localiza entre el día 7 y 10 de cultivo de biomasa” (Moreno Marín, 2008, pág. 148).

La identificación de algas, fue realizada utilizando un procedimiento cualitativo con microscopía óptica con el apoyo de una iconografía para facilitar su identificación, siguiendo el procedimiento recomendado por Moreno, Medina y Albarracín (2012) y aplicado en el trabajo de investigación preliminar realizado por Guerra, Zea y Aguilar (2015).

Cada muestra obtenida fue preservada con Lugol, lo cual permitió resaltar de mejor manera la presencia del fitoplancton presente en el agua residual. La

solución de Lugol fue preparada según el procedimiento definido por Guerra, Zea y Aguilar (2015), “disolviendo 20 gramos de yoduro de potasio (KI) y 10 gramos de cristales de yodo en 200 mililitros de agua destilada con 20 mililitros de ácido acético” (pág. 32).

Para realizar el conteo de algas se utilizó un microscopio binocular y una cámara de conteo de células tipo Sedgwick-Rafter (S-R), según recomienda McAlice (1971) para el conteo de organismos grandes debido a que “es fácil de manipular, necesita un bajo poder de magnificación (hasta 200X), y provee información cuantificable y razonablemente acertada” (pág. 27).

Para estimar la cantidad de células de fitoplancton por mililitro de muestra, se utilizó el procedimiento de recuento por hileras, en el cual se cuentan todos los microorganismos presentes en una faja del ancho del campo en toda la longitud de la celda Sedwick-Rafter. La concentración de microorganismos se obtiene multiplicando el número de campos existentes en el ancho de la celda, los cuales pueden ser contados directamente (Murgel Branco, 1969). Este cálculo se explica mediante la ecuación (3).

$$N = \frac{C * 1000}{L * W * D * S} \quad (3)$$

Donde:

- N = cantidad de células por mililitro de muestra (Cel/ml)
- C = organismos contados
- L = longitud de la fila
- D = altura de la fila
- W = ancho de la fila
- S = número de filas contadas

Durante el proceso de conteo, se tomaron las siguientes recomendaciones dadas por el Standard Methods:

- Se aplicó ajuste por dilución cuando fue requerido.
- No se contaron los especímenes dudosos.
- Objetos cercanos a límite de visión objetivo y ocular no fueron cuantificados.
- Los organismos encontrados en la línea limítrofe del campo, fueron reportados como un segmento.

Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente para aceptar o rechazar la hipótesis en relación a la presencia o no de algas clorofitas en las aguas residuales que provienen de filtros percoladores, en especial la identificación de algas *Chlorella* y *Scenedesmus*, las cuales según estudios realizados por Chacón, Andrade, Cárdenas, Araujo y Morales (2004), Hernández Reyes, Rodríguez Palacio, Lozano Ramírez y Castilla Hernández (2012) y Domínguez Cabanales y otros (2013) presentan altas eficiencias en la remoción de nutrientes en aguas residuales.

2.1.4. Absorción de nitrógeno amoniacal, nitrito, nitrato y fosfato en un medio de cultivo de algas clorofitas

Para dar cumplimiento al tercer objetivo de la investigación, se determinó el nivel de variación del contenido de nitrógeno y fósforo, entre el día 0 y el día 7 en el cultivo de algas clorofitas desarrolladas en agua residual del efluente de filtros percoladores.

Para medir la variación del nitrógeno, se midieron tres variables que son el nitrito residual (variable discreta c), el nitrato residual (variable discreta d) y nitrógeno amoniacal residual (variable discreta e).

Para determinar el valor residual del nitrógeno nitrito (NO_2^- -N), nitrógeno nitrato (NO_3^- -N) y nitrógeno amoniacal (NH_3^- -N) se utilizaron las Ecuaciones 4, 5 y 6.

$$Ni_r = \frac{Ni_f}{Ni_i} \quad (4)$$

$$N_r = \frac{N_f}{N_i} \quad (5)$$

$$NA_r = \frac{NA_f}{NA_i} \quad (6)$$

Donde:

- (Ni_r) es el valor de nitrito residual, (Ni_f) es la concentración de nitrito final dado en miligramo por litro y (Ni_i) es la concentración de nitrito inicial correspondiente al momento de la toma de muestra dada en miligramo por litro.
- (N_r) corresponde al valor de nitrato residual, (N_f) es la concentración de nitrato final dado en miligramo por litro y (N_i) es la concentración de nitrato inicial correspondiente al momento de la captura de la muestra dada en miligramo por litro.
- (NA_r) corresponde al valor de nitrógeno amoniacal residual, (NA_f) es la concentración de nitrógeno amoniacal final dado en miligramo por litro y (NA_i) es la concentración de nitrógeno amoniacal al momento de la captura de la muestra dada en miligramo por litro.

En el caso de la variación de fósforo, se utilizó la variable de fosfato (PO_4^{3-}) residual (variable discreta f), utilizando la Ecuación 7.

$$P_r = \frac{P_f}{P_i} \quad (7)$$

Donde:

- (P_r) corresponde al valor de fosfato residual, (P_f) es la concentración de fosfato final dada en miligramo por litro y (P_i) es la concentración inicial de fosfato al momento de la captura de la muestra dada en miligramo por litro.

Para la determinación del nitrógeno nitrito (NO_2^- -N), fue utilizado el método diazotización, según Estándar Methods for the Examination of Water and Wastewater, 4500- NO_2^- -B-(Nitrogen-Nitrite-Colorimetric Method), con equipo HACH modelo DR2500.

Para la determinación del nitrógeno nitrato (NO_3^- -N), fue utilizado el método de reducción de cadmio, según Estándar Methods for the Examination of Water and Wastewater, 4500- NO_3^- -E (Nitrogen-Nitrate-Cadmium Reduction Method), con equipo HACH modelo DR2500.

Para la determinación de nitrógeno amoniacal (NH_3^- -N) fue utilizado el método Nessler, según Estándar Methods for the Examination of Water and Wastewater, 4500- NH_3^- (Nitrogen-Ammonia), con equipo HACH modelo DR2500.

El fosfato (PO_4^{3-}) fue determinado utilizando el método molibdovanadato, según Estándar Methods for the Examination of Water and Wastewater, 4500-P-C (Phosphorus-Vanadomolybdophosphoric acid colorimetric method), con equipo HACH modelo DR2500.

A los datos obtenidos se les aplicó una prueba de normalidad, comparación de medias y análisis de varianza, utilizando el programa Estadístico SPSS®, aceptando o rechazando las hipótesis estadísticas en función del valor de significancia obtenido para concluir con un 95 % de confianza.

2.2. Metodología utilizada para el desarrollo de la fase II correspondiente a la definición del modelo estadístico de absorción de nutrientes

En esta fase de la investigación se buscó identificar un modelo Estadístico que permitiera relacionar el comportamiento de nutrientes de entrada sobre el nivel de absorción de nutrientes, logrado en un medio de cultivo de algas *Chlorella* desarrolladas en el agua residual del efluente de un filtro percolador.

Para lograr el objetivo indicado, se planteó un diseño experimental factorial, considerando que se desea establecer el efecto individual y combinado de dos factores (concentración de nitrógeno y fósforo) en relación a cuatro variables respuesta (fosfato, nitrito, nitrato y nitrógeno amoniacal al cabo de 7 días de cultivo).

Para lograr un análisis Estadístico adecuado, se realizaron tres réplicas del experimento.

La metodología se desarrolló en las siguientes etapas:

- Identificación de los factores que influyen en la variable respuesta y propuesta del modelo experimental que represente dicha relación.
- Desarrollo del experimento mediante un muestreo representativo que permitió hacer las observaciones necesarias.

- Estimación de los parámetros del modelo.
- Contraste de los factores que influyen en la respuesta.
- Identificación de las diferencias en los factores que influyen en la respuesta.
- Realización de la diagnosis del modelo mediante el análisis de los residuos.

2.2.1. Diseño experimental

El diseño experimental propuesto fue del tipo multifactorial en el cual se plantearon dos factores (variables independientes a manipular), siendo estos factores:

- Concentración de fosfato inicial.
- Concentración de nitrógeno inicial.

El factor 1 se trabajó con dos niveles:

- Nivel 1: fosfato con valor máximo
- Nivel 2: fosfato con valor mínimo

El factor 2, se trabajó con seis niveles, según se indica a continuación:

- Nivel 1: nitrito con valor máximo
- Nivel 2: nitrito con valor mínimo
- Nivel 3: nitrato con valor máximo
- Nivel 4: nitrato con valor mínimo
- Nivel 5: nitrógeno amoniacal con valor máximo
- Nivel 6: nitrógeno amoniacal con valor mínimo

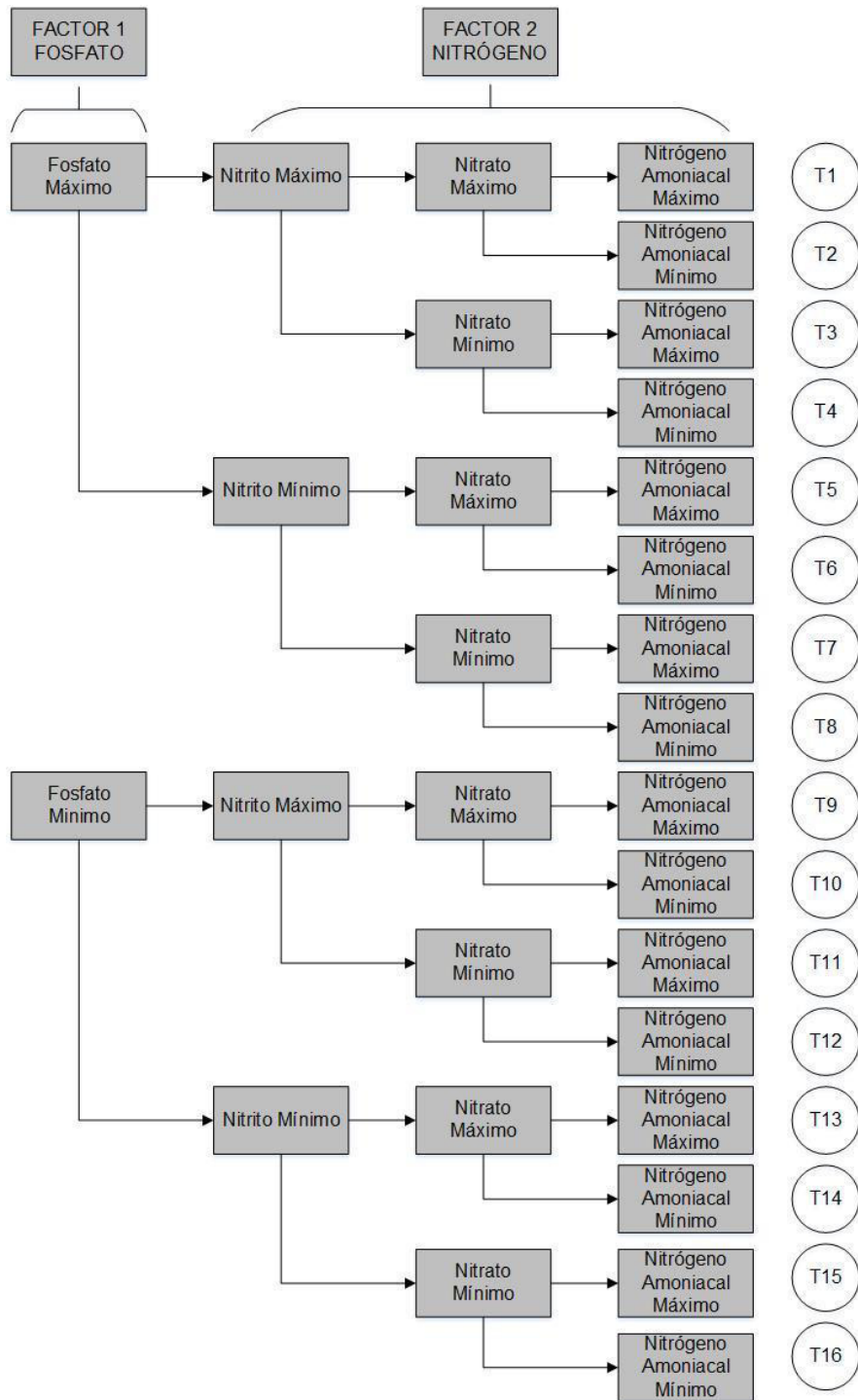


Figura 17. Distribución de los tratamientos para el diseño experimental

Para cada tratamiento se determinó de forma cuantitativa los valores de fosfato, nitrito, nitrato y nitrógeno amoniacal, utilizando los procedimientos estandarizados indicados en la fase I.

El diseño y análisis estadístico fue realizado con el software STATGRAPHICS CENTURION XVII®, utilizando la aplicación de diseño de experimentos del tipo factorial completo (2^k) el cual generó un total de 16 tratamientos, según se muestra en la figura 17.

Los niveles máximos y mínimos de los factores fueron determinados en función del comportamiento de los registros horarios de las concentraciones de fosfato, nitrito, nitrato y nitrógeno amoniacal obtenidas del efluente de los filtros percoladores de la estación depuradora de la USAC.

Estas concentraciones fueron obtenidas a través de un muestreo realizado de forma horaria por Argueta, Blandón y Aguilar (2016), según se detalla en la tabla 3. A estos datos les fue aplicado la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk presentándose significancias menores a 5 % para los datos de fosfato, (Estadístico=0.779, gl.=24), por lo que no se confirmó el supuesto de normalidad de estos datos. Para los datos de nitrito, nitrato y nitrógeno amoniacal, si se cumple el supuesto de normalidad ($p > 0.05$) (estadísticos=0.927 a 0.939, gl.=24).

Con base en esta información, se realizó la prueba no paramétrica de Kolmogorow-Smirnov con la cual se confirma el rechazo de la hipótesis nula (la distribución de los datos es normal con la media y la desviación estándar) para los valores de fosfato ($p < 0.05$), aceptándose el supuesto de normalidad para los datos de nitrito ($p = 0.20$) nitrato ($p = 0.20$) y nitrógeno amoniacal ($p = 0.20$).

El hallazgo encontrado en relación al no cumplimiento de la normalidad de los datos, conllevó a realizar el análisis de normalidad de los datos agrupados por horas, por lo que aplicando la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk a los datos de fosfato agrupados por hora, confirma el supuesto de normalidad ($p > 0.05$) para los datos obtenidos en las horas 9, 10, 12, 13, 14 y 15 (Estadístico entre 0.864 y 0.987, gl.=3), mientras que los datos de las horas 8 y 11 presentaron valores de significancia menores a 0.05 (estadístico 0.758 y 0.750 respectivamente, gl.=3).

Tabla 3. **Valores obtenidos del muestreo horario en el efluente del filtro percolador de la planta de tratamiento de la USAC**

Día	Hora de muestreo	Fosfato (mg/l.)	Nitrito (mg/l.)	Nitrato (mg/l.)	Nitrógeno Amoniacal (mg/l.)
1	8:00	19.00	0.12	105.00	1.16
	9:00	54.99	0.12	99.00	1.47
	10:00	32.00	0.25	96.00	1.24
	11:00	203.91	0.10	101.00	0.78
	12:00	22.01	0.14	90.00	0.78
	13:00	105.96	1.55	92.00	3.88
	14:00	68.96	0.72	90.00	4.11
2	15:00	49.99	0.98	92.00	5.89
	8:00	111.96	0.39	111.98	6.67
	9:00	40.00	1.52	86.00	9.07
	10:00	37.98	1.13	76.00	6.74
	11:00	28.99	0.66	76.00	8.53
	12:00	77.97	0.76	93.00	6.28
	13:00	49.99	0.44	93.00	6.51
3	14:00	28.99	0.68	93.00	7.21
	15:00	32.00	0.66	99.00	9.46
	8:00	19.98	0.12	115.98	7.44
	9:00	64.98	0.23	112.00	8.91
	10:00	70.28	0.33	95.00	7.91
	11:00	28.99	0.57	93.00	9.07
	12:00	34.97	0.76	89.00	11.09
	13:00	19.98	1.18	102.00	10.31
	14:00	44.99	0.99	81.00	13.57
	15:00	102.95	1.14	94.00	10.31

Fuente: monitoreo de calidad de agua realizado por Argueta, Blandón y Aguilar (2016, pág. 61)

Analizando esta información se puede apreciar que en las horas 8 y 11 es cuando se han presentado los valores más altos para el fosfato (203.91 y 111.96 mg/l.).

Para los datos de nitrato, la prueba de normalidad Shapiro-Wilk realizada a los datos agrupados por hora, confirmó el supuesto de normalidad ($p > 0.05$) para los datos de las horas 9, 10, 11, 13, 14 y 15 (estadístico entre 0.809 y 0.964, gl.=3), mientras que los datos de las horas 8 y 12 presentaron valores de significancia menores a 5 % (estadístico 0.750, gl.=3), rechazándose el supuesto de normalidad.

El análisis de normalidad Shapiro-Wilk de los datos de nitrato agrupados por hora, confirmó el supuesto de normalidad ($p > 0.05$) para los datos obtenidos de la totalidad de horas (estadístico entre .787 y 1.000, gl.=3), mientras que para los datos de nitrógeno amoniacal, se confirmó el supuesto de normalidad ($p > 0.05$) para los datos de las horas 8, 10, 11, 12, 13, 14 y 15 (estadístico entre 0.799 y 0.999, gl.=3), mientras que no se confirma para la hora 9, la cual obtuvo significancia menor a 5 % (estadístico= 0.766, gl.=3).

Durante el muestreo se pudo apreciar que el comportamiento del fosfato el día lunes a las 11:00 de la mañana presentó un valor elevado, siendo esto una de las razones por las cuales no se logró confirmar la normalidad de datos para este parámetro. Este dato responde a las actividades de limpieza que se concentran de forma mayoritaria los días lunes. Dada esta condición, se optó por conservar este valor como el valor máximo (203.91 mg/l de fosfato) para el diseño experimental realizado.

Tomando en consideración el análisis realizado se procedió a definir los valores mínimos (Nivel bajo) y máximos (Nivel alto) que se utilizarían en el diseño experimental según se muestra en la tabla 4.

Tabla 4. **Factores controlables del diseño de experimentos**

Factores controlables	Nivel bajo	Nivel alto	Unidades
Fosfato	19.00	203.91	mg/l
Nitrito	0.10	1.55	mg/l
Nitrato	76	115.98	mg/l
Nitrógeno amoniacal	0.78	13.57	mg/l

Fuente: monitoreo de calidad de agua realizado por Argueta, Blandón y Aguilar (2016, pág. 61).

Es importante indicar que para el desarrollo del estudio fueron utilizadas las 48 muestras obtenidas por Argueta, Blandón y Aguilar (2016), quienes modificaron las concentraciones iniciales de las muestras para que estas alcanzaran los valores máximos, utilizando “di fosfato mono sódico, cloruro de amonio, nitrato de potasio y nitrito de sodio” (pág. 41).

Cada muestra utilizada para el diseño experimental fue colocada al aire libre, en condiciones de temperatura e iluminación natural para lo cual se revisaron las condiciones de temperatura ambiente, precipitación y radiación solar reportada por el INSIVUMEH durante los días de experimentación (ver tabla 5).

La prueba de Shapiro-Wilk realizada a los datos de radiación solar de los meses de abril y mayo demostró que los mismos cumplen con el supuesto de normalidad (Estadísticos= 0.909 y 0.915, $p=0.478$ y 0.279 , $gl.=4$ y 11 , respectivamente).

Tabla 5. **Variables climáticas en el período de desarrollo del experimento**

Día	Temp. Máx. (°C)	Temp. Mín. (°C)	Temp. media (°C)	Lluvia media (mm.)	Rad. media (cal/cm ² /min)
27/4/2016	25.6	16.6	21.3	4.8	0.36
28/4/2016	27.8	19.8	22.9	0	0.22
29/4/2016	27.6	18.8	22.6	0	0.33
30/4/2016	25.8	19.4	22.3	0	0.31
1/5/2016	28.4	18.4	22.7	0	0.37
2/5/2016	28.6	20.2	24.1	0	0.37
3/5/2016	27.0	19.2	22.6	0.2	0.28
4/5/2016	26.8	20.2	23.3	0	0.28
5/5/2016	25.4	19.1	22.6	8.5	0.17
6/5/2016	28.2	18.7	23.6	0	0.34
7/5/2016	26.6	17.0	22.0	0	0.28
8/5/2016	26.4	17.8	21.9	0	0.34
9/5/2016	25.0	17.6	21.0	0	0.29
10/5/2016	27.6	18.2	22.5	0	0.34
11/5/2016	27.1	19.1	22.8	0	0.41

Fuente: datos de la estación climática INSIVUMEH zona 13 de la ciudad de Guatemala.

Con este análisis se concluye que el valor de radiación solar promedio de los días del mes de abril en el cual se realizó el estudio fue de 0.3050 cal/cm²/min., y en el mes de mayo de 0.3155 cal/cm²/min., valores significativamente iguales según se evidenció en la prueba de Levene para homogeneidad de varianzas ($F=0.133$, $p=0.721$) y prueba t para comparación de medias ($t=-0.280$, $gl.=13$, $p=0.784$), por lo que el valor medio de radiación durante los 15 días del estudio fue de 0.3127 cal/cm²/min.

El valor medio de radiación durante el período de experimentación (0.3127 cal/cm²/min), es estadísticamente diferente ($t=-5.472$, $gl.=14$, $p<0.05$) al valor medio anual (0.4023 cal/cm²/min); sin embargo, se encuentra dentro del rango de valores máximo y mínimo anual, los cuales se estimaron en 0.21 y 0.64 cal/cm²/min.

Los resultados obtenidos (concentraciones finales) para nitrógeno amoniacal, nitrito, nitrato y fosfato, fueron utilizadas para la modelación estadística, a diferencia del trabajo realizado por Argueta, Blandón y Aguilar (2016), quienes propusieron modelos estadísticos utilizando un análisis correlacional canónico con porcentajes de remoción, habiéndose obtenido en este estudio que ninguno de los modelos podría explicar el comportamiento de la concentración inicial de nutrientes. El resultado de este estudio y el análisis realizado en el mismo, permitió establecer que la mejor manera de proponer un modelo de comportamiento de nutrientes sería a través de un análisis de correlación múltiple, dado que lo que se busca es predecir el comportamiento de una variable dependiente a partir de múltiples variables independientes y no el comportamiento de un conjunto de variables dependientes, a partir de un grupo de variables independientes.

El resultado del análisis experimental fue sometido a pruebas de normalidad y análisis de ANOVA multivariable con su respectivo diagrama de Pareto, con el objetivo de analizar la incidencia de los factores y efectos principales de la variable independiente sobre la variable dependiente, utilizando el software STATGRAPHICS CENTURION XVII®.

Cada variable fue sometida a un análisis de ANOVA multifactorial y análisis de modelos de regresión múltiple obteniéndose los valores del cuadrado medio del error (CME), R-Cuadrado ajustado, Cp. de Mallows y el valor de criterio de información Bayesiano de Schwarz-Bayesian (SBIC) y criterio de información de Akaike, analizando 12 modelos para cada variable.

3. PRESENTACIÓN DE RESULTADOS

En el presente capítulo se muestran los resultados del estudio, para lo cual se divide este apartado en cinco secciones. La primera hace referencia a la caracterización realizada al agua residual proveniente de filtros percoladores, buscando identificar algas que estuvieran relacionadas con la absorción de nutrientes (nitrógeno y fósforo).

La segunda sección presenta el resultado de la remoción de nutrientes que es posible con el cultivo de algas desarrolladas de forma natural en los efluentes de filtros percoladores.

La tercera sección muestra los resultados del diseño experimental fraccionado aplicado con el objetivo de determinar el nivel de influencia que las variables dependientes tienen sobre la variable independiente. En la cuarta y quinta sección se presentan los resultados del análisis multivariado aplicado al diseño experimental realizado, así como el análisis realizado para definir un modelo estadístico que permita proyectar el comportamiento de las variables bajo ciertas condiciones iniciales.

3.1. Caracterización de algas clorofitas en efluente de filtros percoladores

3.1.1. Tiempo de retención celular para generación de máxima biomasa

Para determinar el tiempo de retención celular que genera la máxima biomasa en un medio de cultivo de algas *Chlorella*, se procedió a distribuir esta muestra de forma aleatoria sin sustitución, utilizando los comandos “aleatorio” y “jerarquía” de Microsoft Excel.

La muestra se distribuyó en un año, por lo que las 30 muestras fueron repartidas en un total de 365 días. Estos se contabilizaron a partir del 12 de enero de 2015, dando como resultado la tabla 6.

A estos números aleatorios se les aplicó la prueba no paramétrica test de rachas para probar la aleatoriedad de los datos, obteniéndose en ésta una significancia bilateral de 0.577, por lo que se acepta la hipótesis nula que establece la aleatoriedad de los datos.

Definidas las fechas de muestreo, se procedió a realizar la lectura de color de cada muestra en el momento de captura de cada muestra, y cada 24 horas durante los siguientes 14 días. El resultado de la determinación de color de las 30 muestras con sus respectivos resultados cada 24 horas por 14 días se muestra en la figura 18.

Tabla 6. **Distribución de muestras aleatorias utilizadas**

No. De muestra	Id. Aleatorio	Fecha del monitoreo a partir del inicio (12/1/2015)
1	242	viernes, 11 de septiembre de 2015
2	358	martes, 05 de enero de 2016
3	252	lunes, 21 de septiembre de 2015
4	259	lunes, 28 de septiembre de 2015
5	298	viernes, 06 de noviembre de 2015
6	155	martes, 16 de junio de 2015
7	98	lunes, 20 de abril de 2015
8	329	lunes, 07 de diciembre de 2015
9	74	viernes, 27 de marzo de 2015
10	25	viernes, 06 de febrero de 2015
11	351	martes, 29 de diciembre de 2015
12	323	martes, 01 de diciembre de 2015
13	189	lunes, 20 de julio de 2015
14	172	viernes, 03 de julio de 2015
15	7	lunes, 19 de enero de 2015
16	217	lunes, 17 de agosto de 2015
17	73	jueves, 26 de marzo de 2015
18	283	jueves, 22 de octubre de 2015
19	239	martes, 08 de septiembre de 2015
20	24	jueves, 05 de febrero de 2015
21	72	miércoles, 25 de marzo de 2015
22	149	miércoles, 10 de junio de 2015
23	349	domingo, 27 de diciembre de 2015
24	235	viernes, 04 de septiembre de 2015
25	186	viernes, 17 de julio de 2015
26	133	lunes, 25 de mayo de 2015
27	14	lunes, 26 de enero de 2015
28	338	miércoles, 16 de diciembre de 2015
29	141	martes, 02 de junio de 2015
30	28	lunes, 09 de febrero de 2015

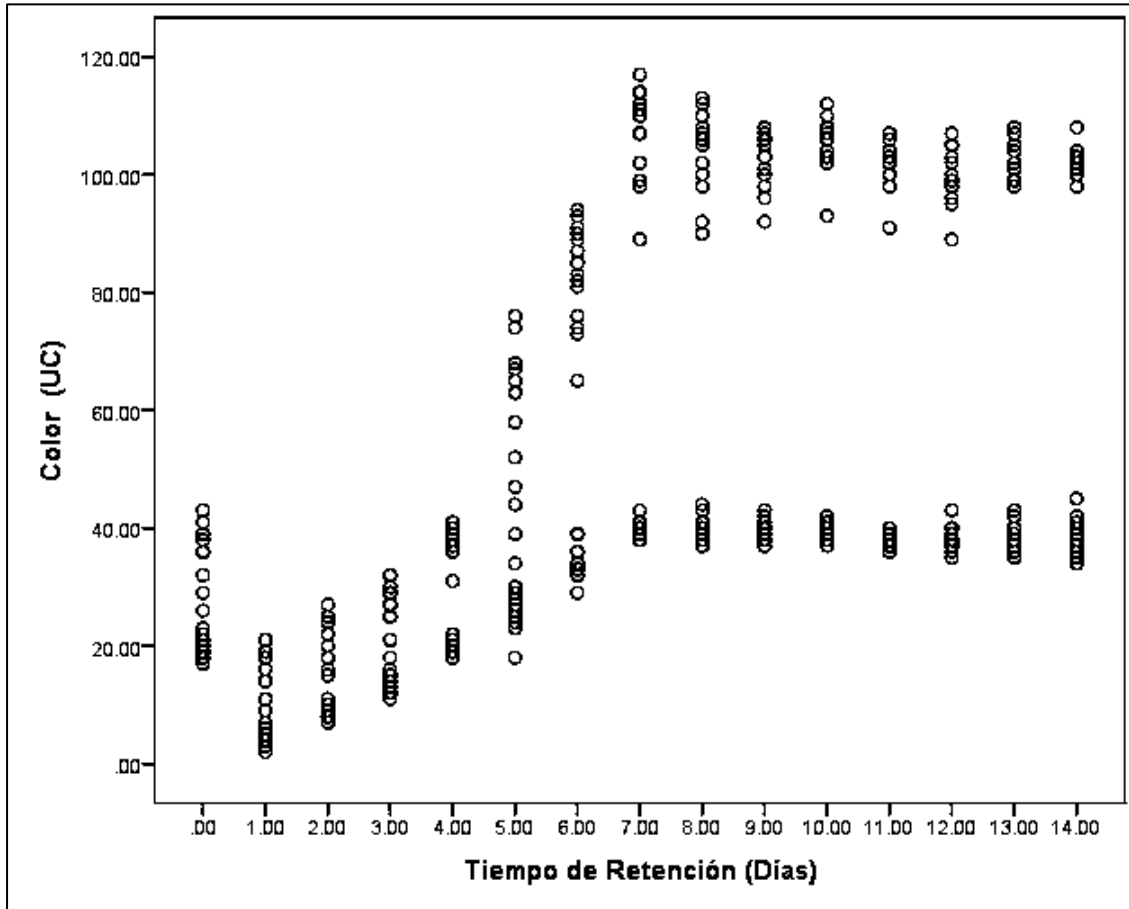


Figura 18. Dispersión de datos de color final obtenidos en el muestreo realizado

En la figura 18, se puede observar que los datos del día 0 al 5 presentan poca dispersión, situación que cambia drásticamente a partir del día 6, cuando se observa una separación de datos, comportamiento que se mantiene del día 6 al 14. En cuanto al comportamiento de la información obtenida, se observa una disminución del color del día 0 al 1, posteriormente del día 1 al 7 se observa una tasa de crecimiento bastante pronunciada, desacelerándose ésta a partir del día 7 al 14.

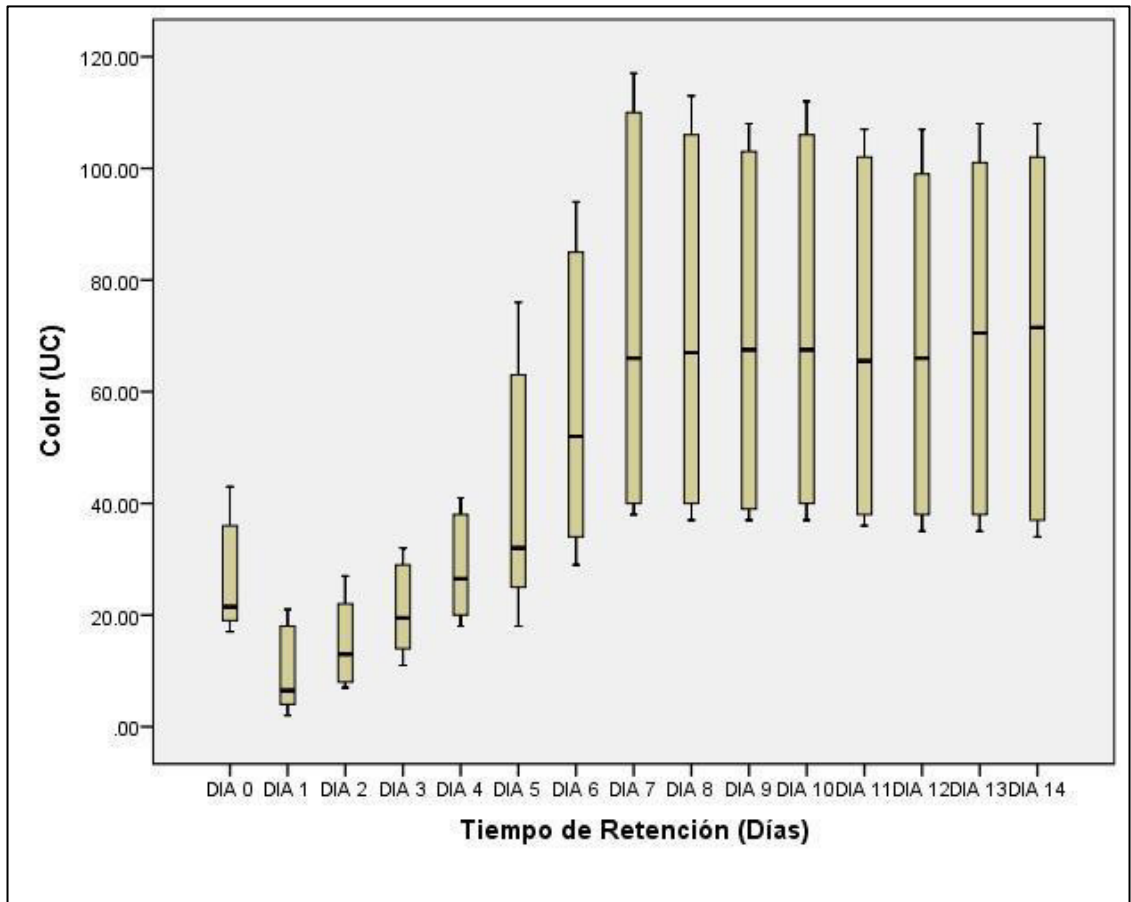


Figura 19. Diagrama de cajas de datos de color final

En la figura 19, se presenta el diagrama de cajas de la totalidad de datos, ordenados estos en valores diarios de color. El diagrama de cajas muestra del día 0 al día 4 datos bastante concentrados y cercanos a la media de los datos obtenidos; a partir del día 5, el diagrama de cajas muestra una separación bastante amplia del rango intercuartilico, alejándose los datos del valor de la media, comportamiento similar al obtenido en la figura 18.

La totalidad de los datos fueron sometidos a la prueba de normalidad Shapiro Wilk considerando que esta “es la más utilizada cuando se trabaja con menos de 50 datos” (Bernal Morell, 2014, pág. 20).

El valor de significancia para los datos agrupados en los 14 días, fue inferior a 5 % (ver tabla 7), por lo que se rechaza con un 95 % de confianza, la hipótesis nula que suponía la normalidad de los datos obtenidos (30 datos para cada uno de los 14 días evaluados).

Tabla 7. **Prueba de normalidad en datos de color obtenidos en el muestreo realizado**

Día	Prueba Shapiro-Wilk		
	Estadístico	Gl.	Sig.
0	0.830	30	<0.05
1	0.830	30	<0.05
2	0.842	30	<0.05
3	0.849	30	.001
4	0.779	30	<0.05
5	0.854	30	.001
6	0.794	30	<0.05
7	0.726	30	<0.05
8	0.737	30	<0.05
9	0.714	30	<0.05
10	0.708	30	<0.05
11	0.699	30	<0.05
12	0.723	30	<0.05
13	0.716	30	<0.05
14	0.709	30	<0.05

El resultado de la gráfica de dispersión y pruebas de normalidad de distribución de datos confirmó que estos no pueden considerarse de la misma población, por lo que se realizó el análisis de normalidad a los datos agrupados por planta de tratamiento, el resultado de esta prueba de normalidad se observa en la tabla 8.

Los datos mostrados en la tabla 8, evidencia que los datos de color agrupados por planta de tratamiento, si cumplen con el supuesto de normalidad, dado que la prueba de normalidad Shapiro-Wilk presenta valores de significancia superiores a 5 % para todos los datos agrupados por día y segmentados por planta de tratamiento.

Tabla 8. **Prueba de normalidad aplicada a datos agrupados por planta de tratamiento**

Día	Prueba Shapiro-Wilk, datos PTAR USAC			Prueba Shapiro-Wilk, datos PTAR ERIS		
	Estadístico	Gl.	Sig.	Estadístico	Gl.	Sig.
0	0.890	15	0.067	0.882	15	.051
1	0.905	15	0.112	0.878	15	.045
2	0.897	15	0.086	0.901	15	.099
3	0.951	15	0.535	0.927	15	.249
4	0.931	15	0.278	0.885	15	.056
5	0.962	15	0.734	0.921	15	.203
6	0.904	15	0.110	0.947	15	.474
7	0.913	15	0.153	0.885	15	.056
8	0.946	15	0.460	0.911	15	.139
9	0.954	15	0.581	0.930	15	.273
10	0.941	15	0.401	0.890	15	.068
11	0.914	15	0.155	0.888	15	.064
12	0.945	15	0.450	0.945	15	.456
13	0.925	15	0.228	0.910	15	.134
14	0.941	15	0.390	0.935	15	.320

En la figura 20, se puede observar el comportamiento que presentan los datos de color agrupados por día para la planta de tratamiento de la USAC, identificándose datos atípicos en los resultados obtenidos para los días 1, 2, 5 y 7. El rango intercuartílico muestra una distribución cercana a los valores de la media (poca dispersión), exceptuándose en el día 5 y 14 cuyos datos presentan una mayor dispersión en relación a la media.

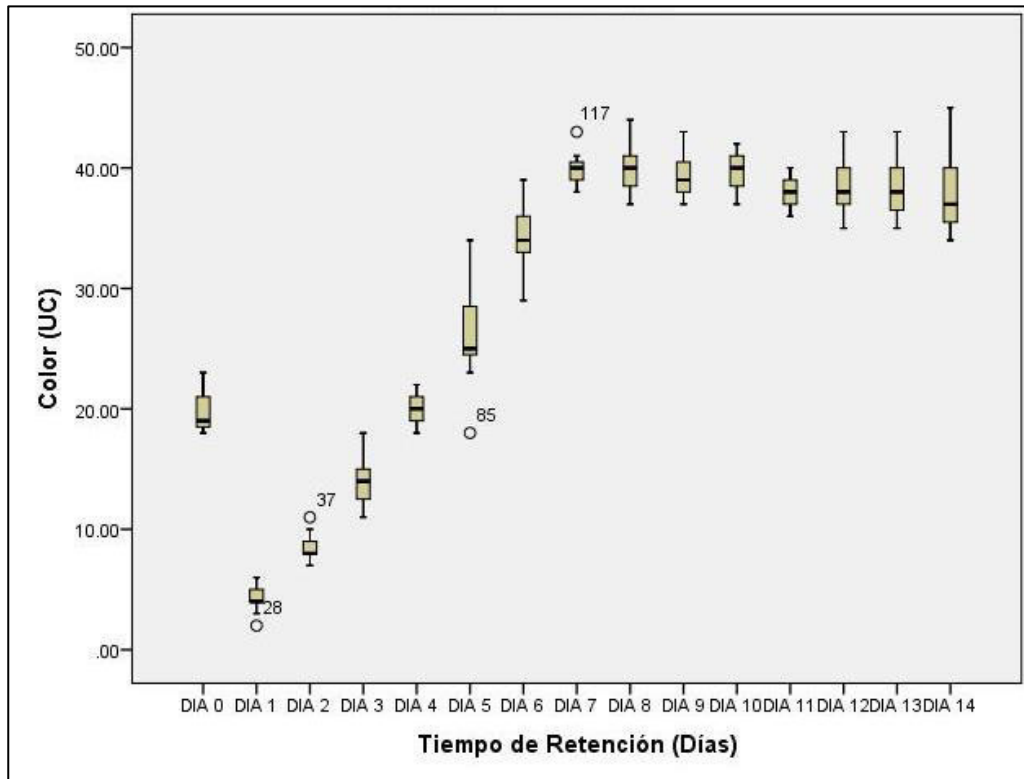


Figura 20. Diagrama de cajas de datos de color final de la planta de tratamiento de la USAC

En la figura 21, se presenta el comportamiento de los datos de color agrupados por día para la planta de tratamiento de ERIS, identificándose datos atípicos en los resultados obtenidos para los días 0, 3, 4, 7, 10, 11 y 14. Los rangos intercuartílicos muestran una distribución bastante dispersa en los datos obtenidos los días 5 y 6, lo cual puede responder a condiciones operacionales de la planta de tratamiento, tales como incorporaciones de caudales de lluvia o reducciones de caudales que ingresan a la línea de tratamiento evaluada, aspecto que puede verse desde el comportamiento obtenido en los datos del día 0, en el cual se presentan datos atípicos y dispersión de datos.

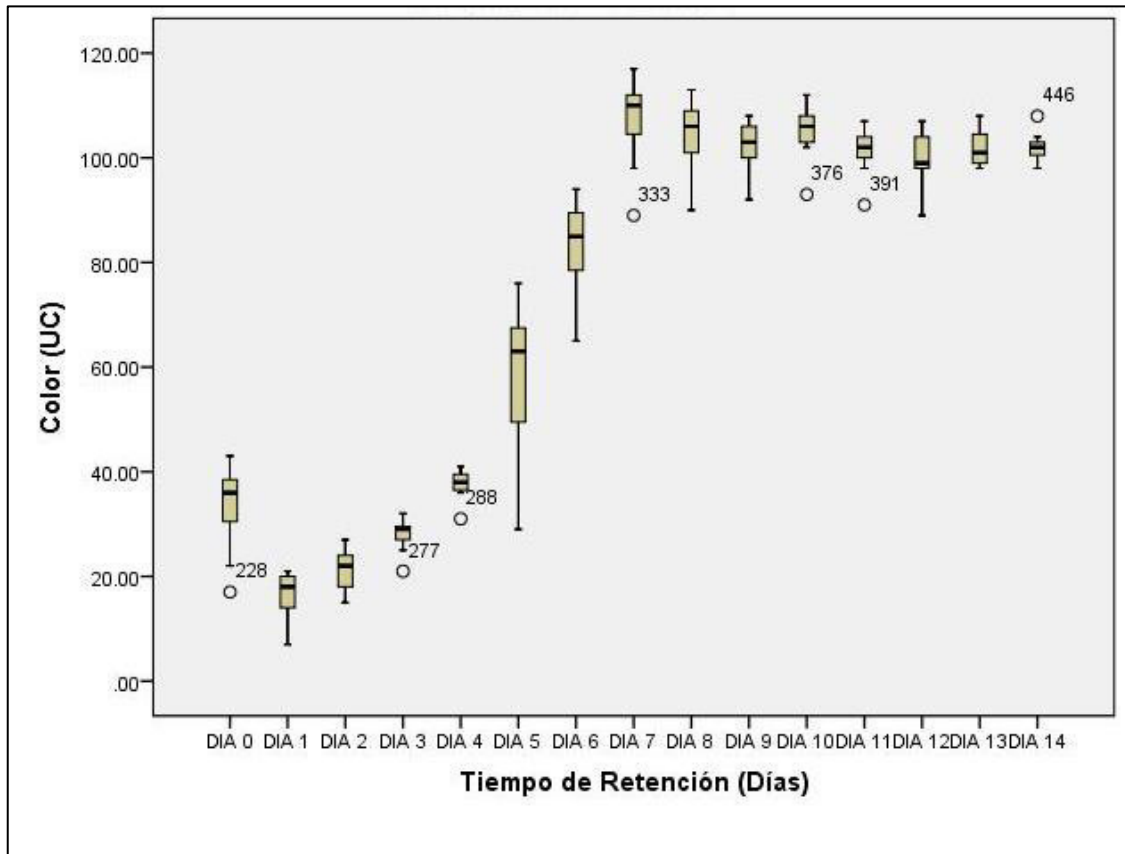


Figura 21. Diagrama de cajas de datos de color final de la planta de tratamiento de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria

Aplicando la prueba de Levene para establecer el supuesto de homogeneidad de varianzas entre los datos diarios de color de cada planta de tratamiento (ver tabla 9), puede observarse que únicamente los datos correspondientes al color de los días 3, 4, 13 y 14, presentan un valor de significancia mayor de 5 %, por lo que se puede concluir que en su mayoría los resultados obtenidos no cumplen con el supuesto de homogeneidad de varianzas.

Tabla 9. **Prueba de Levene de calidad de varianzas y prueba T para igualdad de medias de los datos de color obtenidos**

Día	Prueba de Levene de calidad de varianzas		Prueba T para igualdad de medias		
	F	Sig.	T	Gl.	Sig.
0	16.529	<0.05	-7.344	15.162	<0.05
1	18.490	<0.05	-10.020	15.525	<0.05
2	27.132	<0.05	-11.995	15.984	<0.05
3	2.248	0.145	-16.125	28.000	<0.05
4	3.835	0.060	-25.310	28.000	<0.05
5	15.907	<0.05	-8.937	16.190	<0.05
6	9.996	0.004	-21.619	17.405	<0.05
7	16.546	<0.05	-34.406	14.814	<0.05
8	12.004	0.002	-35.183	16.386	<0.05
9	8.929	0.006	-50.507	18.256	<0.05
10	7.096	0.013	-53.287	17.189	<0.05
11	5.468	0.027	-59.025	16.583	<0.05
12	6.543	0.016	-46.686	18.865	<0.05
13	0.826	0.371	-58.820	26.952	<0.05
14	2.064	0.162	-62.629	25.752	<0.05

De acuerdo a la prueba T para muestras independientes (tabla 9), la totalidad de los datos medios de color presentan valores de significancia menores a 5 %, por lo que se rechaza el supuesto de igualdad de medias, concluyéndose que en relación a las condiciones de color que presenta el agua residual en la salida de los filtros percoladores obtenidos de la planta de tratamiento de la Universidad de San Carlos de Guatemala, son significativamente distintos a los datos de color obtenidos en la planta de tratamiento piloto de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria.

Considerando que los valores separados por grupo, si cumplen las condiciones de normalidad, se procedió a calcular los valores medios por día correspondientes a cada planta de tratamiento (ver tabla 10), a los cuales se les aplicó la prueba T para muestras relacionadas, haciéndose un tratamiento que combinó los resultados del día 0 con el día 1 (Par 1), día 1 con día 2 (Par 2), sucesivamente hasta la combinación del día 13 con el 14 (Par 14).

Tabla 10. **Valores medios de color residual de las muestras obtenidas**

Día	Datos color residual PTAR USAC		Datos color residual PTAR ERIS	
	Valor medio de color residual (UC)	Desviación estándar	Valor medio de color residual (UC)	Desviación estándar
0	19.6667	1.4960	33.8667	7.3374
1	4.4000	1.0556	16.4000	4.5166
2	8.5333	1.0601	21.2667	3.9725
3	13.8000	1.8205	27.9333	2.8652
4	19.9333	1.1629	37.7333	2.4631
5	26.1333	3.7777	58.4000	13.4632
6	34.4000	2.8983	83.2000	8.2479
7	39.9333	1.2799	107.5333	7.5011
8	39.8667	1.9952	104.3333	6.8104
9	39.4667	1.7674	102.2667	4.4796
10	39.7333	1.5338	105.3333	4.5145
11	38.0667	1.2223	101.9333	4.0083
12	38.4000	1.9928	100.0000	4.7056
13	38.5333	2.6422	101.8667	3.2264
14	37.9333	3.1952	102.1333	2.3564

El objetivo de este análisis, fue establecer la existencia de cambios significativos entre los valores de color en 24 horas. La prueba T aplicada a los valores de color para la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad de San Carlos evidenció para las combinaciones de la 1 a la 7, valores de significancia menores a 5 %, por lo que se concluye que los valores promedio correspondientes a los resultados de color de los días 0 al día 7 son estadísticamente distintos, mientras que los datos promedio obtenidos en las combinaciones de la 8 a la 14, sus valores de significancia son superiores a 5 %, por lo que pueden considerarse significativamente iguales (ver tabla 11).

En relación a los resultados de la prueba T aplicada a los valores de color para la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria se evidenció para las combinaciones de la 1 a la 12 valores de significancia por menores a 5 %, por lo que se concluye que los valores promedio correspondientes a los resultados de color de los días 0 al día 12 son

estadísticamente distintos, mientras que los datos promedio de color obtenidos en las combinaciones de la 13 y 14, sus valores de significancia son superiores a 5 %, por lo que pueden considerarse significativamente iguales (ver tabla 11).

Tabla 11. **Prueba T para muestras relacionadas aplicada a los valores de color obtenidos**

Día	Prueba de muestras emparejadas PTAR USAC			Prueba de muestras emparejadas PTAR ERIS		
	t	Gl.	Sig.	t	Gl.	Sig.
Par 1	53.763	14	<0.05	17.233	14	<0.05
Par 2	-21.539	14	<0.05	-9.125	14	<0.05
Par 3	-12.913	14	<0.05	-10.458	14	<0.05
Par 4	-14.869	14	<0.05	-13.278	14	<0.05
Par 5	-6.843	14	<0.05	-6.688	14	<0.05
Par 6	-23.083	14	<0.05	-16.262	14	<0.05
Par 7	-9.338	14	<0.05	-26.186	14	<0.05
Par 8	0.147	14	0.885	4.773	14	<0.05
Par 9	1.247	14	0.233	2.723	14	.016
Par 10	-1.293	14	0.217	-5.134	14	<0.05
Par 11	4.459	14	0.001	6.178	14	<0.05
Par 12	-1.099	14	0.290	2.636	14	0.020
Par 13	-0.197	14	0.846	-1.933	14	0.074
Par 14	1.655	14	0.120	-0.503	14	0.623

Para confirmar la diferencia de datos de color diarios obtenidos, se aplicó la prueba de análisis bidimensional de Friedman de varianzas por rangos para muestras relacionadas, a los datos de la muestra inicial y muestra de 14 días, obteniéndose valores de significancia menores a 5 % para las dos plantas de tratamiento evaluadas.

Habiéndose confirmado la normalidad de los datos obtenidos, así como la existencia de diferencia en los valores obtenidos de forma diaria, se realizó la determinación del color residual promedio correspondiente a cada día. El valor de color residual permite relacionar de forma absoluta las variaciones de color en el tiempo, dado que cada muestra utilizada presentaba condiciones distintas en su color inicial (día 0).

Los valores promedio obtenidos de color residual se graficaron para obtener la curva de comportamiento de color en el tiempo, para cada planta de tratamiento evaluada. La figura 22, permitió trazar dos curvas de tendencia con las cuales se logró identificar el punto en el cual el color alcanzaba la condición máxima, asociando éste con el momento en el que se alcanza la máxima producción de biomasa en el agua residual proveniente de filtros percoladores.

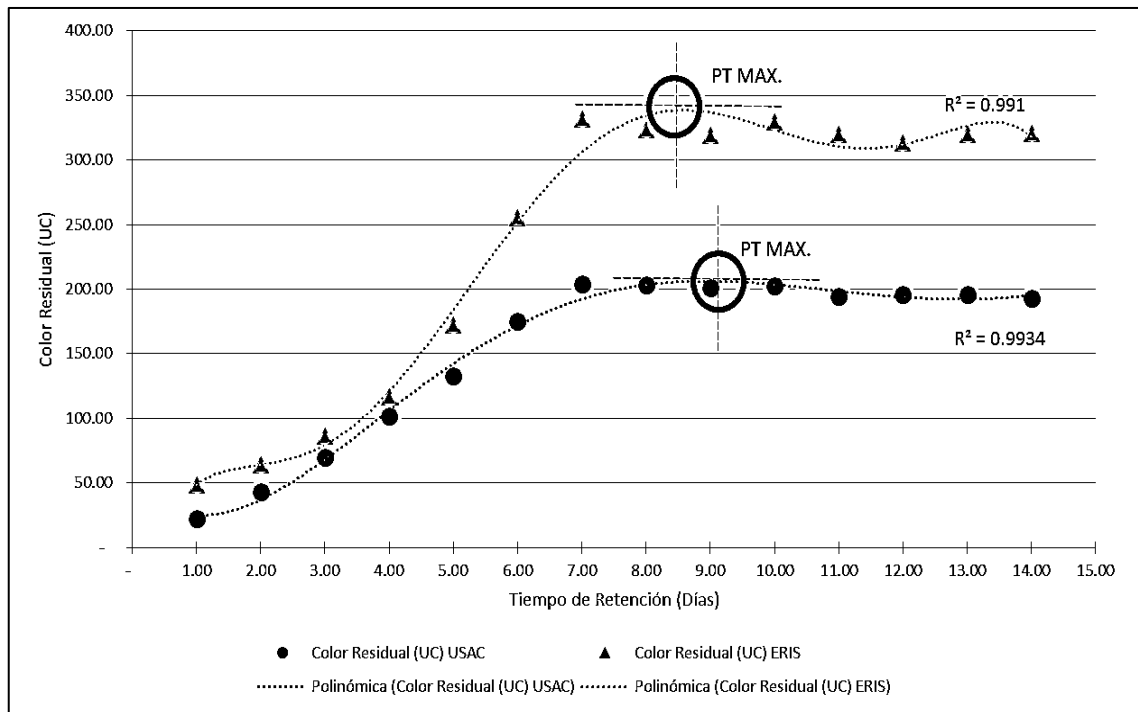


Figura 22. Curva de comportamiento del color en el agua residual evaluada

En la figura 22, se muestran en puntos y triángulos negros los valores medios de color residual obtenidos para los distintos tiempos de retención celular evaluados, asimismo en línea punteada se muestra la tendencia que responde a una condición polinómica con correlación superior al 95 %. El texto “PT.MAX.”

muestra el punto máximo de las líneas de tendencia correspondientes a un tiempo entre 8 y 9 días.

3.1.2. Categorización de algas clorofitas en el efluente de filtros percoladores

Con el objetivo de confirmar o rechazar la hipótesis de presencia de algas *Chlorella* y *Scenedesmus* en el efluente de filtros percoladores, se utilizaron las muestras utilizadas para establecer el tiempo de retención celular de cultivos mixtos de algas clorofitas. En estas muestras, se realizó la identificación y cuantificación de algas al séptimo día de cultivo, criterio tomado con base en estudios previos realizados por Moreno Marín (2008), Wang (2009), Smith (2012), Fathi (2013), y Domínguez (2013), que reportan que entre el día 7 y 9 se obtenía el mayor crecimiento de biomasa.

En la figura 23, se observa en (A) la imagen de alga *Chlorella* identificada en la muestra de la estación depuradora de la ERIS; en (B) el patrón utilizado para identificar el alga *Chlorella* según el Protist Information Server; en (C) se observa la imagen del alga *Scenedesmus* de la estación depuradora de ERIS y en (D) el patrón del alga *Scenedesmus* según el Protis Information Server.

Para efectos del estudio, los resultados obtenidos fueron agrupados en identificación de alga *Chlorella*, alga *Scenedesmus*, y otros. En “otros” se agruparon las algas cianofitas, diatomeas y otras especies no clasificadas.

En el 20 % (6 muestras) de las muestras no se observó presencia de alga *Chlorella*, mientras que en el restante 80 % (24 muestras) si se encontró presencia de esta alga.

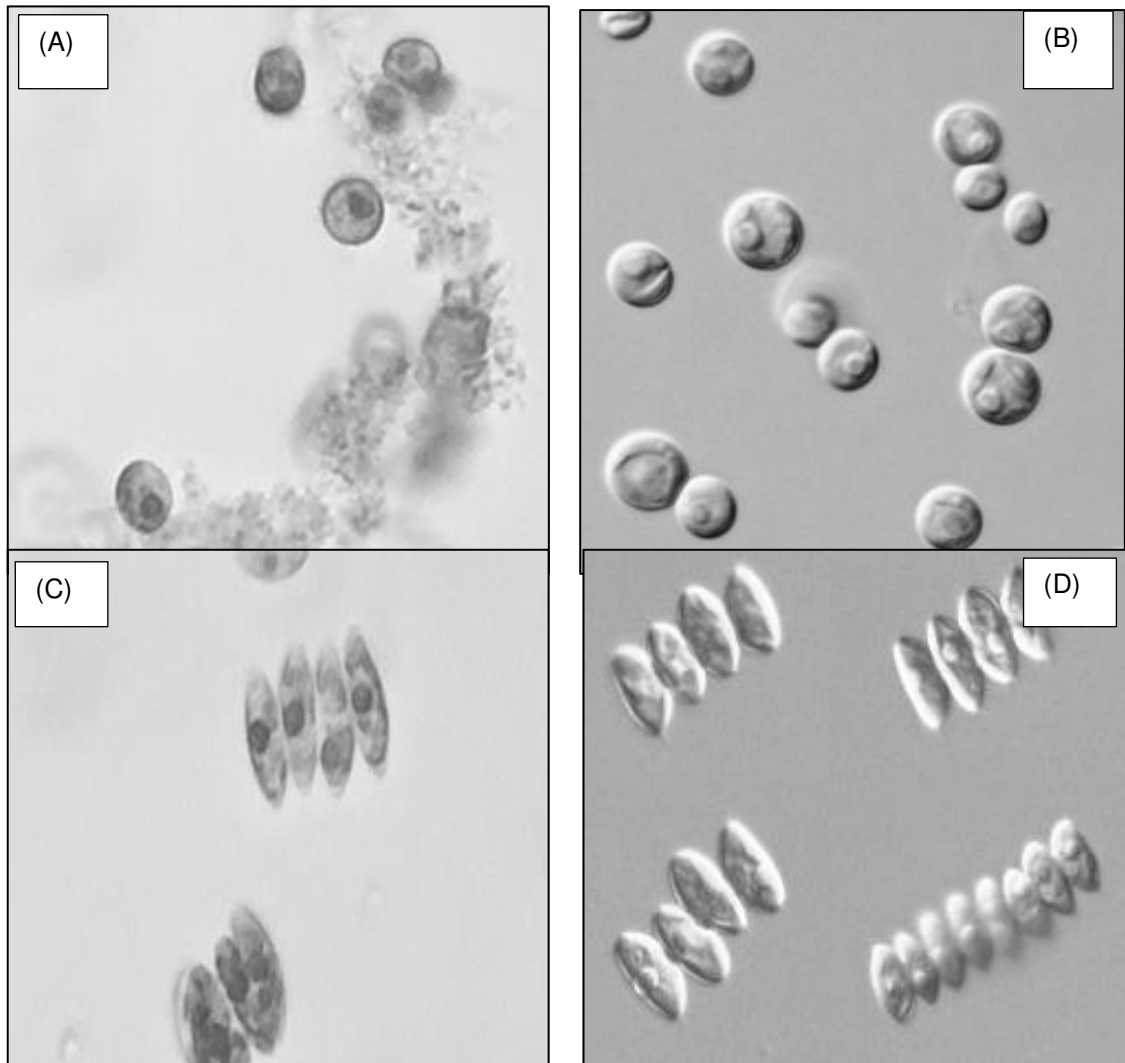


Figura 23. Identificación de fitoplancton en aguas residuales de filtros percoladores

Al separar la información por estación depuradora, se observó que en las muestras obtenidas de la estación depuradora de la USAC, el 93 % (14 muestras) evidenciaron presencia de algas *Chlorella*, mientras que un 7% no evidenciaron este tipo de algas.

En la estación depuradora de la ERIS, el 66.67 % de las muestras observadas (10 muestras) evidenció presencia de alga *Chlorella*, mientras que en el 33.33 % restante no se observó presencia de este tipo de alga.

En relación, a lo observado en el comportamiento del alga *Chlorella*, se concluye que en el 93 % de las muestras correspondientes a la estación depuradora de la USAC se tiene presencia de este tipo de alga; sin embargo, este porcentaje es menor en la estación depuradora de la ERIS donde se tiene un 66.67% de presencia de alga *Chlorella*.

Para el alga *Scenedesmus*, en el 66.67 % de las muestras analizadas se observó presencia de esta alga.

El análisis realizado por separado, indica que únicamente el 40% de las muestras provenientes de la estación depuradora de la USAC presentan evidencia de alga *Scenedesmus*, mientras que en la estación depuradora de la ERIS el porcentaje es significativamente mayor, al haberse identificado en el 93.30% de las muestras, presencia de esta alga.

3.1.3. Densidad del fitoplancton en el efluente de filtros percoladores

La caracterización de la densidad de biomasa algal en el efluente de filtros percoladores se realizó conforme a la metodología explicada en el capítulo 2, obteniéndose la dispersión de datos mostrada en la figura 24.

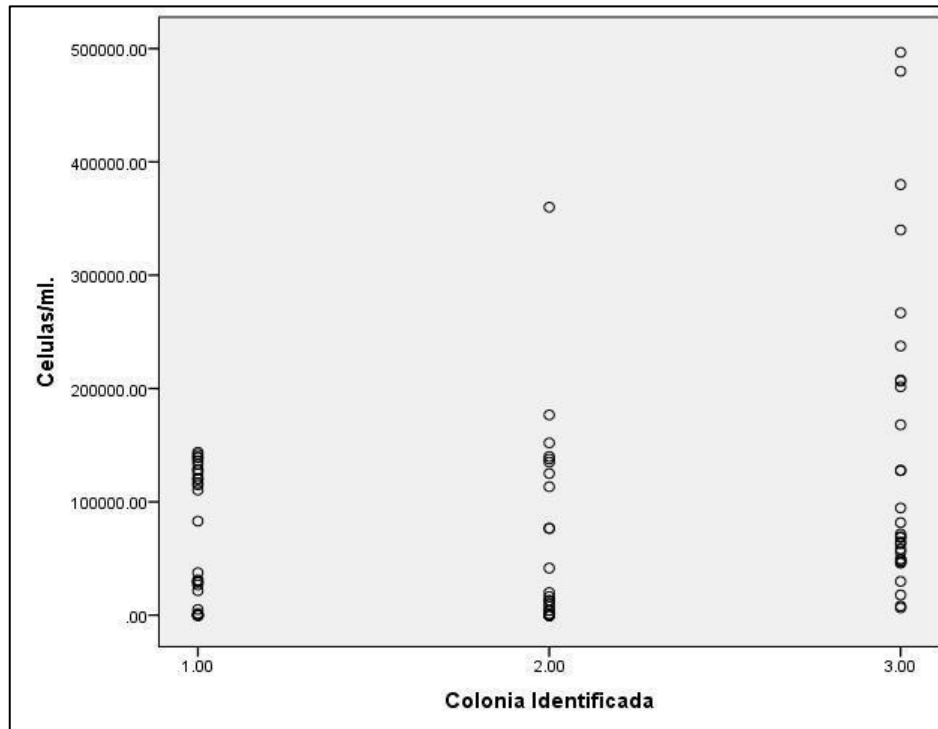


Figura 24. **Dispersión de datos para la cuantificación de fitoplancton**

El análisis de normalidad aplicado a los datos de la cuantificación de algas, evidenció que las mismas no cumplen con el supuesto de normalidad, dado que los valores de significancia de la prueba Shapiro-Wilk fueron menores a 5 %.

Al no cumplirse el supuesto de normalidad para la totalidad de datos obtenidos, se realizó el análisis de normalidad de los datos agrupados por planta de tratamiento, obteniéndose tras aplicar la prueba Shapiro-Wilk significancias menores a 5 % para la cuantificación de alga *Chlorella* y *Scenedesmus*; en los datos de la variable “otros”, se obtuvieron significancias mayores de 5 %, por lo que únicamente para esta variable se confirma el supuesto de normalidad, no así en las mediciones de alga *Chlorella* y *Scenedesmus* realizadas en el agua

residual proveniente de filtros percoladores de las dos estaciones depuradoras evaluadas (ver figura 25 y 26).

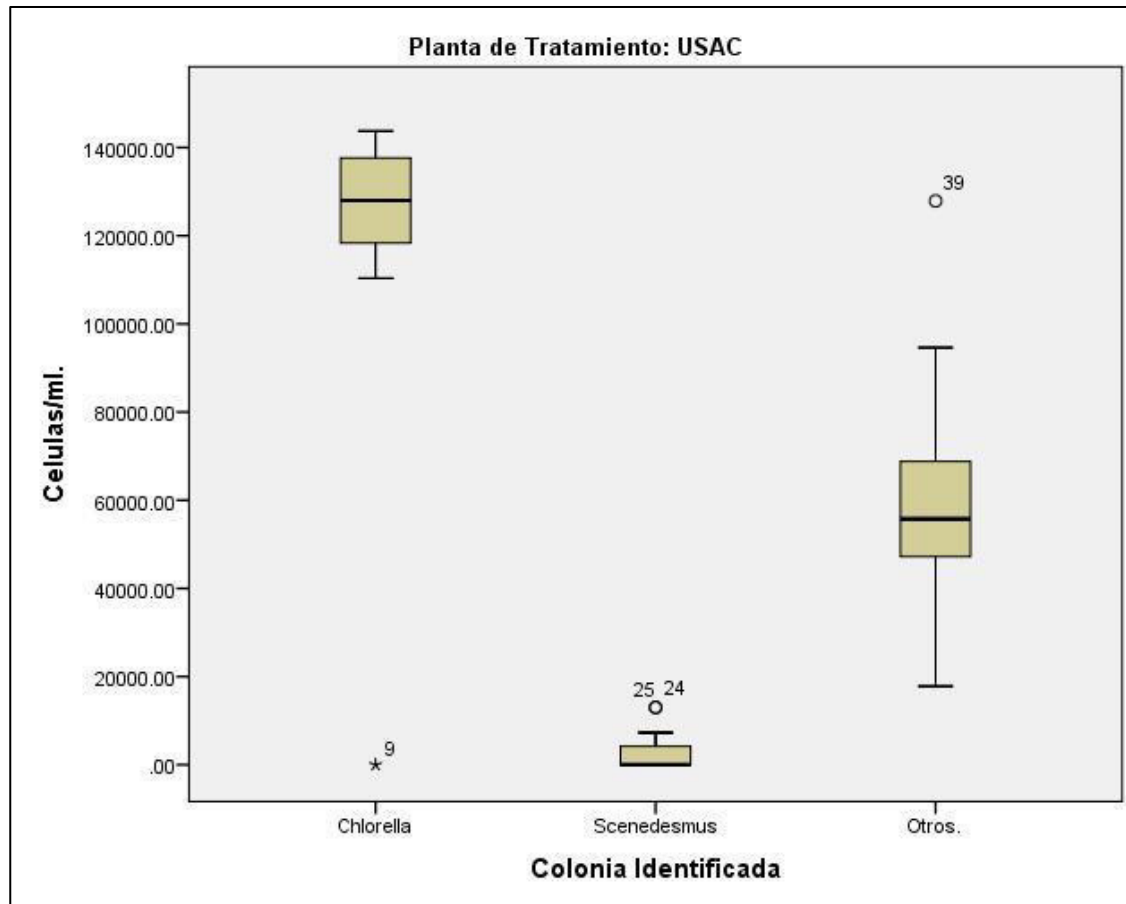


Figura 25. Diagrama de cajas obtenido de la cuantificación de algas, para la estación depuradora de la USAC

Al aplicar la prueba no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov para dos muestras independientes, a la cuantificación de algas provenientes de las dos plantas de tratamiento evaluadas, se obtuvo para los datos del alga *Chlorella* una significancia menor a 5 % (Z de Kolmogorov-Smirnov=2.556), para el alga *Scenedesmus* una significancia menor a 5 % (Z de Kolmogorov-Smirnov=2.373)

y para la variable “otros” una significancia menor a 5 % (Z de Kolmogorov-Smirnov=1.826).

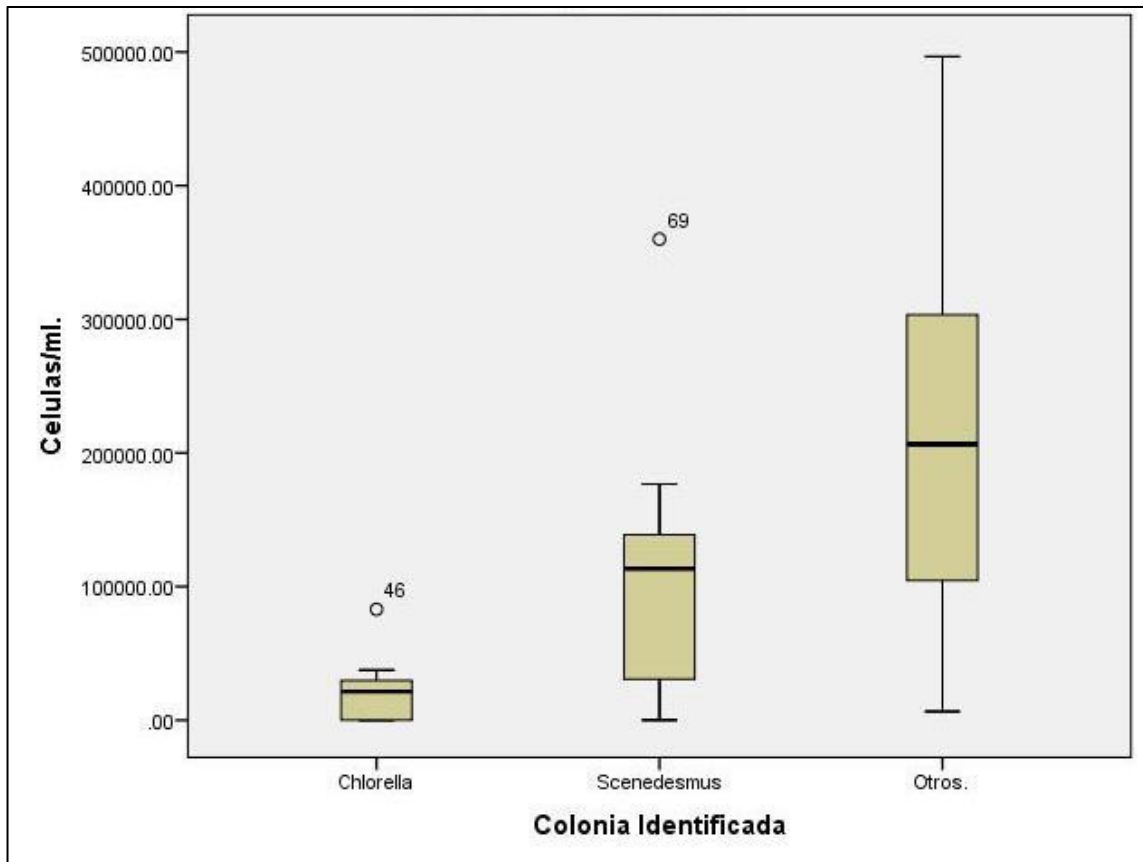


Figura 26. Diagrama de cajas obtenido de la cuantificación de algas, para la estación depuradora de la ERIS

En la prueba no paramétrica de Mann-Whitney para comparación de medianas, se obtuvo para el alga *Chlorella* una significancia asintótica bilateral menor a 5 % (U de Mann-Whitney= 12.500, Z=-4.164), para el alga *Scenedesmus* una significancia asintótica bilateral menor a 5 % (U de Mann-Whitney= 12.500, Z=-4.227) y para la variable “otros” una significancia asintótica bilateral menor a 5 % (U de Mann-Whitney= 38.000, Z=-3.090).

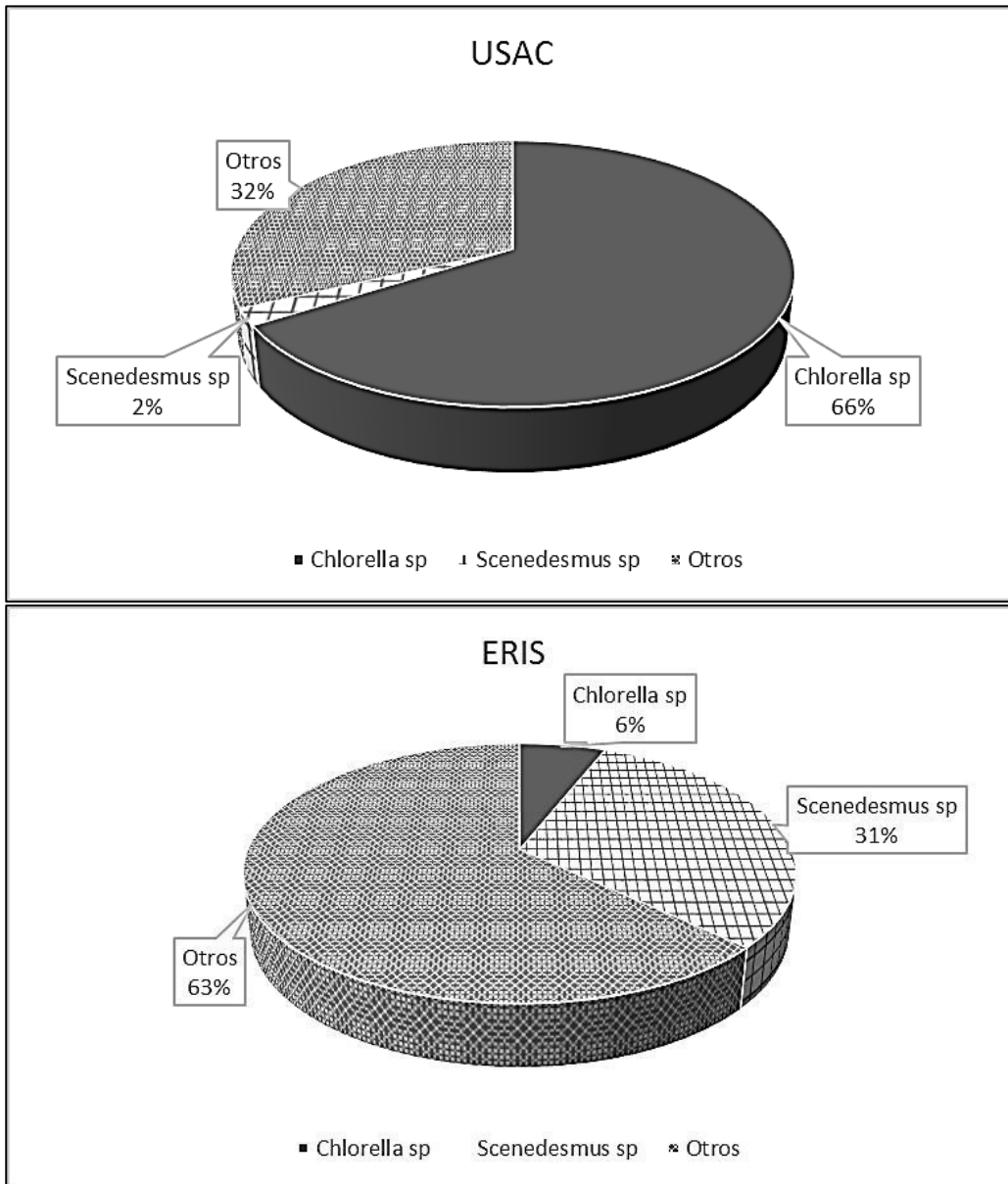


Figura 27. Composición del fitoplancton en el agua residual proveniente de filtros percoladores

La densidad celular del fitoplancton del agua residual proveniente de los filtros percoladores de la USAC (ver figura 27), mostró presencia mayoritaria de alga *Chlorella*, con un 66 % (1.20×10^5 células/mililitro) del total de fitoplancton cuantificado. Esta condición es significativamente diferente ($p < 0.05$, U de Mann-

Whitney= 25.500) al valor medio observado en el agua residual proveniente de la estación depuradora de la ERIS, donde el alga *Chlorella* presentó un valor medio del 6 % (1.96×10^4 células/mililitro).

El alga *Scenedesmus* en el agua residual proveniente de los filtros percoladores de la USAC (ver figura 27), mostró tener una presencia minoritaria con un 2 % (2.86×10^3 células/mililitro), comportamiento significativamente diferente ($p < 0.05$, U de Mann-Whitney=11.500) al valor medio observado en el agua residual proveniente de la estación depuradora de la ERIS, la cual representa el 31 % (1.05×10^5 células/mililitro) del total de fitoplancton cuantificado.

3.2. Remoción de nutrientes

Con el objetivo de establecer el comportamiento de nutrientes en el efluente de filtros percoladores, se utilizaron las muestras aleatorias obtenidas previamente en el estudio (30 muestras en total distribuidas de forma aleatoria durante el año 2015 y enero 2016), realizando lectura de nitrito, nitrato, nitrógeno amoniacal y fosfato el día de la toma de muestra (día 0, valor inicial) y al día 7 (valor final).

En esta fase del estudio se monitorearon las concentraciones de nitrito, nitrato y nitrógeno amoniacal con el objetivo de establecer el comportamiento del nitrógeno durante el período de evaluación.

Los 30 datos obtenidos de las mediciones iniciales y del séptimo día fueron sometidos a las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk (ver tabla 12), observándose que los datos de nitritos final (estadístico=0.894, gl.=30, $p < 0.05$),

nitrito final (estadístico=0.851, gl.=30, $p < 0.05$) y nitrógeno amoniacal inicial (estadístico=0.860, gl.=30, $p < 0.05$) presentan valores de significancia menores a 0.05, por lo que no cumplen con el supuesto de normalidad.

Tabla 12. **Prueba de normalidad a datos de nutrientes obtenidos**

Parámetro evaluado	Prueba Shapiro-Wilk		
	Estadístico	Gl.	Sig.
Nitrito inicial	0.943	30	0.109
Nitrito final	0.894	30	0.006
Nitrato inicial	0.954	30	0.299
Nitrato final	0.851	30	0.001
Nitrógeno amoniacal inicial	0.860	30	0.001
Nitrógeno amoniacal final	0.964	30	0.394
Fosfato inicial	0.962	30	0.338
Fosfato final	0.966	30	0.445

Realizando la prueba de U de Mann-Whitney para dos muestras independientes se observan valores de significancia bilateral menor a 5 % en todos los datos de nutrientes (ver tabla 13), por lo que con un 95 % de confianza se concluye que los datos obtenidos de las dos estaciones depuradoras deben analizarse de forma separada, debido a que estas no pueden considerarse como una única población muestral.

Tabla 13. **Prueba de Mann-Whitney para contrastar los valores de nutrientes obtenidos por planta de tratamiento**

Parámetro evaluado (nutriente)	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. bilateral	Sig. Exacta
Nitrito inicial	21.500	141.500	-3.832	<0.05	<0.05
Nitrito final	54.500	174.500	-2.451	0.014	<0.05
Nitrato inicial	31.000	151.000	-3.380	0.001	<0.05
Nitrato final	0.000	120.000	-4.666	<0.05	<0.05
Nitrógeno amoniacal inicial	2.000	122.000	-4.584	<0.05	<0.05
Nitrógeno amoniacal final	29.000	149.000	-3.463	<0.05	<0.05
Fosfato inicial	21.000	141.000	-3.797	<0.05	<0.05
Fosfato final	27.000	147.000	-3.548	<0.05	<0.05

El hallazgo de la no igualdad de medias entre los datos de nutrientes de los sistemas de depuración evaluados, conllevó a separar el análisis, repitiéndose el análisis de normalidad con la prueba Shapiro-Wilk cuyos resultados se muestran en las tablas 14 y 15.

El resultado de la prueba de normalidad Shapiro-Wilk, presenta significancias mayores a 0.05, por lo que se confirma la hipótesis de normalidad de los datos de medición de nutrientes en la salida de los filtros percoladores para cada estación depuradora.

Tabla 14. Prueba de normalidad a datos de nutrientes de la estación depuradora de la USAC

Parámetro evaluado (nutriente)	Prueba Shapiro-Wilk		
	Estadístico	Gl.	Sig.
Nitrito inicial	0.911	15	0.139
Nitrito final	0.919	15	0.187
Nitrato inicial	0.957	15	0.644
Nitrato final	0.902	15	0.102
Nitrógeno amoniacal inicial	0.980	15	0.971
Nitrógeno amoniacal final	0.912	15	0.144
Fosfato inicial	0.963	15	0.737
Fosfato final	0.936	15	0.334

Tabla 15. Prueba de normalidad a datos de nutrientes de la estación depuradora de la ERIS

Parámetro evaluado (nutriente)	Prueba Shapiro-Wilk		
	Estadístico	Gl.	Sig.
Nitrito inicial	0.914	15	0.155
Nitrito final	0.898	15	0.089
Nitrato inicial	0.946	15	0.471
Nitrato final	0.919	15	0.183
Nitrógeno amoniacal inicial	0.950	15	0.532
Nitrógeno amoniacal final	0.933	15	0.303
Fosfato inicial	0.961	15	0.707
Fosfato final	0.937	15	0.343

Cumplido el supuesto de normalidad se realizó el análisis de comparación de medias para muestras relacionadas (valor inicial y valor final) con el objetivo de establecer si hay diferencias entre los dos valores obtenidos, y de esta forma confirmar si el tiempo de retención dado (7 días) tiene un efecto sobre el valor inicial (día 0).

La prueba *t* para muestras relacionadas aplicada a los datos de nutrientes de la estación depuradora de la USAC, muestra para la variable emparejada nitrógeno amoniacal final-inicial ($t=1.050$, $gl.=14$, $sig.=0.312$) una significancia bilateral mayor a 5 %, por lo que se concluye con un 95 % de confianza que el tiempo de retención de 7 días otorgado al agua residual no representó variaciones significativas sobre el parámetro de nitrógeno amoniacal. Caso contrario a los datos mostrados para nitritos, nitratos y fosfatos, los cuales presentaron valores de significancia bilateral menores a 0.05, por lo que el tiempo de retención dado, si contribuyó a presentar diferencias significativas entre los valores finales e iniciales de estos parámetros (ver tabla 16).

Tabla 16. **Prueba T para muestras relacionadas aplicada a datos de nutrientes de la estación depuradora de la USAC**

Pareja evaluada (nutriente)	Prueba T		
	t	Gl.	Sig. bilateral
Nitrito final-Nitrito inicial	55.086	14	<0.05
Nitrato final-Nitrato inicial	-11.779	14	<0.05
Nitrógeno amoniacal final-Nitrógeno amoniacal inicial	1.050	14	0.312
Fosfato final-Fosfato inicial	-11.401	14	<0.05

Aplicando la prueba *t* para muestras relacionadas a los datos de nutrientes de la estación depuradora de la ERIS, se muestran valores de significancia bilateral menor a 5 %, por lo que con un 95 % de confianza se puede concluir que los parámetros evaluados (nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal y fosfato) presentan diferencias significativas entre el valor final (dato obtenido después de

7 días de retención) y el valor inicial (día de toma de muestra), por lo que el tiempo de retención otorgado si tiene relación con la diferencia de valores obtenidos para cada nutriente (ver tabla 17).

El análisis estadístico descriptivo realizado a los datos obtenidos de la estación depuradora de la USAC, muestran para la concentración de nitrito inicial un valor medio de 0.2024 miligramos por litro, mientras que la concentración media a los siete días fue de 0.7634 miligramos por litro, evidenciándose un incremento significativo equivalente a 277.17 %.

Tabla 17. Prueba T para muestras relacionadas aplicada a datos de nutrientes de la estación depuradora de la ERIS

Pareja evaluada (nutriente)	Prueba T		
	t	gl.	Sig. bilateral
Nitrito final-Nitrito inicial	28.996	14	<0.05
Nitrato final-Nitrato inicial	-5.439	14	<0.05
Nitrógeno amoniacal final-Nitrógeno amoniacal inicial	7.746	14	<0.05
Fosfato final-Fosfato inicial	-6.102	14	<0.05

El comportamiento del nitrato, presenta un valor medio inicial de 68.04 miligramos por litro, y un valor final de 30.51 miligramos por litro, mostrándose una reducción equivalente a 55.16 %.

Para la concentración de nitrógeno amoniacal, el valor medio inicial fue de 8.95 miligramos por litro y el valor medio final en 9.24 miligramos por litro, observándose un incremento equivalente a 3.22 %, el cual no es significativo de acuerdo al análisis realizado.

Finalmente, para la concentración de fosfato, se obtuvo un valor medio inicial de 23.47 miligramos por litro y un valor medio final de 17.27 miligramos por litro, significando esto una reducción equivalente a 26.39 % (ver tabla 18).

Tabla 18. **Estadísticos descriptivos de los datos de nutrientes obtenidos en la estación depuradora de la USAC**

Parámetro	Estadísticos descriptivos		
	Media	Error estándar	Desviación estándar
Nitrito inicial (mg/l)	0.2024	0.0157	0.0609
Nitrito final (mg/l)	0.7634	0.0132	0.0512
Nitrato inicial (mg/l)	68.0357	3.7695	14.5993
Nitrato final (mg/l)	30.5096	0.7365	2.8522
Nitrógeno Amoniacal inicial (mg/l)	8.9520	0.5810	2.2501
Nitrógeno Amoniacal final (mg/l)	9.2407	0.5829	2.2574
Fosfato inicial (mg/l)	23.4667	0.4093	1.5850
Fosfato final (mg/l)	17.2733	0.4486	1.7376

En relación a las muestras obtenidas en el efluente de la estación depuradora de la ERIS, la concentración de nitrito presentó un valor medio inicial de 0.11 miligramos por litro, mientras que el valor medio de nitrito a los siete días fue de 0.70 miligramos por litro, evidenciándose un incremento significativo equivalente a 546.94 %.

El comportamiento del nitrato, presenta un valor medio inicial de 98.31 miligramos por litro y un valor final de 67.31 miligramos por litro, mostrándose una reducción equivalente a 31.54 %. En el caso de la concentración de nitrógeno amoniacal, el valor medio inicial se calculó en 4.15 miligramos por litro y el valor medio final en 6.50 miligramos por litro, observándose un incremento equivalente a 56.47 %.

Finalmente, para la concentración de fosfato, se obtuvo un valor medio inicial de 20.03 miligramos por litro, y un valor medio final de 14.45 miligramos por litro, significando esto una reducción equivalente a 27.83 % (ver tabla 19).

Tabla 19. **Estadísticos descriptivos de los datos de nutrientes obtenidos de la planta ERIS**

Parámetro	Estadísticos descriptivos		
	Media	Error estándar	Desviación estándar
Nitrito inicial (mg/l)	0.1078	0.0114	0.0440
Nitrito final (mg/l)	0.6974	0.0211	0.0817
Nitrato inicial (mg/l)	98.3077	5.8174	22.5309
Nitrato final (mg/l)	67.3053	5.0105	19.4055
Nitrógeno Amoniacal inicial (mg/l)	4.1520	0.1163	0.4506
Nitrógeno Amoniacal final (mg/l)	6.4967	0.3190	1.2354
Fosfato inicial (mg/l)	20.0267	0.5668	2.1953
Fosfato final (mg/l)	14.4533	0.4460	1.7274

3.3. **Diseño experimental fraccionado para las concentraciones iniciales de nutrientes sobre su nivel de absorción en cultivos mixtos de algas *Chlorella***

Para determinar el efecto de las concentraciones iniciales sobre el nivel de absorción de los cultivos mixtos de algas *Chlorella* generadas de forma natural en aguas residuales provenientes de la salida de filtros percoladores, se planteó un diseño experimental factorial 2⁴ resolución V+ (estima todos los efectos principales e interacciones dobles), con las variables y factores indicados en la metodología del experimento desarrollada en el capítulo 2.

Para el desarrollo del experimento, se ingresó la información de variables, factores y diseño experimental en el software STATGRAPHICS CENTURION

XVII@, dando como resultado los parámetros para el experimento indicados en la tabla 20.

Tabla 20. **Parámetros del diseño del experimento**

Modelo	Nitrógeno amoniacal final	Fosfato final	Nitrato final	Nitrito final
Transformación	ninguno	ninguno	ninguno	ninguno
Modelo d.f.	10	10	10	10
P-valor	<0.05	<0.05	0.1820	<0.05
Error d.f.	35	35	35	35
Error Estándar	3.155	9.886	22.019	0.643
R-cuadrado	72.61	98.71	29.96	82.14
Adj. R-cuadrado	63.22	98.27	5.94	76.01

Se especificaron 4 variables respuesta y 4 factores experimentales. El diseño se planteó con 48 ejecuciones con una muestra para ser tomada en cada ejecución. El modelo aplicado es el que involucra la interacción de 2 factores con 11 coeficientes. La D-eficiencia del diseño experimental es del 100 %, lo cual aporta información sobre la seguridad con la cual el diseño puede estimar los parámetros del modelo. La G-eficiencia del diseño del modelo es del 100 %, lo que muestra el comportamiento constante de la varianza de predicción a lo largo de la región experimental.

Los modelos estadísticos fueron ajustados a las variables de respuesta. Los modelos obtuvieron un P-valor menor a 5 %, para tres variables, lo cual indica que el modelo ajustado es estadísticamente significativo al 5.0 % de nivel de significación. También es interesante el estadístico R-cuadrado, el cual muestra el porcentaje de variación en la respuesta que ha sido explicado por el modelo ajustado. El rango de valores de R-cuadrado varía de 29.96 % a 98.71 % para todas las variables.

Los factores experimentales que fueron considerados variables independientes en el modelo se muestran en la tabla 21.

Tabla 21. Factores experimentales considerados en el diseño del experimento

Nombre	Unidades	Tipo	Papel	Bajo	Alto
A: Nitrógeno amoniacal inicial	mg/l	Continuo	Controlable	0.78	13.57
B: Fosfato inicial	mg/l	Continuo	Controlable	19.0	204.0
C: Nitrato inicial	mg/l	Continuo	Controlable	76.0	116.0
D: Nitrito inicial	mg/l	Continuo	Controlable	0.1	1.55

En la tabla 22 se muestra el error estándar de los coeficientes del modelo ajustado, incluyendo la varianza de inflación de los factores (VIF), que miden el aumento de la varianza de los factores estimados debido a la falta de ortogonalidad en el diseño. VIF's por encima de 10, de los cuales hay 0, son usualmente considerados para indicar problemas serios de falta de ortogonalidad. El estadístico R-cuadrado mide el grado de correlación de los coeficientes con otros coeficientes.

Tabla 22. Coeficientes del modelo experimental realizado

Coeficiente t	Error ST.	VIF.	R-Cuadrado	Potencia SN=0.5
A	0.1250	1.0	0.00	50.15%
B	0.1250	1.0	0.00	50.15%
C	0.1250	1.0	0.00	50.15%
D	0.1250	1.0	0.00	50.15%
AB	0.1250	1.0	0.00	50.15%
AC	0.1250	1.0	0.00	50.15%
AD	0.1250	1.0	0.00	50.15%
BC	0.1250	1.0	0.00	50.15%
BD	0.1250	1.0	0.00	50.15%
CD	0.1250	1.0	0.00	50.15%

En la misma tabla se muestra la potencia del diseño para cada efecto. La columna potencia define la probabilidad de identificar un efecto de una magnitud estadísticamente significativa cuando se analizan los datos. Se muestra para 3 ratios señal-ruido, donde SN se define como dos veces la magnitud del coeficiente de regresión dividido por la desviación estándar del error experimental.

Finalmente, la matriz de correlación de las variables del diseño del experimento mostró un diseño perfectamente ortogonal. En este caso no se encontró correlación entre ninguno de los efectos, lo cual indica que se obtuvieron estimados 'limpios' para todos los efectos considerados.

3.3.1. Resultados del experimento para el nitrógeno amoniacal

El análisis de ANOVA presentado en la tabla 23, muestra la partición de la variabilidad de la concentración de nitrógeno amoniacal final separando esta variabilidad en sus propios efectos, probando para cada efecto su nivel de significancia estadística con su cuadrado medio para definir un estimado del error experimental. En el análisis realizado, únicamente un efecto tiene un valor de significancia menor a 5 %, indicando esto que el efecto de nitrógeno amoniacal inicial es significativamente diferente a cero con un nivel de confianza del 95 %, por lo que este efecto sí ejerce una influencia sobre la variable evaluada.

En el análisis realizado a la variable de nitrógeno amoniacal final, se obtuvo un estadístico R-Cuadrado de 72.607 %, lo cual indica que el modelo ajustado evaluado explica en este porcentaje la variabilidad del nitrógeno amoniacal final. El estadístico R-cuadrado ajustado, que se recomendaría para el presente estudio por ser más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes, presentó un valor de 63.215 %.

Tabla 23. **Análisis de varianza para nitrógeno amoniacal final**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl.	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-p
A: nitrógeno amoniacal inicial	758.907	1	758.907	76.26	<0.050
B: fosfato inicial	17.089	1	17.089	1.72	0.199
C: nitrato inicial	23.185	1	23.185	2.33	0.136
D: nitrito inicial	33.067	1	33.067	3.32	0.077
AB	4.118	1	4.118	0.41	0.524
AC	21.951	1	21.951	2.21	0.146
AD	24.112	1	24.112	2.42	0.129
BC	15.278	1	15.278	1.54	0.224
BD	8.501	1	8.501	0.85	0.362
CD	3.808	1	3.808	0.38	0.540
Bloques	13.179	2	6.590	0.66	0.522
Error total	348.301	35	9.951		
Total (corr.)	1271.500	47			

El análisis de ANOVA realizado muestra un error medio absoluto (MAE) de 1.547, representando esto el valor medio de los residuos con una desviación estándar de 3.155.

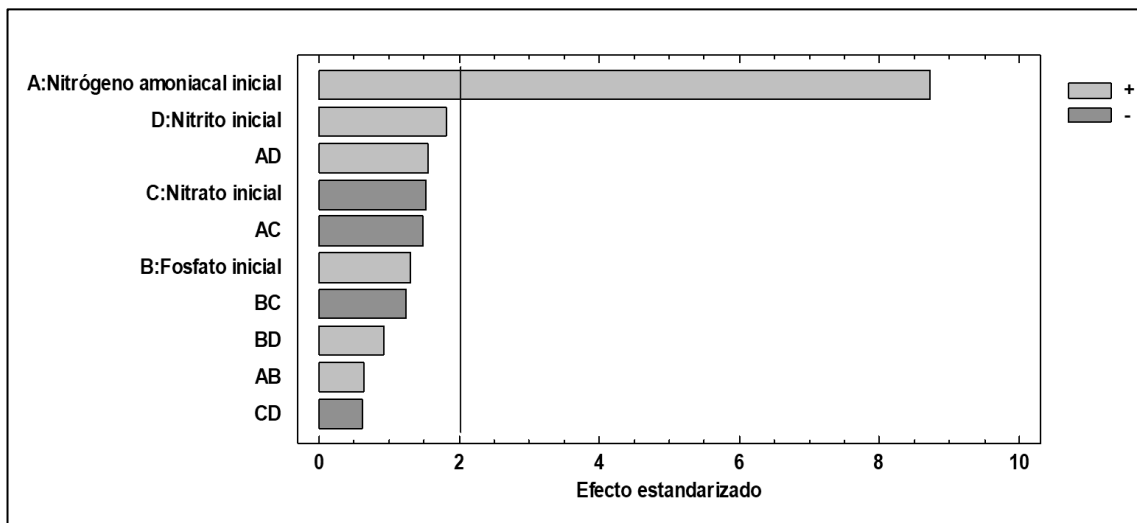


Figura 28. **Diagrama de Pareto estandarizada para nitrógeno amoniacal final**

El estadístico de Durbin-Watson ($DW=2.077$, $p=0.447$) indica con un 95 % de confianza que no existe autocorrelación serial en los residuos, basado este análisis en el orden en que se presentan los datos.

De la tabla ANOVA (ver tabla 23) y diagrama de Pareto Estandarizada (figura 28), se puede observar que únicamente la variable de nitrógeno amoniacal inicial (A) presenta una significancia menor a 5 %, lo cual indica que esta variable independiente sí ejerce un efecto significativo sobre el valor de nitrógeno amoniacal final. Las variables fosfato inicial (B), nitrato inicial (C) y nitrito inicial (D), de forma individual y en sus posibles combinaciones, presentan significancias mayores a 5 %, ($p= 0.077$ a 0.540), lo cual explica que estas variables no ejercen un efecto significativo en el valor de nitrógeno amoniacal final. Asimismo en el diagrama de Pareto esta tendencia se confirma al estar únicamente la columna horizontal correspondiente a nitrógeno amoniacal inicial más allá de la línea de significación del 5 %, mientras que el resto de variables y combinaciones se ubican por debajo de dicha línea.

En la figura 29, se muestra el efecto que las variables nitrógeno amoniacal inicial, fosfato, nitrato y nitrito ejercen sobre la variable nitrógeno amoniacal final. Cada una de las variables combinan sus valores mínimos (a la izquierda de cada curva) y sus valores máximos (a la derecha de cada curva), observándose que la curva de nitrógeno amoniacal inicial crece de su valor mínimo de concentración hacia su valor máximo, igual comportamiento se aprecia en las curvas de fosfato inicial y nitrito final con una pendiente menos pronunciada que la de nitrógeno amoniacal inicial. La curva de nitrato inicial, presenta un comportamiento inverso, decreciente de sus valores mínimos al máximo.

En la figura 30, se muestra el comportamiento del nitrógeno amoniacal final cuando se realizan las combinaciones de nitrógeno amoniacal inicial con fosfato

inicial (AB), nitrógeno amoniacal inicial con nitrato inicial (AC), nitrógeno amoniacal inicial con nitrito inicial (AD), fosfato inicial con nitrato inicial (BC), fosfato inicial con nitrito inicial (BD) y nitrato inicial con nitrito inicial (CD).

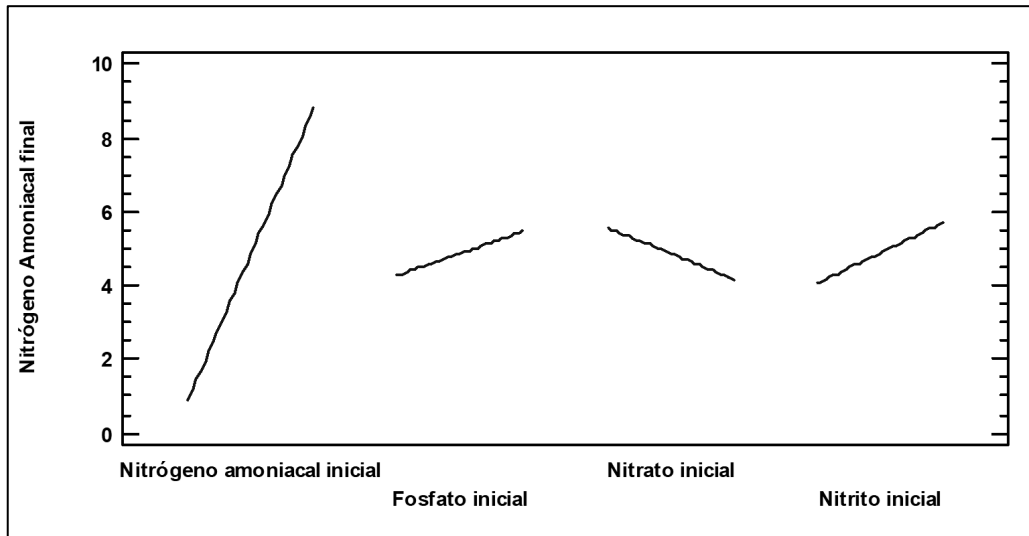


Figura 29. Diagrama de efectos principales para nitrógeno amoniacal final

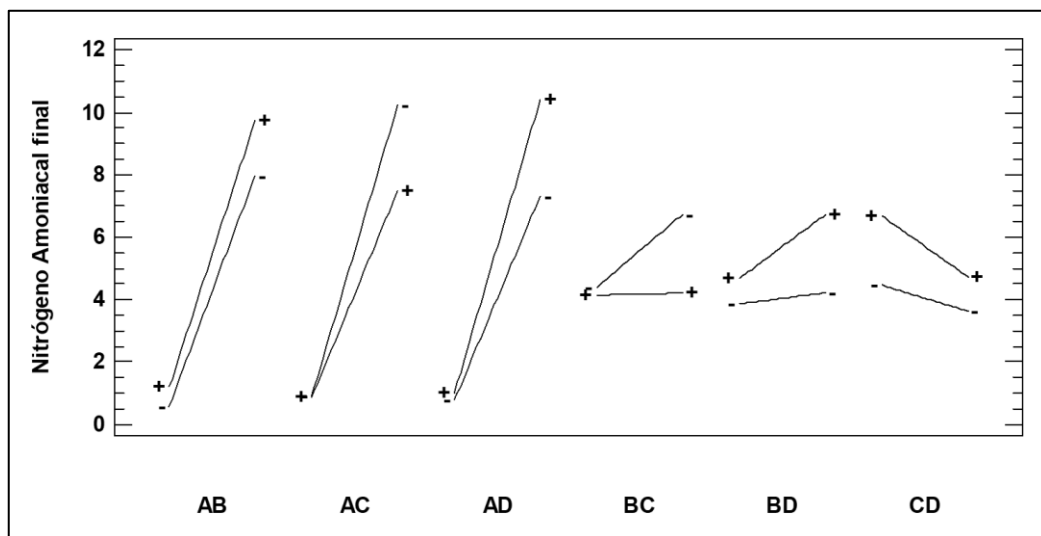


Figura 30. Diagrama de interacción para nitrógeno amoniacal final

Al realizar la exclusión de las variables que no ejercen un efecto significativo se obtiene un estadístico R-Cuadrado de 60.723 y un estadístico R-cuadrado ajustado de 58.047, reduciéndose estos en relación al análisis realizado con todas las variables. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 3.369. El error medio absoluto (MAE) fue de 1.539. El estadístico de Durbin-Watson presentó un valor de 1.872 con una significancia de 0.239, lo que indica que no hay autocorrelación serial en los residuos con un nivel de significancia del 5.0 %.

El análisis de correlación para la variable nitrógeno amoniacal final fue realizado para una sola variable independiente como variable significativa en el resultado esperado. La ecuación de regresión ajustada a estos datos es:

$$Af = 0.414 + 0.622 (Ai) \quad (8)$$

Donde:

- Af = nitrógeno amoniacal final
- Ai = nitrógeno amoniacal inicial

En la figura 31, se presenta el gráfico de superficie de respuesta de la ecuación de regresión ajustada (ecuación 8), en el cual se describe el comportamiento del nitrógeno amoniacal final (eje Y), sobre la región experimental (cara inferior del cubo).

En la tabla 24, se muestra el camino de máximo ascenso para la variable nitrógeno amoniacal final, generada a partir de incrementos en una unidad de la concentración de nitrógeno amoniacal inicial, a partir de un valor inicial de 7.175 miligramos por litro hasta 12.175 miligramos por litro.

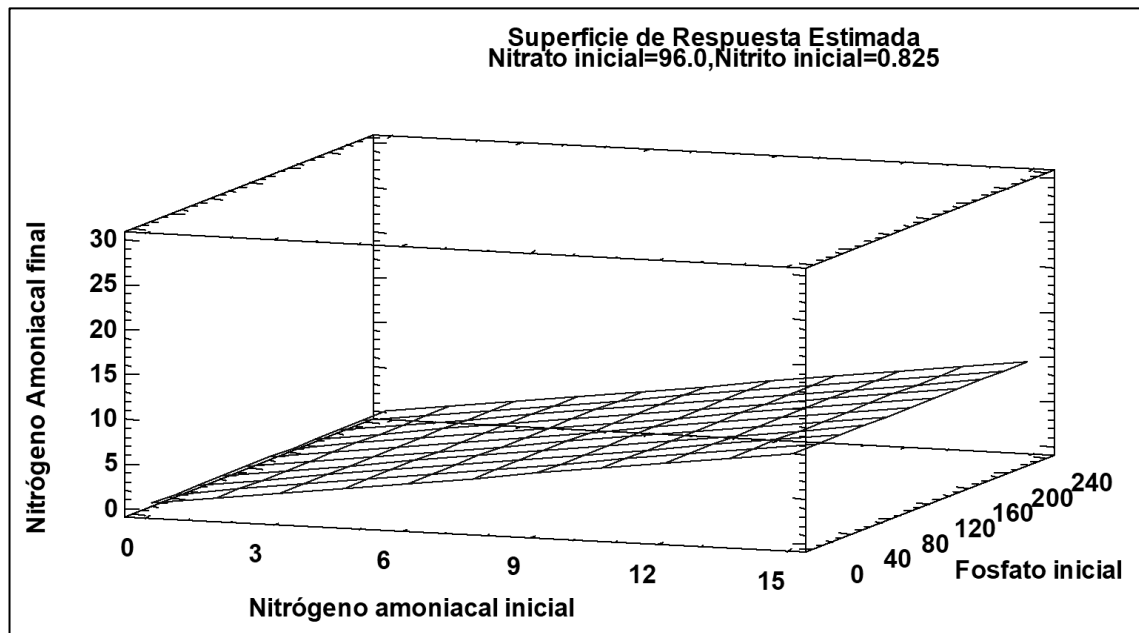


Figura 31. Diagrama de superficie de respuesta para nitrógeno amoniacal final

Tabla 24. Camino de máximo ascenso para nitrógeno amoniacal final

Nitrógeno amoniacal inicial (mg/l)	Fosfato inicial (mg/l)	Nitrato inicial (mg/l)	Nitrito inicial (mg/l)	Predicción para nitrógeno amoniacal final (mg/l)
7.175	111.5	96.0	0.825	4.875
8.175	111.5	96.0	0.825	5.497
9.175	111.5	96.0	0.825	6.119
10.175	111.5	96.0	0.825	6.740
11.175	111.5	96.0	0.825	7.362
12.175	111.5	96.0	0.825	7.984

Con el objetivo de verificar el cumplimiento del supuesto de varianza constante, se presenta la figura 32, en la cual se puede observar que las columnas de puntos en los niveles bajo y alto del factor nitrógeno amoniacal inicial presenta valores de dispersión diferentes, por lo que el supuesto de varianza constante no se cumple, sin embargo esto no afecta el análisis ANOVA realizado considerando los valores de significancias obtenidos en el mismo.

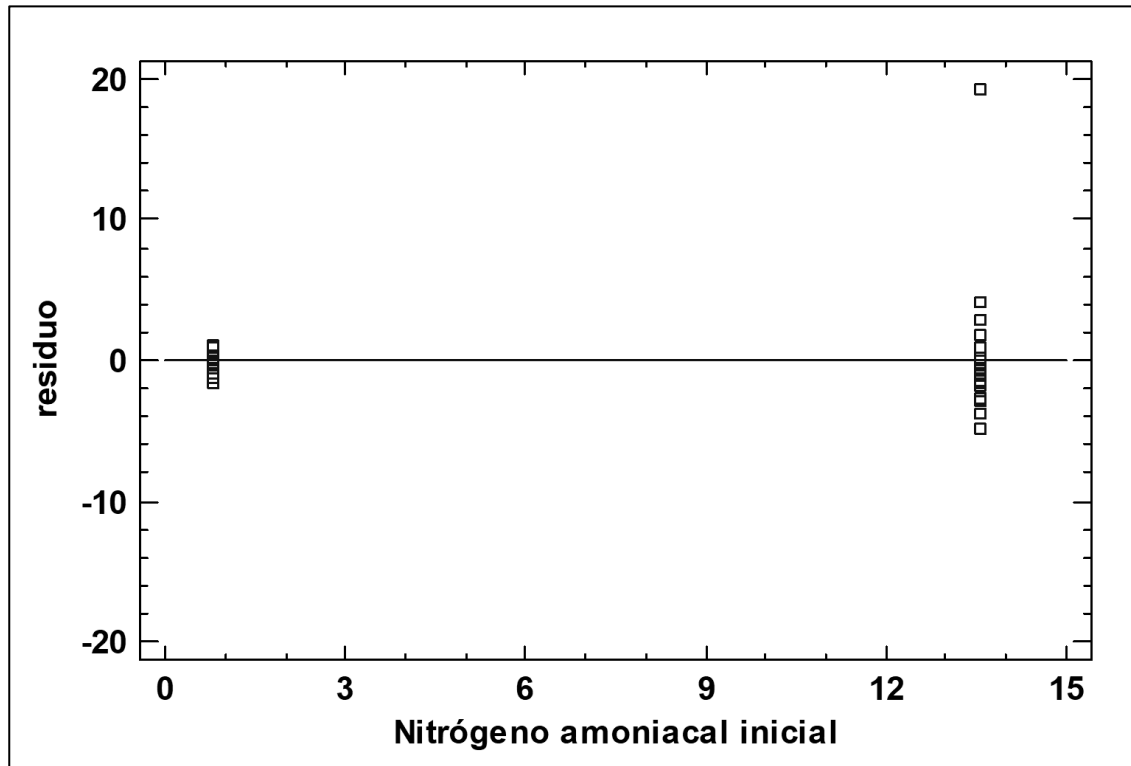


Figura 32. **Diagrama de residuos para nitrógeno amoniacoal final**

En la figura 33, se ha graficado los residuos en papel probabilístico normal, observándose que los puntos se apegan a la línea trazada, por lo que se concluye que se cumple con el supuesto de normalidad en el análisis ANOVA realizado.

Finalmente, para comprobar el supuesto de independencia, se elaboró el gráfico de residuos para el orden de ejecución de la variable nitrógeno amoniacoal final (ver figura 34), en la cual se capturaron los datos en el orden en que fueron obtenidos, observándose en esta que no existe una tendencia en los puntos (que suban o bajen), por lo que se confirma el supuesto de independencia de los datos.

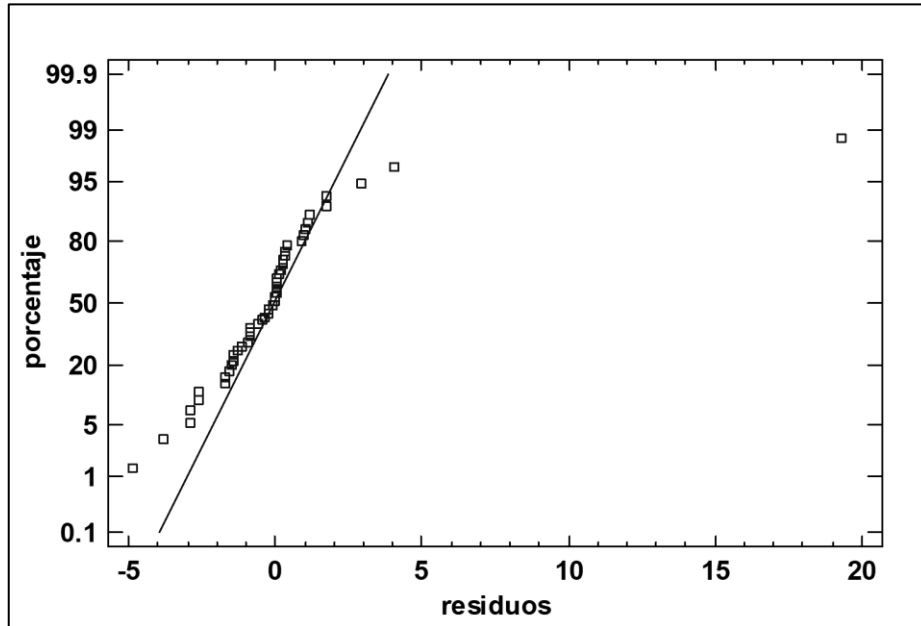


Figura 33. Probabilidad normal para residuos en nitrógeno amoniacal final

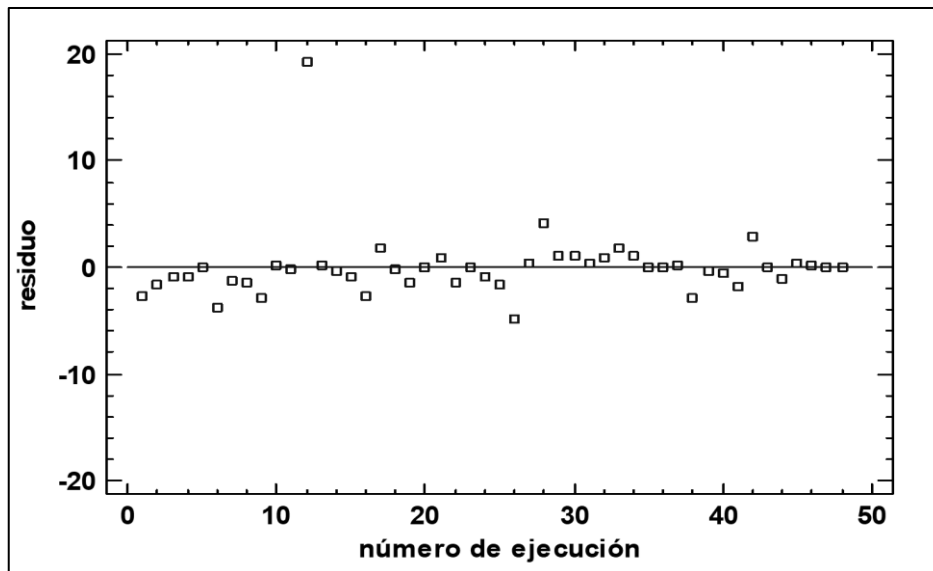


Figura 34. Residuos para orden de ejecución en nitrógeno amoniacal final

3.3.2. Resultados del experimento para el fosfato

El ANOVA realizado al variable fosfato final, permite mostrar la significancia estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio contra un estimado del error experimental. En el análisis realizado se observa que siete efectos tienen un valor (p) menor que 5 %, indicando que son significativamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95 % (ver tabla 25).

Tabla 25. **Análisis de varianza para fosfato final**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl.	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-p
A: nitrógeno amoniacal inicial	1909.410	1	1909.410	19.540	<0.050
B: fosfato inicial	244931.000	1	244931.000	2505.970	<0.050
C: nitrato inicial	7573.180	1	7573.180	77.480	<0.050
D: nitrito inicial	2214.900	1	2214.900	22.660	<0.050
AB	239.235	1	239.235	2.450	0.127
AC	91.301	1	91.301	0.930	0.340
AD	9.310	1	9.310	0.100	0.759
BC	2345.560	1	2345.560	24.000	<0.050
BD	979.213	1	979.213	10.020	<0.050
CD	1254.200	1	1254.200	12.830	<0.050
Bloques	16.600	2	8.300	0.080	0.919
Error total	3420.860	35	97.739		
Total (corr.)	264984.000	47			

El modelo estadístico ajustado en el análisis ANOVA, presenta un estadístico R-Cuadrado de 98.709 %, por lo que el modelo explica en ese porcentaje la variabilidad del fosfato final. El estadístico R-cuadrado ajustado presentó un valor de 98.266 %. La desviación estándar de los residuos para el modelo fue de 9.886. El error medio absoluto (MAE) de 6.670.

El estadístico de Durbin-Watson (DW=1.921, p=0.260) indica que no existe autocorrelación serial en los residuos con un nivel de certeza del 95 %.

Del análisis ANOVA (ver tabla 25) y diagrama de Pareto Estandarizada (ver figura 35), se puede observar que los factores (A) nitrógeno amoniacal inicial, (B) fosfato inicial, (C) nitrato inicial y (D) nitrito inicial, presentan un P-valor menor a 5 %, lo cual da un indicio que estos factores ejercen un efecto significativo sobre el valor de fosfato final. Asimismo, las combinaciones (BC), (BD) y (CD) ejercen una influencia significativa sobre el valor de fosfato final, al observarse significancias para estas combinaciones menores a 5 %.

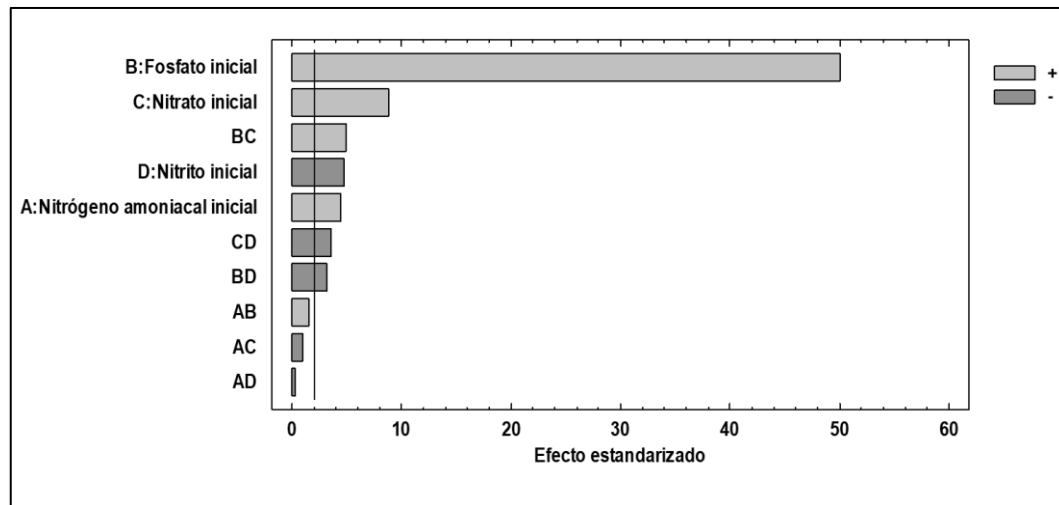


Figura 35. Diagrama de Pareto estandarizada para fosfato final

En la figura 36, se muestra el efecto que las variables; nitrógeno amoniacal inicial, fosfato, nitrato y nitrito, ejercen sobre la variable fosfato final. Cada una de las variables combinan sus valores mínimos (a la izquierda de cada curva) y sus valores máximos (a la derecha de cada curva), observándose que la curva de nitrógeno amoniacal inicial crece de su valor mínimo de concentración hacia su valor máximo, igual comportamiento se aprecia en las curvas de fosfato y nitrato inicial, teniendo una pendiente mayor la de fosfato inicial. La curva de nitrito inicial, presenta un comportamiento inverso, decreciente de sus valores mínimos al máximo.

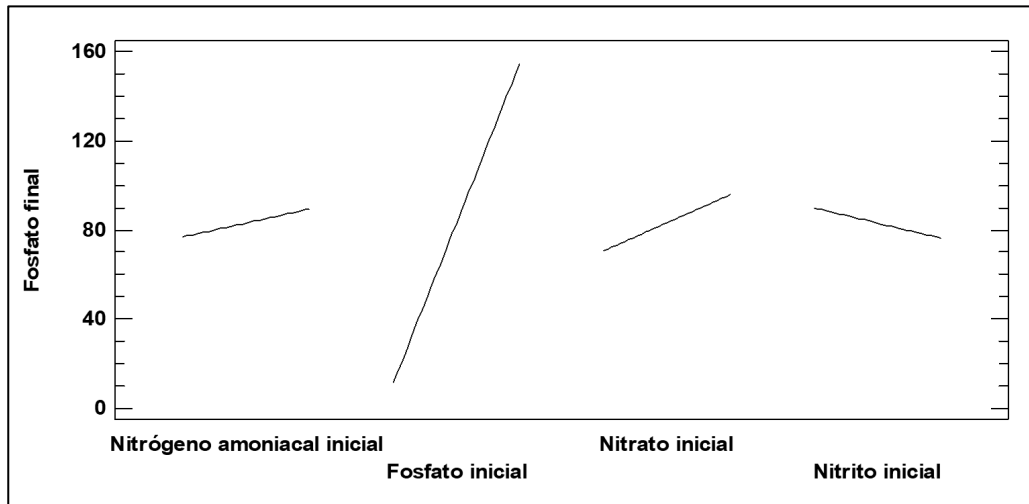


Figura 36. Diagrama de efectos principales para fosfato final

En la figura 37, se muestra el comportamiento del fosfato final cuando se realizan las combinaciones de fosfato inicial con nitrato inicial (BC), fosfato inicial con nitrito inicial (BD) y nitrato inicial con nitrito inicial (CD).

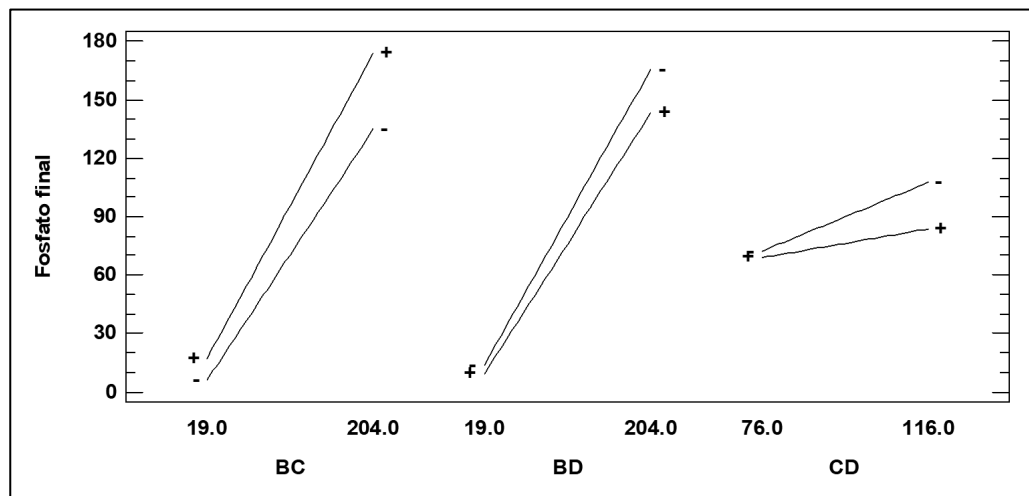


Figura 37. Diagrama de interacción para fosfato final

Realizando la exclusión de las combinaciones que presentan valores de significancia mayores al 5 %, dado que no ejercen una influencia en la variable

analizada, se obtiene un estadístico R-Cuadrado de 98.58, indicando que el modelo así ajustado (con las exclusiones realizadas), explica el 98.58 % de la variabilidad en fósforo final. El estadístico R-cuadrado ajustado fue de 98.245 %. La desviación estándar de los residuos es 9.948. El error medio absoluto (MAE) presenta un valor de 6.831. El estadístico de Durbin-Watson (DW=1.979, p=0.348) nuevamente mostró que no existe autocorrelación serial en los residuos.

El análisis de correlación para la variable fósforo final fue realizado con siete variables independientes, por su nivel de significancia. La ecuación de regresión ajustada a estos datos es:

$$Bf = -56.130 + 0.986(Ai) + 0.465(Bi) + 0.498(Ci) + 31.980(Di) + 0.004(Bi)(Ci) - 0.067(Bi)(Di) - 0.353(Ci)(Di) \quad (9)$$

Donde:

- Bf = fósforo final
- Ai = nitrógeno amoniacal inicial
- Bi = fósforo inicial
- Ci = nitrato inicial
- Di = nitrito inicial

En la figura 38, se presenta el gráfico de superficie de respuesta de la ecuación de regresión ajustada (ecuación 9), en el cual se describe el comportamiento del fósforo final (eje Y), sobre la región experimental (cara inferior del cubo).

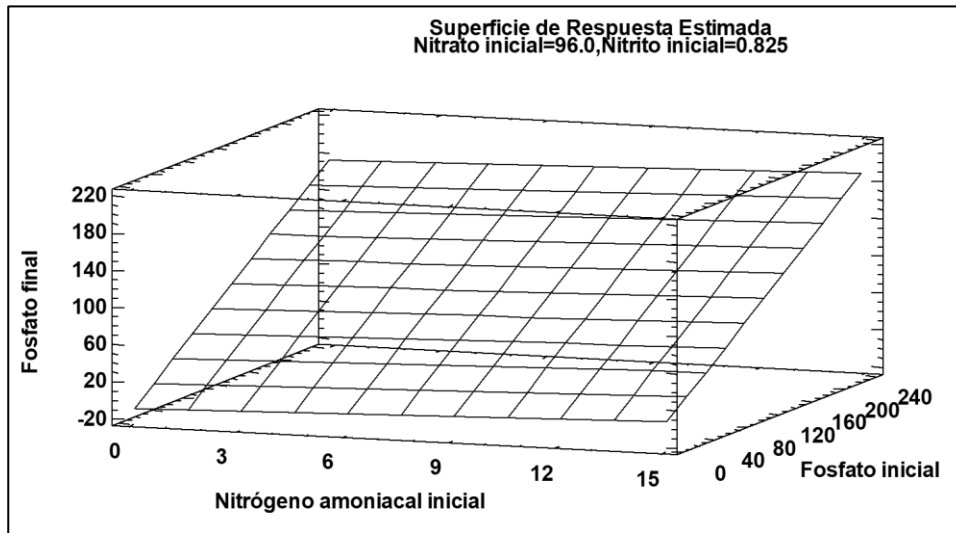


Figura 38. Diagrama de superficie de respuesta para fosfato final

En la tabla 26, se muestra el camino de máximo descenso para la variable fosfato final el cual se obtiene cuando se varía la concentración de nitrito inicial en valores de 0.01 miligramos por litro.

Tabla 26. Camino de máximo descenso para fosfato final

Nitrógeno amoniacal inicial (mg/l)	Fosfato inicial (mg/l)	Nitrato inicial (mg/l)	Nitrito inicial (mg/l)	Predicción para fosfato final (mg/l)
7.175	111.500	96.000	0.825	83.103
7.088	97.243	95.482	0.835	71.627
6.987	80.744	94.942	0.845	58.486
6.862	60.468	94.366	0.855	42.512
6.682	31.370	93.709	0.865	19.864
6.623	21.791	93.221	0.875	12.360
6.561	11.796	92.727	0.885	4.589

Con el objetivo de verificar el cumplimiento del supuesto de varianza constante en el análisis para fosfato, se generó la gráfica mostrada en la figura 39, en la cual se puede observar que las columnas de puntos en los niveles bajo y alto del factor fosfato inicial presenta valores de dispersión bastante similares, por lo que el supuesto de varianza constante se cumple.

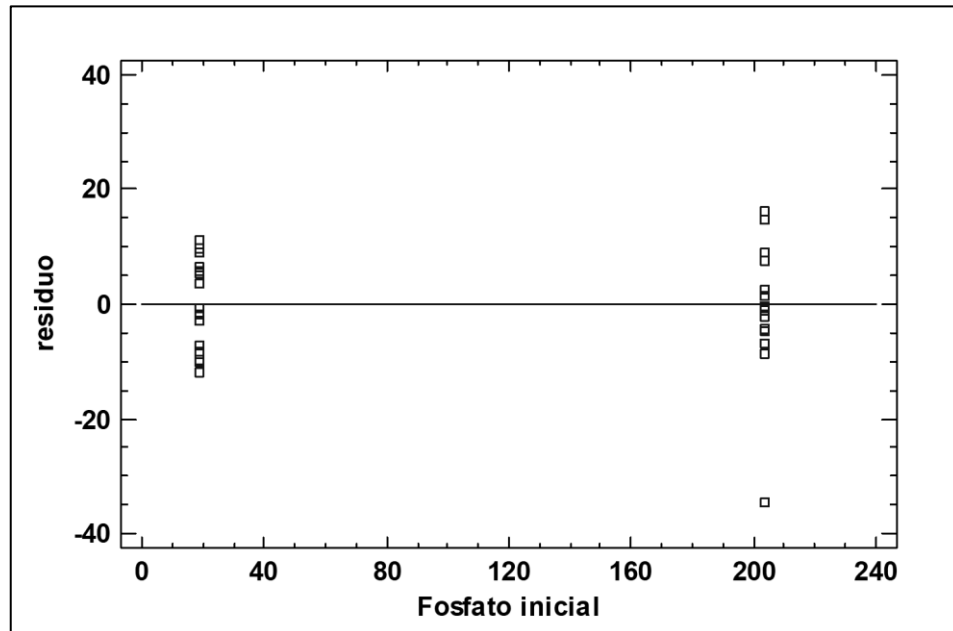


Figura 39. **Diagrama de residuos para fosfato final**

En la figura 40, se graficaron los residuos en papel probabilístico normal, observándose que los puntos se apegan a la línea trazada, por lo que se concluye que se cumple con el supuesto de normalidad en el análisis ANOVA realizado para la variable fosfato.

Finalmente, para comprobar el supuesto de independencia, se elaboró la figura 41, en la cual se capturaron los datos en el orden en que fueron obtenidos, observándose en ésta que no existe una tendencia en los puntos (que suban o bajen), por lo que se confirma el supuesto de independencia de los datos.

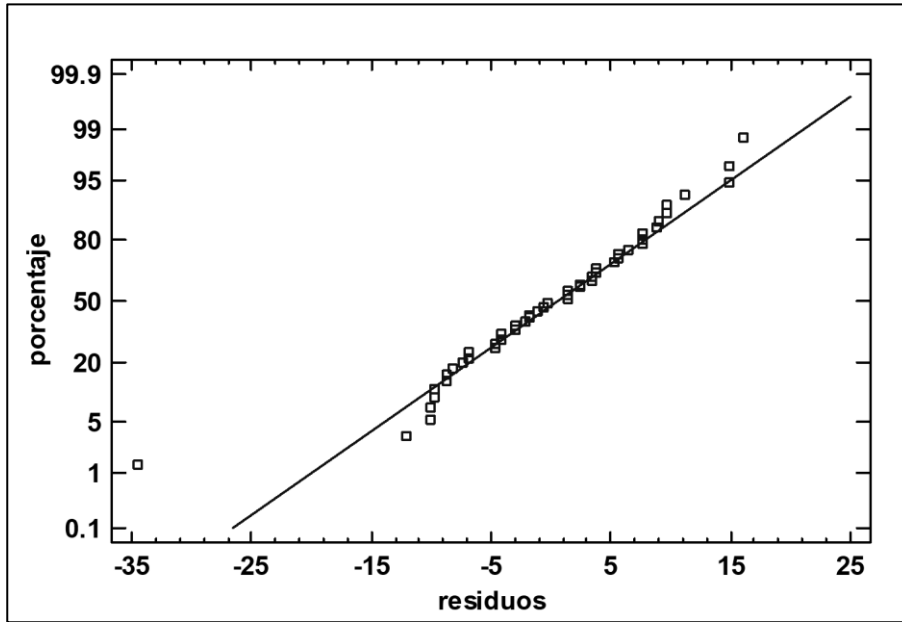


Figura 40. Probabilidad normal para residuos en fosfato final

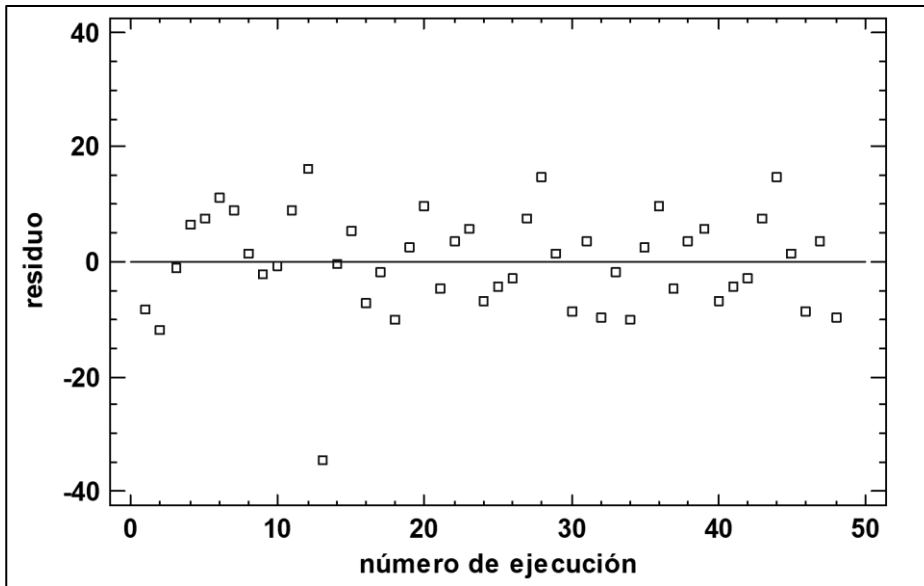


Figura 41. Residuos para orden de ejecución en fosfato final

3.3.3. Resultados del experimento para el nitrato

El análisis de varianza (ANOVA) realizado a los resultados de nitrato final separado por efectos, permitió probar la significancia estadística de cada uno de los efectos comparando su cuadrado medio con el error experimental. Para esta variable se identificó que únicamente un efecto tiene un valor (p) menor que 5 %, lo cual indica que este efecto es significativamente diferente de cero con un nivel de confianza del 95 % (ver tabla 27).

Tabla 27. **Análisis de varianza para nitrato final**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl.	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-p
A: nitrógeno amoniacal inicial	389.367	1	389.367	0.80	0.3763
B: fosfato inicial	1388.79	1	1388.79	2.86	0.0994
C: nitrato inicial	0.302419	1	0.302419	0.00	0.9802
D: nitrito inicial	266.445	1	266.445	0.55	0.4634
AB	116.345	1	116.345	0.24	0.6273
AC	1232.72	1	1232.72	2.54	0.1198
AD	1061.35	1	1061.35	2.19	0.1479
BC	373.469	1	373.469	0.77	0.3861
BD	2298.41	1	2298.41	4.74	<0.050
CD	45.4936	1	45.4936	0.09	0.7612
Bloques	84.5277	2	42.2638	0.09	0.9167
Error total	16969.2	35	484.833		
Total (corr.)	24226.4	47			

De acuerdo al estadístico R-Cuadrado generado en el análisis ANOVA para la variable nitrato final, el modelo generado explicaría en un 29.956 % la variabilidad en nitrato final. El estadístico R-cuadrado ajustado presenta un valor de 5.941 %. La desviación estándar de los residuos es 22.019, el error medio absoluto (MAE) fue de 14.2789. El estadístico de Durbin-Watson (DW=2.202, p=0.607) siendo su significancia mayor a 5 %, indica que no existe autocorrelación serial en los residuos.

Del ANOVA (ver tabla 27) y diagrama de Pareto estandarizada (ver figura 42), se puede observar que únicamente la combinación de fosfato inicial con nitrito inicial (BD), presentan un P-valor menor a 5 %, lo cual da un indicio que este factor ejerce un efecto significativo sobre el valor de nitrato final (efecto negativo, con tendencia a reducir el valor de nitrato final). Es interesante hacer notar que la combinación de las variables sí ejerce un efecto significativo en la variable respuesta (nitrato final), pero las variables de forma independiente (fosfato inicial y nitrito inicial) no ejercen ningún tipo de influencia sobre el valor de nitrato final.

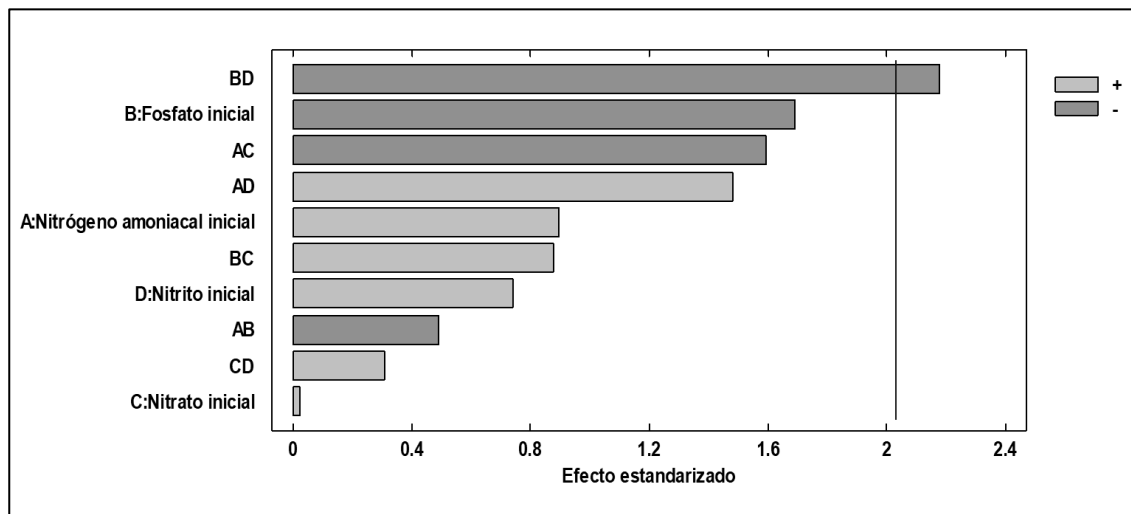


Figura 42. Diagrama de Pareto estandarizada para nitrato final

Realizando la exclusión de las combinaciones que presentan valores de significancia mayores al 5 %, dado que no ejercen una influencia en la variable analizada, se obtiene un estadístico R-Cuadrado de 16.67, indicando que el modelo así ajustado (con las exclusiones realizadas), explica en 16.67 % la variabilidad en nitrato final, valor bajo para generalizar el modelo de comportamiento de nitrato final. El estadístico R-cuadrado ajustado fue de 6.75 %. El error estándar del estimado, muestra que la desviación estándar de los

residuos es 21.92. El error medio absoluto (MAE) de 14.98 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson ($DW=2.122$, $p=0.543$) muestra que no hay indicación de autocorrelación serial en los residuos con un nivel de significancia del 5.0 %.

En la figura 43, se observa el diagrama que muestra el comportamiento del nitrato final en función del fosfato inicial, nitrato inicial y nitrito inicial, considerando que estas son las únicas variables que ejercen un efecto significativo sobre la concentración final de nitrato.

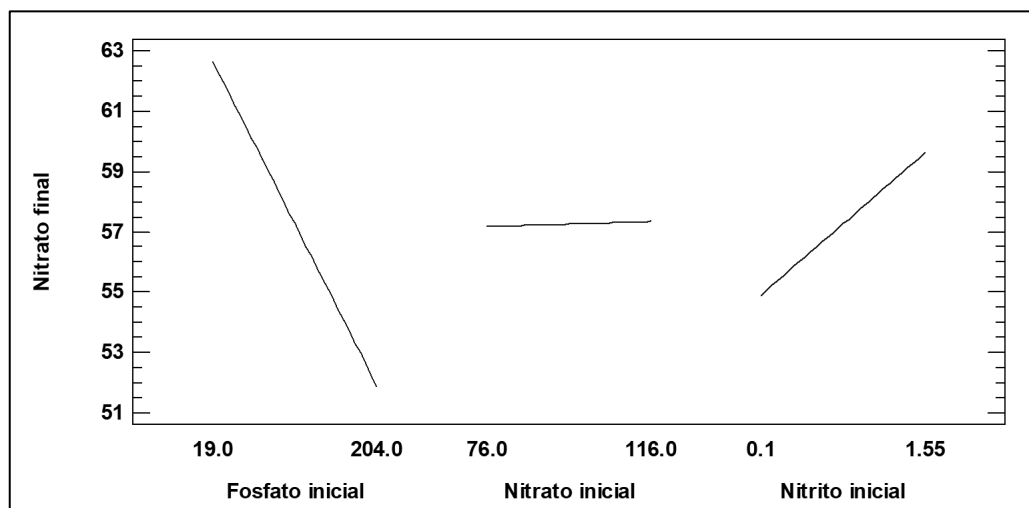


Figura 43. Diagrama de efectos principales para nitrato final

En la figura 44, se muestra el comportamiento del nitrato final cuando se realizan las combinaciones de concentraciones de nitrito inicial máximo (1.55 miligramos por litro) y mínimo (0.10 miligramos por litro) con fosfato inicial en valores máximos (204.00 miligramos por litro) y mínimos (19.00 miligramos por litro).

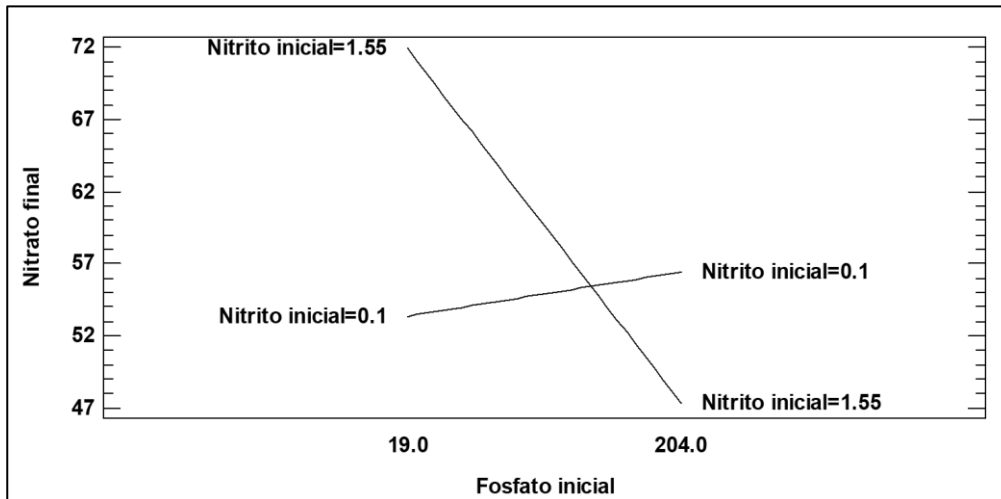


Figura 44. Diagrama de interacción para nitrato final

En la figura 45, se presenta el gráfico de superficie de respuesta de la ecuación de regresión ajustada (ecuación 10), en el cual se describe el comportamiento del nitrato final (eje Y), sobre la región experimental (cara inferior del cubo).

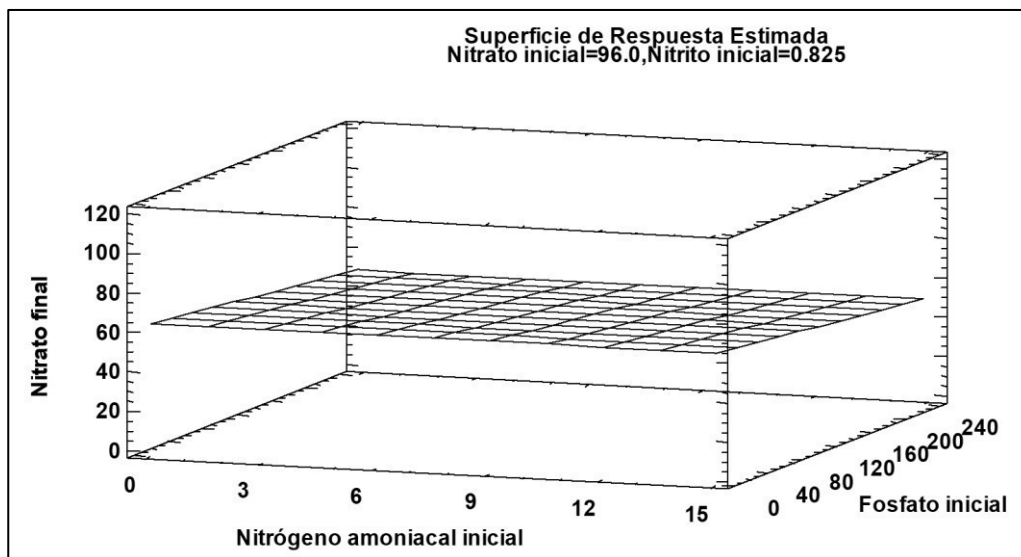


Figura 45. Diagrama de superficie de respuesta para nitrato final

El análisis de correlación para la variable nitrato final fue realizado con tres variables independientes, por su nivel de significancia. La ecuación de regresión ajustada a estos datos es:

$$Cf = 51.566 + 0.027 (Bi) + 14.755(Di) - 0.103(Bi)(Di) \quad (10)$$

Donde:

- Cf = nitrato final
- Bi = fosfato inicial
- Di = nitrito inicial

En la tabla 28, se muestra el camino de máximo descenso para la variable nitrato final el cual se obtiene cuando se varía la concentración de fosfato inicial en valores de 18.0 miligramos por litro, demostrando esto que incrementos en el valor de fosfato, permite reducir la concentración de nitrato final, debiendo mantenerse la concentración de nitrógeno amoniacal inicial en 7.175 miligramos por litro, el nitrato inicial en 96.0 miligramos por litro, y el nitrito inicial en un rango de 0.825 a 0.944 miligramos por litro, con el fosfato inicial en rangos de 111.500 a 201.500 miligramos por litro.

Tabla 28. **Camino de máximo descenso para nitrato final**

Nitrógeno amoniacal inicial (mg/l)	Fosfato inicial (mg/l)	Nitrato inicial (mg/l)	Nitrito inicial (mg/l)	Predicción para nitrato final (mg/l)
7.175	111.500	96.000	0.825	57.255
7.175	129.500	96.000	0.779	56.144
7.175	147.500	96.000	0.770	55.188
7.175	165.500	96.000	0.797	54.179
7.175	183.500	96.000	0.859	52.927
7.175	201.500	96.000	0.944	51.302

Con el objetivo de verificar el cumplimiento del supuesto de varianza constante en el análisis para nitrato, se generó la gráfica mostrada en la figura 46, en la cual se puede observar que las columnas de puntos en los niveles bajo y alto del factor nitrato inicial presenta valores de dispersión bastante similares, por lo que el supuesto de varianza constante se cumple.

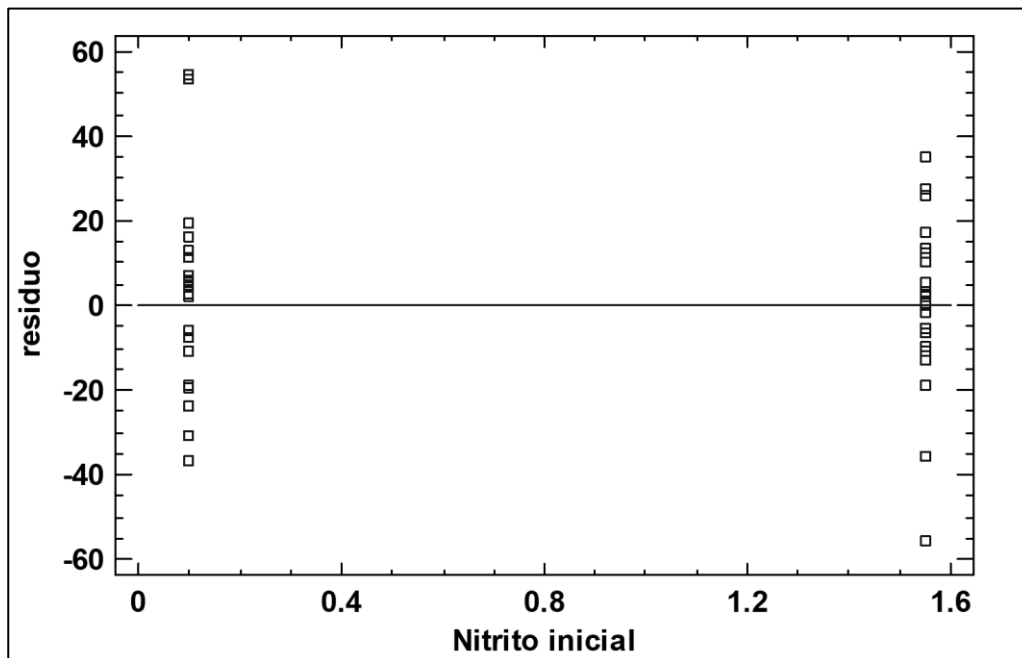


Figura 46. **Diagrama de residuos para nitrato final**

En la figura 47, se ha graficado los residuos en papel probabilístico normal, observándose que los puntos se apegan a la línea trazada, por lo que se concluye que se cumple con el supuesto de normalidad en el análisis ANOVA realizado para la variable nitrato.

Finalmente, a través de la gráfica mostrada en la figura 48, se comprobó el supuesto de independencia de los datos, dado que no existe una tendencia en los puntos (que suban o bajen).

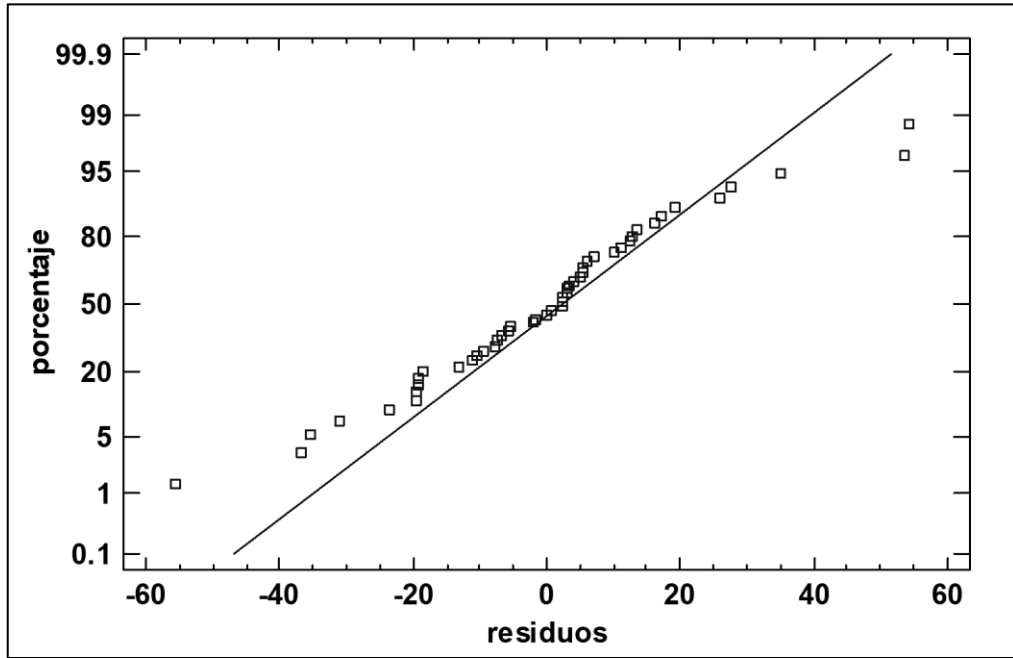


Figura 47. Probabilidad normal para residuos en nitrato final

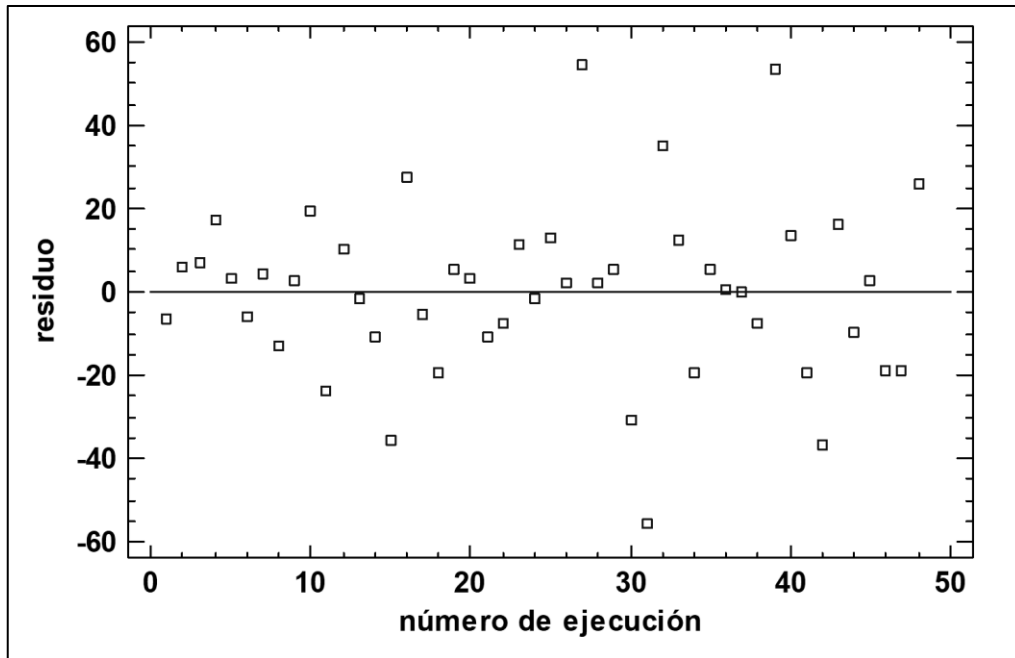


Figura 48. Residuos para orden de ejecución en nitrato final

3.3.4. Resultados del experimento para el nitrito

De acuerdo al ANOVA (ver tabla 29) realizado a los resultados del experimento de la variable nitrito, se presentan ocho efectos que tienen un valor (p) menor que 5 %, indicando que son significativamente diferentes con un nivel de confianza del 95 %.

El modelo desarrollado con la ANOVA, explica el 82.139 % de la variabilidad que se muestra en la variable nitrito final, con un R-cuadrado ajustado de 76.015 %, una desviación estándar de los residuos de 0.646 y un error medio absoluto (MAE) de 0.442.

Tabla 29. **Análisis de varianza para nitrito final**

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl.	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-p
A: nitrógeno amoniacal inicial	26.478	1	26.478	64.070	<0.050
B: fosfato inicial	2.363	1	2.363	5.720	<0.050
C: nitrato inicial	3.302	1	3.302	7.990	<0.050
D: nitrito inicial	11.281	1	11.281	27.300	<0.050
AB	1.821	1	1.821	4.410	<0.050
AC	7.529	1	7.529	18.220	<0.050
AD	8.645	1	8.644	20.920	<0.050
BC	0.656	1	0.656	1.590	0.216
BD	1.474	1	1.474	3.570	0.067
CD	2.799	1	2.799	6.770	<0.050
Bloques	0.169	2	0.084	0.200	0.816
Error total	14.464	35	0.413		
Total (corr.)	80.979	47			

En relación al estadístico de Durbin-Watson (DW=2.319, p=0.745), indica que no existe autocorrelación serial en los residuos con un nivel de significancia del 5 %.

El ANOVA (tabla 29) y diagrama de Pareto estandarizada (figura 49), muestra que los factores (A) nitrógeno amoniacal inicial, (B) fosfato inicial, (C) nitrato inicial y (D) nitrito inicial, presentan un P-valor menor a 5 %, lo cual da un indicio que estos factores ejercen un efecto significativo sobre el valor de fosfato final. Asimismo, las combinaciones (AB), (AC), (AD) y (CD), ejercen una influencia significativa sobre el valor de fosfato final, al observarse significancias para estas combinaciones menores a 5 %.

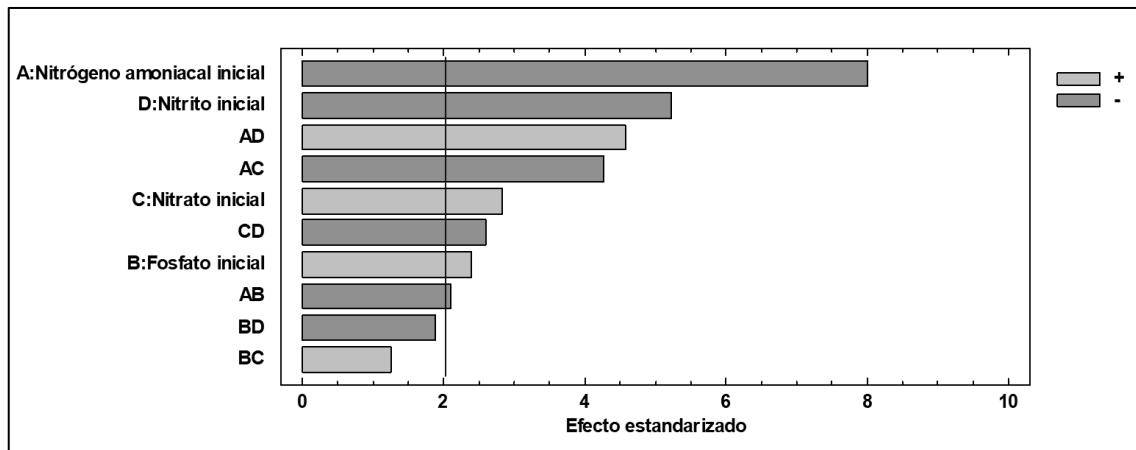


Figura 49. Diagrama de Pareto estandarizada para nitrito final

Al realizar la exclusión de las combinaciones que no ejercen influencia en la variable analizada (significancia mayores al 5 %), se tiene que la combinación (AB) incrementa su nivel de significancia ($p=0.0512$), por lo que también se excluyó del análisis, desarrollando el análisis con los datos (A), (B), (C), (D), (AC), (AD) y (CD), obteniéndose un estadístico R-Cuadrado de 77.260, indicando que el modelo así ajustado (con las exclusiones realizadas), explica el 77.260 % de la variabilidad en el nitrito final.

En la figura 50, se observa el comportamiento del nitrito final en función del nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial, nitrato inicial y nitrito inicial. Cada curva

representa el valor mínimo de la variable evaluada a la izquierda y el valor máximo a la derecha, observándose para las variables nitrógeno amoniacal inicial y nitrito inicial una curva con pendiente decreciente de su valor mínimo al valor máximo, opuesto al comportamiento de las variables fosfato inicial y nitrato inicial que presenten una curva con pendiente creciente de su valor mínimo al máximo.

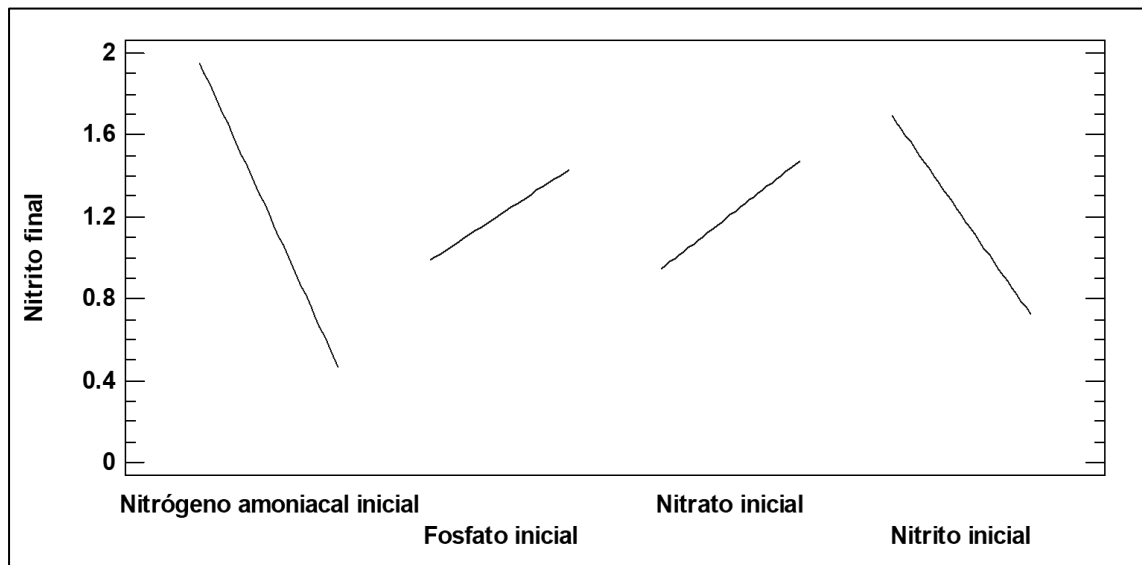


Figura 50. **Diagrama de efectos principales para nitrito final**

En la figura 51, se muestra el comportamiento del nitrito final cuando se realizan las combinaciones nitrógeno amoniacal con nitrato inicial (AC), nitrógeno amoniacal con nitrito inicial (AD) y nitrato inicial con nitrito inicial (CD).

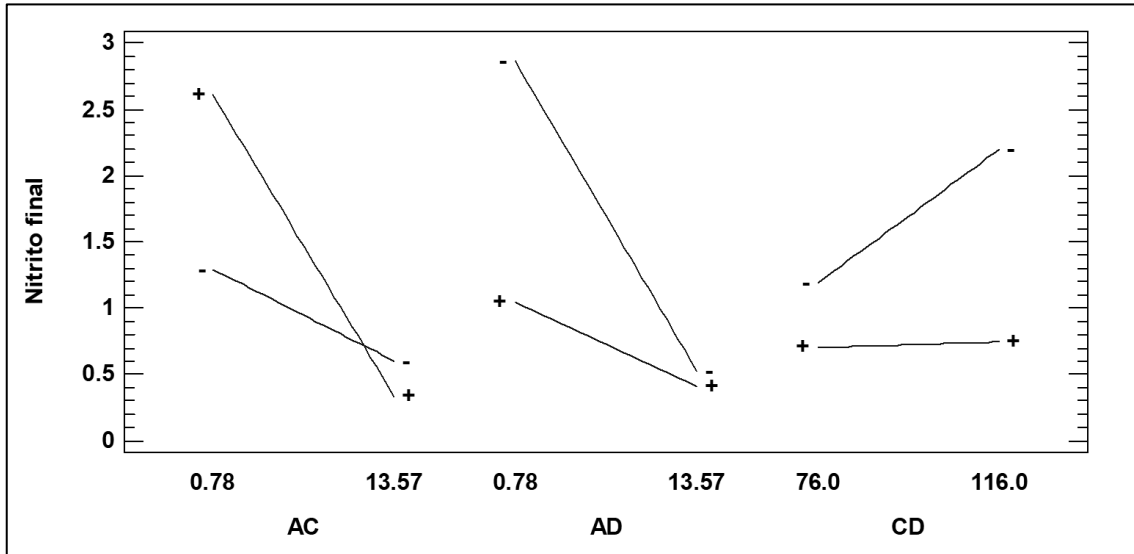


Figura 51. Diagrama de interacción para nitrato final

El estadístico R-cuadrado ajustado con este análisis fue de 71.874 %. El error estándar del estimado, muestra que la desviación estándar de los residuos es 0.696 y el error medio absoluto (MAE) de 0.461.

El estadístico de Durbin-Watson (DW=2.485, p=0.911) muestra que no hay indicación de autocorrelación serial en los residuos con un nivel de significancia del 5.0 %.

El análisis de correlación para la variable nitrato final fue realizado con siete variables independientes, por su nivel de significancia. La ecuación de regresión ajustada a estos datos es:

$$Df = -1.842 + 0.106(Ai) + 0.002(Bi) + 0.049(Ci) + 0.273(Di) - 0.003(Ai)(Ci) + 0.092(Ai)(Di) - 0.017(Ci)(Di) \quad (11)$$

Donde:

- D_f = nitrito final
- A_i = nitrógeno amoniacal inicial
- B_i = fosfato inicial
- C_i = nitrato inicial
- D_i = nitrito inicial

En la figura 52, se presenta el gráfico de superficie de respuesta de la ecuación de regresión ajustada (ecuación 11), en el cual se describe el comportamiento del nitrito final (eje Y), sobre la región experimental (cara inferior del cubo).

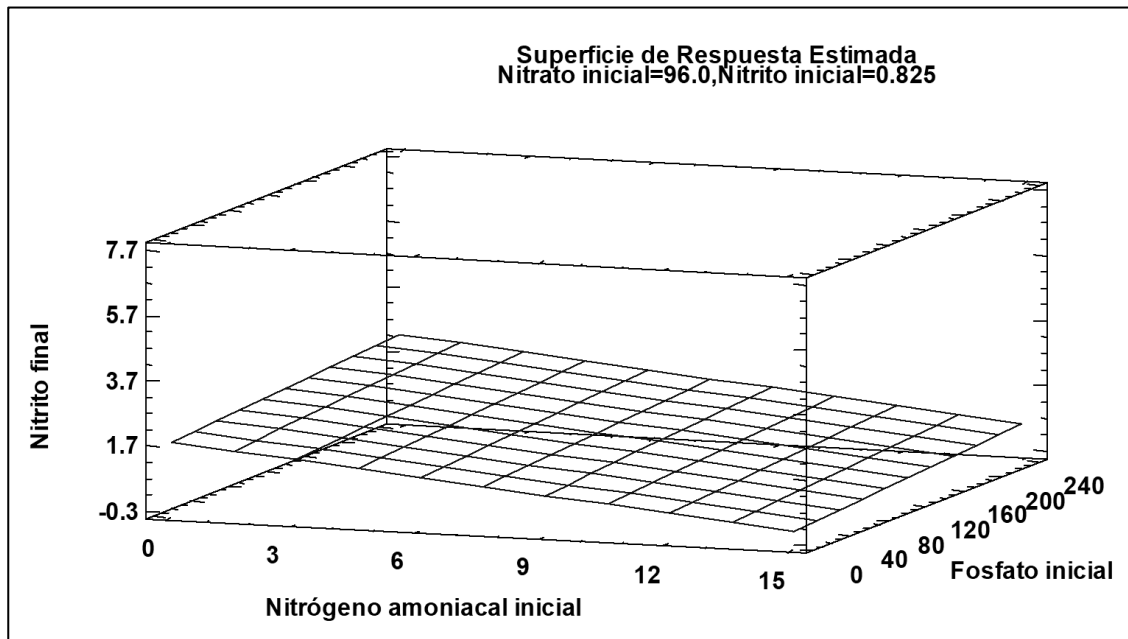


Figura 52. Diagrama de superficie de respuesta para nitrito final

En la tabla 30, se muestra el camino de máximo descenso para la variable nitrito final, el cual se obtiene cuando se varía la concentración de nitrógeno

amoniacoal inicial en valores de un miligramo por litro, esto demuestra que incrementos en el valor de nitrógeno amoniacoal, lo que permite reducir la concentración de nitrito final, por lo que la concentración de nitrógeno amoniacoal debe mantenerse en un rango de 7.175 a 12.175 miligramos por litro, la concentración de fosfato inicial en un rango de 111.500 a 85.656 miligramos por litro, el nitrato inicial en un rango de 96.000 a 94.814 miligramos por litro, y el nitrito inicial entre 0.825 a 1.094 miligramos por litro.

Tabla 30. **Camino de máximo descenso para nitrito final**

Nitrógeno amoniacoal inicial (mg/l)	Fosfato inicial (mg/l)	Nitrato inicial (mg/l)	Nitrito inicial (mg/l)	Predicción para nitrito final (mg/l)
7.175	111.500	96.000	0.825	1.209
8.175	106.989	95.037	0.896	1.033
9.175	102.097	94.394	0.960	0.881
10.175	96.854	94.123	1.015	0.749
11.175	91.3342	94.259	1.060	0.631
12.175	85.656	94.814	1.094	0.518

Con el objetivo de verificar el cumplimiento del supuesto de varianza constante en el análisis para nitrato, se generó la figura 53, en la cual se puede observar que las columnas de puntos en los niveles bajo y alto del factor fosfato inicial presenta valores de dispersión bastante similares, por lo que el supuesto de varianza constante se cumple.

En la figura 54, se ha graficado los residuos en papel probabilístico normal, observándose que los puntos se apegan a la línea trazada, por lo que se concluye que se cumple con el supuesto de normalidad en el análisis ANOVA realizado para la variable nitrato.

Para comprobar el supuesto de independencia, se elaboró figura 55, en la cual se capturaron los datos en el orden en que fueron obtenidos, observándose

en ésta que no existe una tendencia en los puntos (que suban o bajen), por lo que se confirma el supuesto de independencia de los datos.

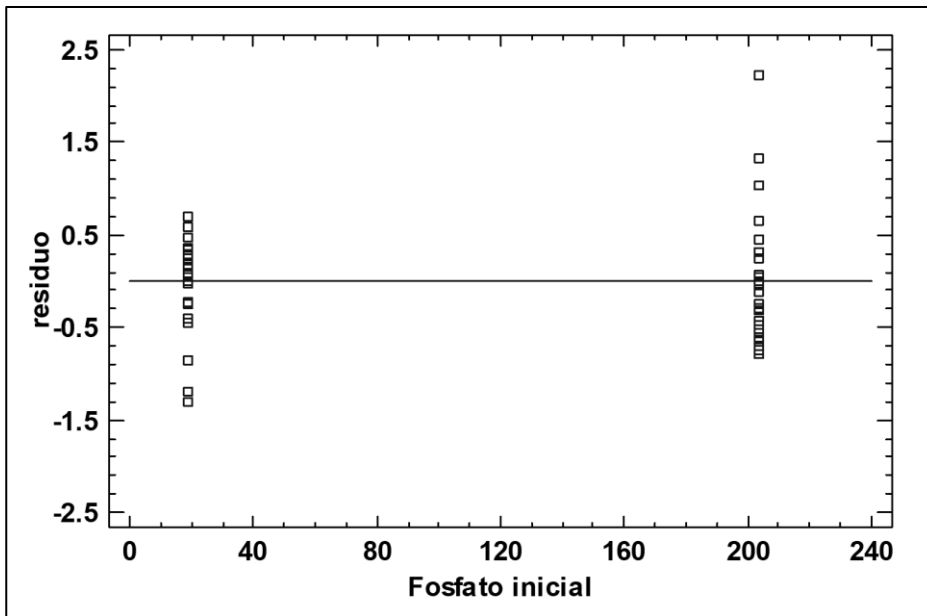


Figura 53. Diagrama de residuos para nitrito final

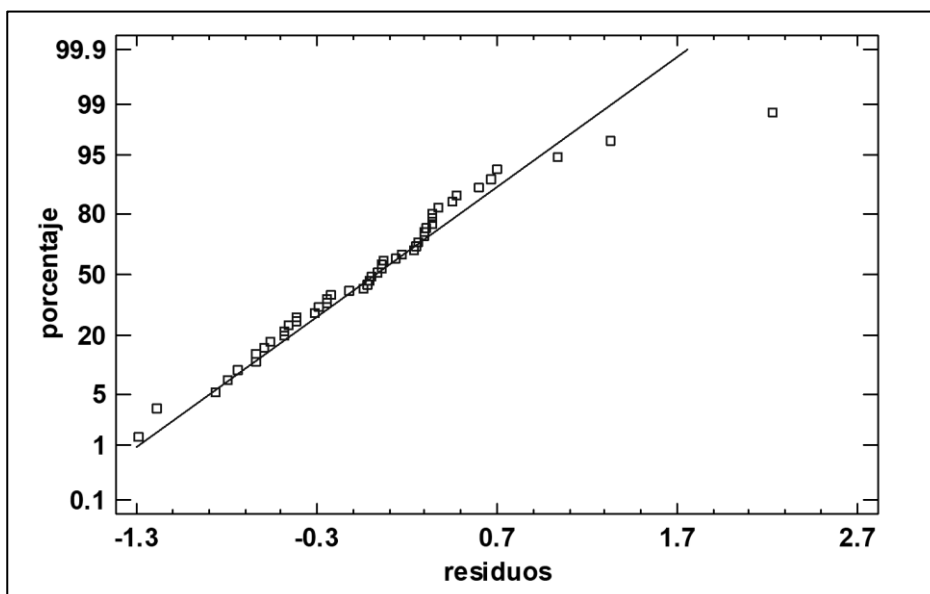


Figura 54. Probabilidad normal para residuos en nitrito final

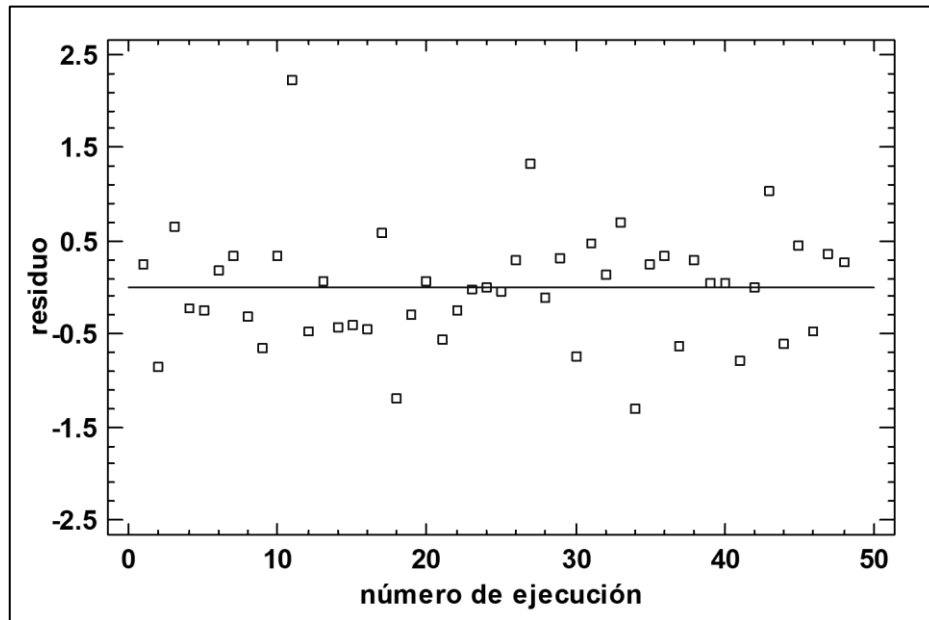


Figura 55. Residuos para orden de ejecución en nitrato final

3.4. Análisis multivariado para las concentraciones iniciales de nutrientes sobre su nivel de absorción en cultivos mixtos de algas *Chlorella*

Con el objetivo de identificar relaciones entre las variables dependientes e independientes del diseño experimental realizado, se aplicó el análisis multivariado a los datos obtenidos de nutrientes finales, en el cual aplicando la correlación momento producto de Pearson entre pares de variables analizadas, se muestra que cuatro combinaciones de variables presentan correlaciones significativas.

En la tabla 31, se muestran las correlaciones momento de Pearson entre las variables dependientes (valores finales de nutrientes) con las variables

independientes (valores iniciales de nutrientes). En la primera fila se ha colocado el coeficiente de correlación de Pearson; en la segunda fila se presenta el número de pares de datos utilizados para calcular el coeficiente de correlación, y en la tercera fila, se muestra la significancia estadística de las correlaciones estimadas.

Tabla 31. **Correlación momento producto de Pearson entre pares de variables de nutrientes inicial y final**

Variable dependiente	Nitrógeno amoniacal inicial	Fosfato inicial	Nitrato inicial	Nitrito inicial
Nitrógeno amoniacal final	0.773 (48) <0.05	0.116 (48) 0.433	-0.135 (48) 0.36	0.161 (48) 0.274
Fosfato final	0.085 (48) 0.566	0.961 (48) <0.05	0.169 (48) 0.251	-0.091 (48) 0.537
Nitrato final	0.127 (48) 0.391	-0.239 (48) 0.101	0.0035 (48) 0.981	0.105 (48) 0.478
Nitrito final	-0.572 (48) <0.05	0.171 (48) 0.246	0.202 (48) 0.169	-0.373 (48) <0.05

Las combinaciones que según los resultados mostrados en la tabla 31 presentan correlaciones significativas son:

- Nitrógeno amoniacal inicial y nitrógeno amoniacal final (Pearson=0.77)
- Nitrógeno amoniacal inicial y nitrito final (Pearson=-0.57)
- Fosfato inicial y fosfato final (Pearson=0.96)
- Nitrito inicial y nitrito final (Pearson=-0.37)

En la figura 56, con una "X" aparecen los coeficientes de correlación que no presentan una significación mayor del 5 %. En colores claros los valores del coeficiente más cercano a -1.0 y 1.0.

	-1.0	X = no es significativa a 5%						1.0
Nitrógeno amoniacal inicial	1.00	0.77	X	X	X	X	X	-0.57
Nitrógeno Amoniacal final	0.77	1.00	X	X	X	X	X	-0.43
Nitrito inicial	X	X	1.00	X	X	X	X	-0.37
Nitrato final	X	X	X	1.00	X	X	X	X
Nitrato inicial	X	X	X	X	1.00	X	X	X
Fosfato inicial	X	X	X	X	X	1.00	0.96	X
Fosfato final	X	X	X	X	X	0.96	1.00	X
Nitrito final	-0.57	-0.43	-0.37	X	X	X	X	1.00
	Nitrógeno amoniacal inicial	Nitrógeno Amoniacal final	Nitrito inicial	Nitrato final	Nitrato inicial	Fosfato inicial	Fosfato final	Nitrito final

Figura 56. **Matriz de correlaciones de Pearson producto-momento**

De los datos obtenidos, se puede concluir que las variables fosfato inicial y fosfato final, son las que presentan una mayor correlación (valor de correlación más cercano a 1), por lo que cualquier variación que se presente en la concentración de fosfato inicial incidirá directamente en el fosfato final.

La segunda variable que presenta una correlación fuerte (coeficiente de correlación de Pearson= 0.77), es el nitrógeno amoniacal inicial en relación a la concentración del nitrógeno amoniacal final.

En relación a la correlación existente entre el nitrógeno amoniacal inicial y la concentración final de nitrito, y el nitrito inicial y nitrito final, ambas combinaciones presentan una correlación negativa.

3.4.1. Análisis ANOVA para nitrógeno amoniacal final

Con el objetivo de establecer los factores que tienen un efecto estadísticamente significativo sobre la concentración del nitrógeno amoniacal final, con los datos obtenidos del diseño experimental fraccionado que se realizó, se aplicó la prueba ANOVA con el software STATGRAPHICS CENTURION XVII®, habiéndose escogido la suma de cuadrados tipo III (por omisión), con lo cual la contribución de cada factor se mide eliminando los efectos de los demás factores. Los resultados de este análisis se muestran en la tabla 32, observándose que existe un valor con significancia menor que el 5 %, por lo que se puede concluir con un 95% de confianza, que la concentración de nitrógeno amoniacal inicial, es el único elemento de los cuatro analizados, que ejerce un efecto significativo ($F=74.29$ y $p<0.05$) sobre la concentración de nitrógeno amoniacal final.

Tabla 32. Análisis de varianza de efectos principales para nitrógeno amoniacal final

Fuente	Suma de Cuadrados	gl.	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-p
A: nitrógeno amoniacal inicial	758.907	1	758.907	74.29	<0.05
B: fosfato inicial	17.089	1	17.089	1.670	0.203
C: nitrato inicial	23.185	1	23.185	2.270	0.139
D: nitrito inicial	33.067	1	33.067	3.240	0.079
Residuos	439.249	43	10.215		
Total (corr.)	1271.500	47			

Este hallazgo es importante, dado que con esta información se planteó el modelo de correlación que permita pronosticar la concentración de nitrógeno amoniacal final en un cultivo de microalgas.

Al aplicar la prueba de rangos múltiples para cada uno de los efectos principales, con el objetivo de establecer cuáles medias son estadísticamente diferentes (supuesto de igualdad de medias) con el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey, se identificó que la media de la variable concentración de nitrógeno amoniacal inicial es estadísticamente diferente (diferencia = -7.953). Las otras variables no presentan variaciones significativas en las medias (ver figura 57).

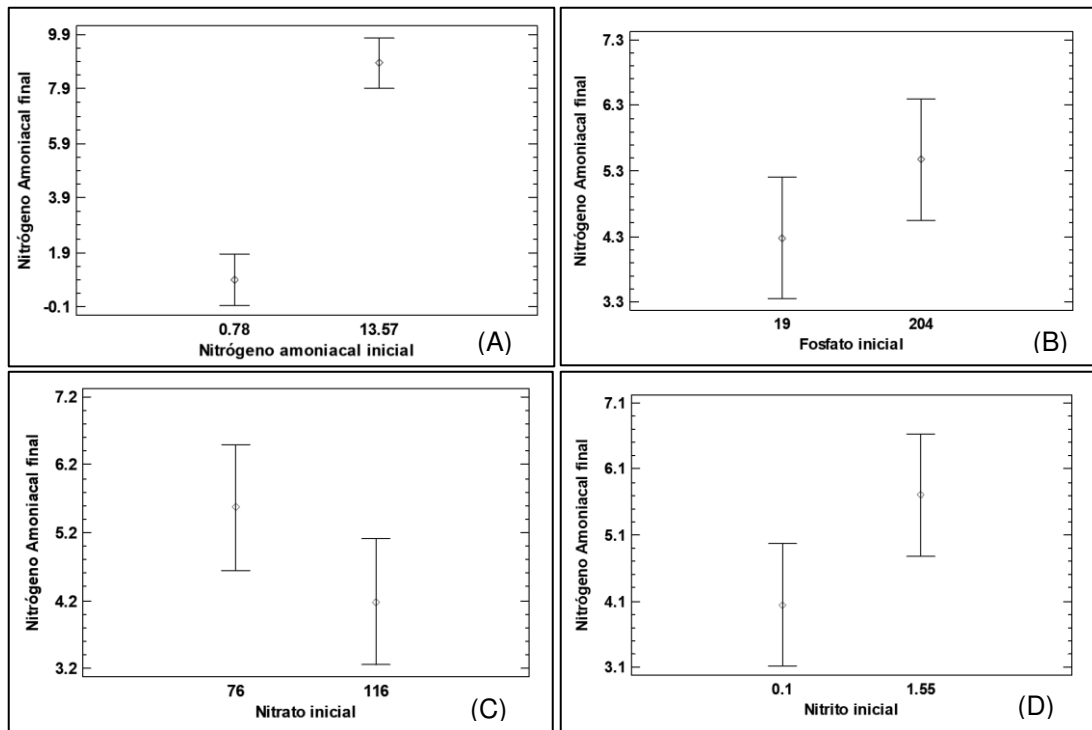


Figura 57. Medias (Tukey HSD) para efectos principales de la variable nitrógeno amoniacal final

Para el caso específico de la concentración final de nitrógeno amoniacal, no existe otro factor que ejerza iteraciones, siendo el único factor la propia concentración de nitrógeno amoniacal inicial, en la cual se puede observar que al aumentar la concentración inicial de nitrógeno amoniacal, aumenta la concentración final.

En la figura 57, se muestra la gráfica de medias para los efectos principales que actúan sobre la variable concentración de nitrógeno amoniacal final, al aplicar el procedimiento HSD de Tukey. En el inciso (A) se muestra el gráfico de medias para la interrelación de nitrógeno amoniacal inicial, en inciso (B) el gráfico de medias para la interrelación de fosfato inicial, en el inciso (C) el gráfico de medias para la interrelación de nitrato inicial y en el inciso (D) el gráfico de medias para la interrelación de nitrito inicial.

3.4.2. Análisis ANOVA para fosfato final

De igual forma a lo realizado con la concentración de nitrógeno amoniacal inicial, se hizo con la concentración de fosfato final, ejecutándose la prueba ANOVA, habiéndose escogido la suma de cuadrados tipo III (por omisión), con lo cual la contribución de cada factor se mide eliminando los efectos de los demás factores. Los resultados de este análisis se muestran en la tabla 33 y figura 58, en el que se observa que existen cuatro valores con significancia menor que el 5 %, por lo que se puede concluir con un 95 % de confianza, que las concentraciones de nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial, nitrato inicial y nitrito inicial ejercen un efecto significativo sobre la concentración de fosfato final.

Tabla 33. **Análisis de varianza de efectos principales para fosfato final**

Fuente	Suma de Cuadrados	gl.	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-p
A: nitrógeno amoniacal inicial	1909.410	1	1909.410	9.830	<0.05
B: fosfato inicial	244931.000	1	244931.000	1260.370	<0.05
C: nitrato inicial	7573.180	1	7573.180	38.970	<0.05
D: nitrito inicial	2214.900	1	2214.900	11.400	<0.05
Residuos	8356.280	43	194.332		
Total (corr.)	264984.000	47			

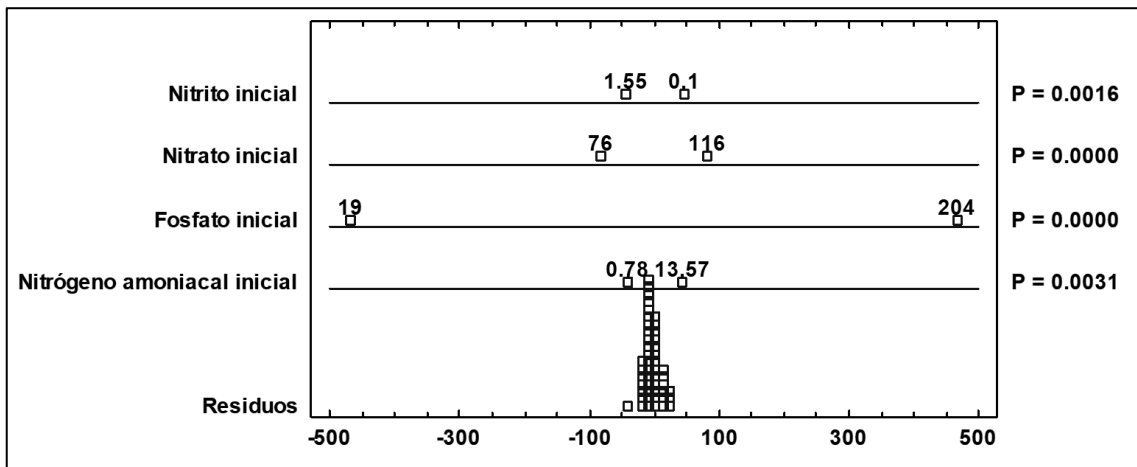


Figura 58. **ANOVA para efectos principales de la variable fosfato final**

Este hallazgo es importante, dado que con esta información se planteó el modelo de correlación que permita pronosticar la concentración de fosfato final en un cultivo de microalgas.

Al aplicar la prueba de rangos múltiples para cada uno de los efectos principales, con el objetivo de establecer cuales medias son estadísticamente diferentes (supuesto de igualdad de medias) con el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey, se identificó que las medias de las variables concentración de nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial, nitrito inicial

y nitrato inicial son estadísticamente diferentes (diferencia de: -12.614, -142.867, -25.122 y 13.586 respectivamente) según se observa en la figura 59.

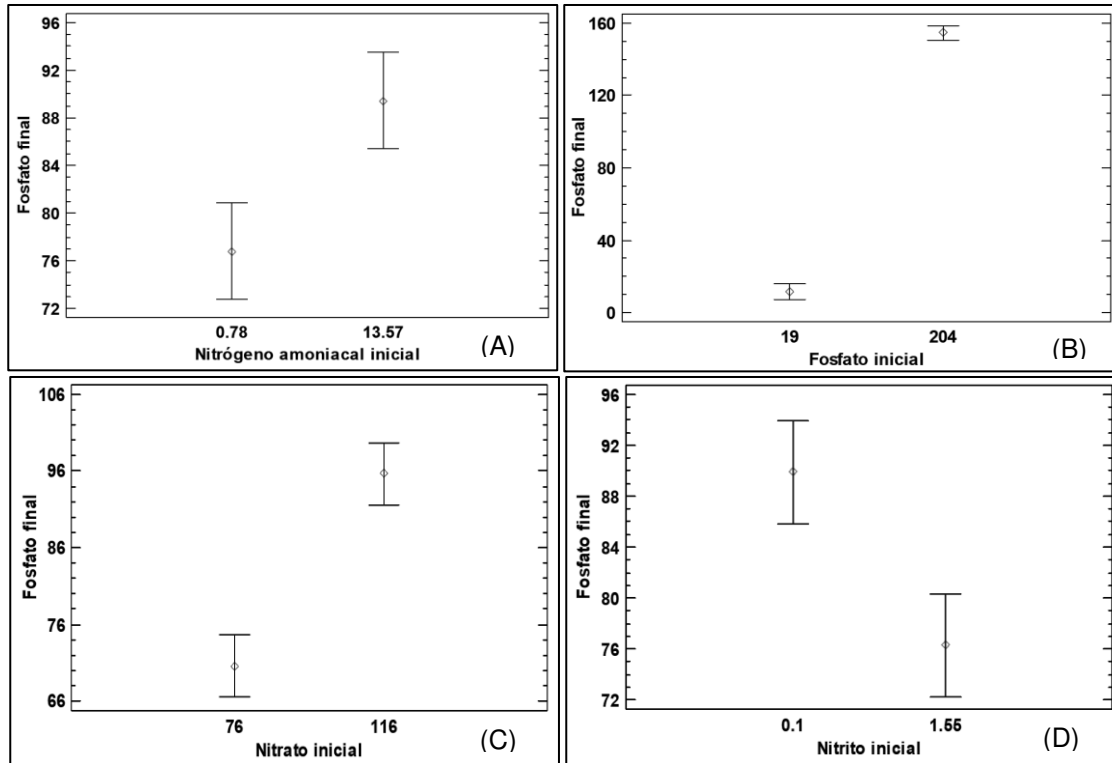


Figura 59. **Medias (Tukey HSD) para efectos principales de la variable fosfato final**

Para el caso específico de la concentración final de fosfato y de acuerdo al análisis ANOVA, las concentraciones de nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial y nitrato inicial cuando se incrementan, producen un aumento en la concentración de fosfato final, mientras que para la concentración de nitrito inicial, se determinó que si esta se incrementa, se produce una reducción en la concentración de fosfato final.

En la figura 59, se muestra la gráfica de medias para los efectos principales que actúan sobre la variable concentración de fosfato final, aplicando el

procedimiento HSD de Tukey. En el inciso (A) se muestra el gráfico de medias para la interrelación de nitrógeno amoniacal inicial, en inciso (B) el gráfico de medias para la interrelación de fosfato inicial, en el inciso (C) el gráfico de medias para la interrelación de nitrato inicial y en el inciso (D) el gráfico de medias para la interrelación de nitrito inicial.

3.4.3. Análisis ANOVA para nitrato final

El ANOVA aplicado a los resultados de la concentración de nitrato final, se realizó para establecer los factores que tienen un efecto estadísticamente significativo sobre esta variable, de la misma forma como fue realizado para las otras variables analizadas.

El software utiliza la suma de cuadrados tipo III (por omisión), con lo cual la contribución de cada factor se mide eliminando los efectos de los demás factores. Los resultados de este análisis se muestran en la tabla 34 y figura 60, donde se puede observar que de los cuatro factores evaluados (nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial, nitrato inicial y nitrito inicial) ninguno tiene un efecto significativo sobre la concentración de nitrato final.

Tabla 34. Análisis de varianza de efectos principales para nitrato final

Fuente	Suma de Cuadrados	gl.	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-p
A: nitrógeno amoniacal inicial	389.367	1	389.367	0.750	0.390
B: fosfato inicial	1388.790	1	1388.790	2.690	0.108
C: nitrato inicial	0.302	1	0.302	0.000	0.981
D: nitrito inicial	266.445	1	266.445	0.520	0.476
Residuos	22181.500	43	515.848		
Total (corr.)	24226.400	47			

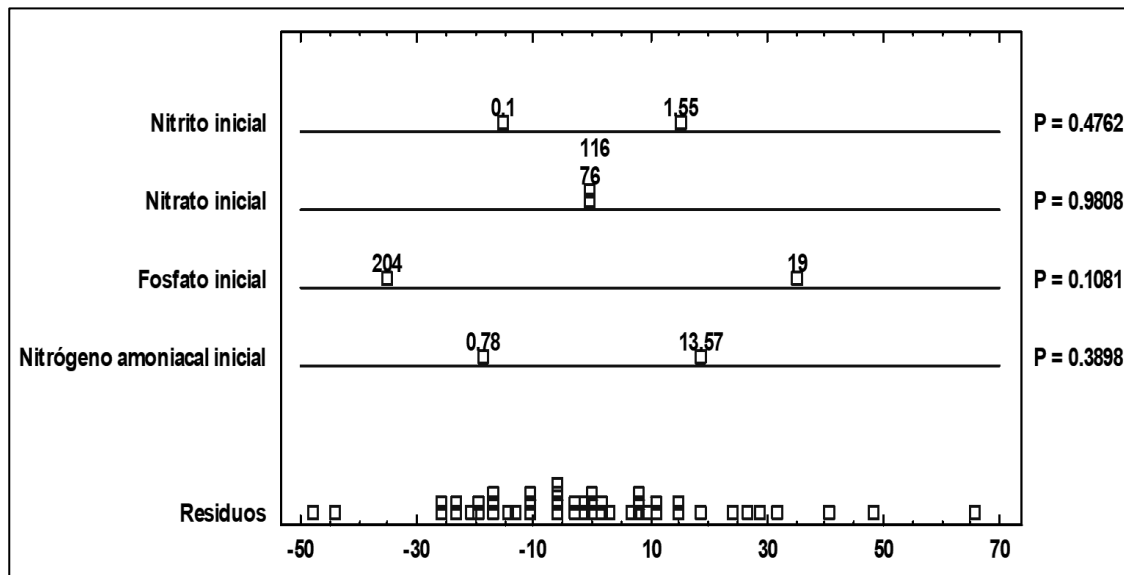


Figura 60. ANOVA para efectos principales de la variable nitrato final

Esta información fue utilizada para definir las variables del modelo de regresión que permita pronosticar la concentración de nitrato final en un cultivo de microalgas.

Aplicando la prueba de rangos múltiples para cada uno de los efectos principales, con el objetivo de establecer cuales medias son estadísticamente diferentes (supuesto de igualdad de medias) con el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey, se identificó que ninguno de los resultados de los factores (nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial, nitrato inicial y nitrito inicial) son estadísticamente diferentes (diferencia de: -5.696, 10.758, -0.159, y -4.712 respectivamente) según se observa en la figura 61.

Para el caso específico de la concentración final de nitrato de acuerdo al análisis ANOVA, la concentración se incrementa cuando la concentración de nitrito inicial se incrementa. Situación contraria se observa con el

comportamiento de la concentración inicial de fosfato, el cual cuando se incrementa, reduce la concentración de nitrato final.

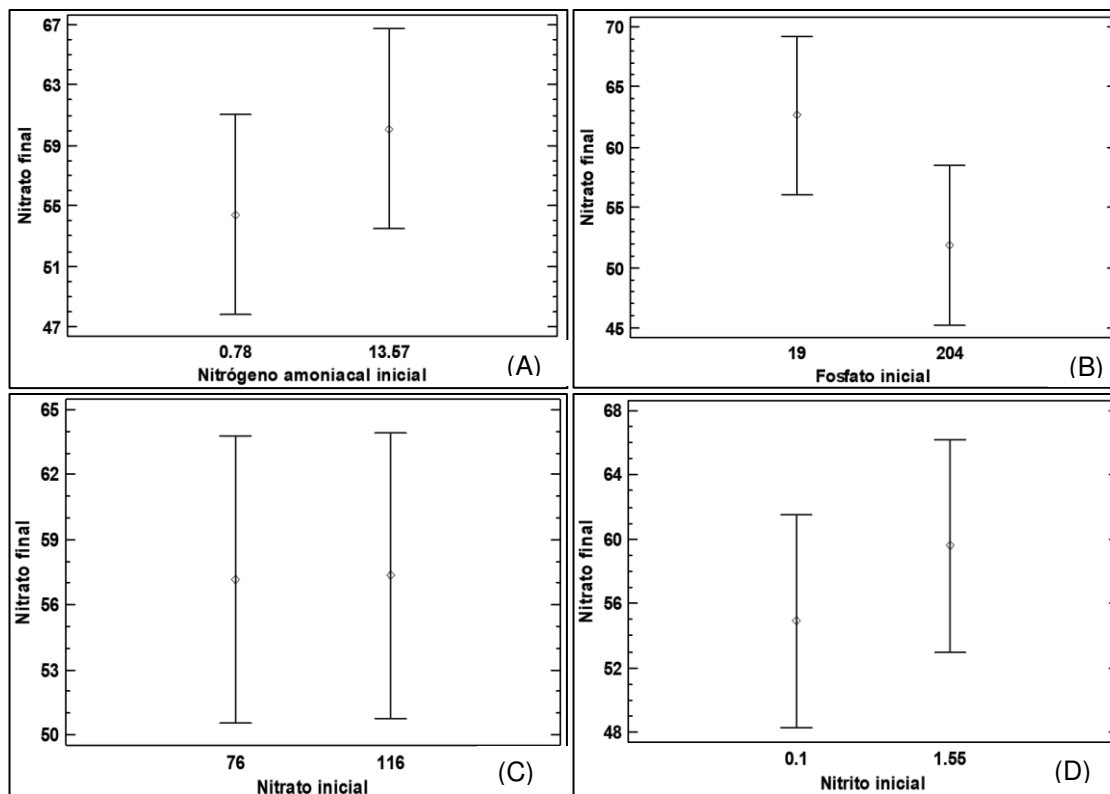


Figura 61. Medias (Tukey HSD) para efectos principales de la variable nitrato final

En la figura 61, se muestra la gráfica de medias para los efectos principales que actúan sobre la variable concentración de nitrato final, aplicando el procedimiento HSD de Tukey. En el inciso (A) se muestra el gráfico de medias para la interrelación de nitrógeno amoniacal inicial, en inciso (B) el gráfico de medias para la interrelación de fosfato inicial, en el inciso (C) el gráfico de medias para la interrelación de nitrato inicial y en el inciso (D) el gráfico de medias para la interrelación de nitrito inicial.

3.4.4. Análisis ANOVA para nitrito final

Los resultados de este análisis (ver tabla 35 y figura 62) evidencia que dos de los cuatro factores evaluados presentan una significancia menor al 5 %, por lo que ejercen un efecto significativo en el valor de nitrito final. Estos factores son la concentración de nitrógeno amoniacal inicial y de nitrito inicial.

Tabla 35. Análisis de varianza de efectos principales para nitrito final

Fuente	Suma de Cuadrados	gl.	Cuadrado medio	Razón-F	Valor-p
A: nitrógeno amoniacal inicial	26.478	1	26.478	30.320	<0.05
B: fosfato inicial	2.363	1	2.363	2.710	0.1073
C: nitrato inicial	3.302	1	3.302	3.780	0.0584
D: nitrito inicial	11.281	1	11.281	12.920	<0.05
Residuos	37.555	43	0.873		
Total (corr.)	80.979	47			

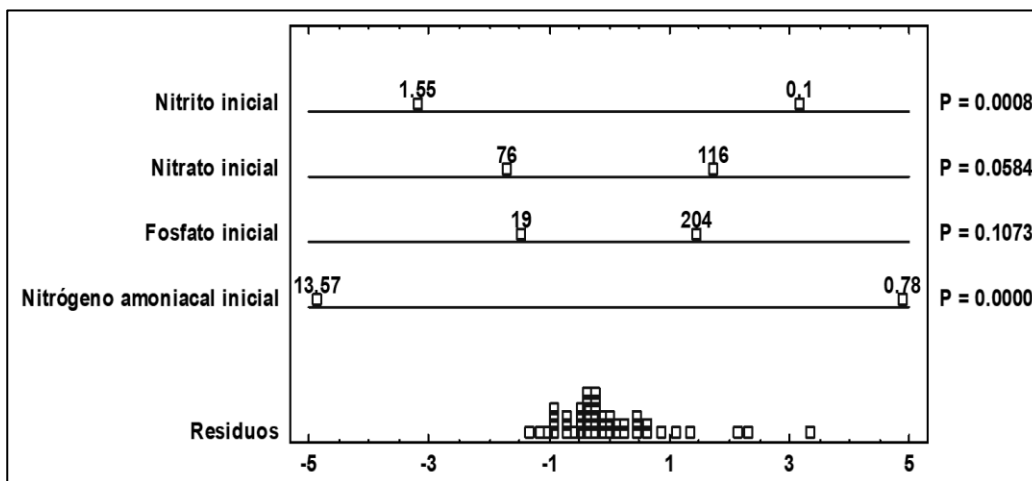


Figura 62. ANOVA para efectos principales de la variable nitrito final

Aplicando la prueba de rangos múltiples para cada uno de los efectos principales, con el objetivo de establecer cuáles medias son estadísticamente

diferentes (supuesto de igualdad de medias) con el procedimiento de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey, se identificó que dos de los resultados de los factores (nitrógeno amoniacal inicial y nitrito inicial) son estadísticamente diferentes (diferencia de: 1.485 y 0.970 respectivamente) según se observa en la figura 63.

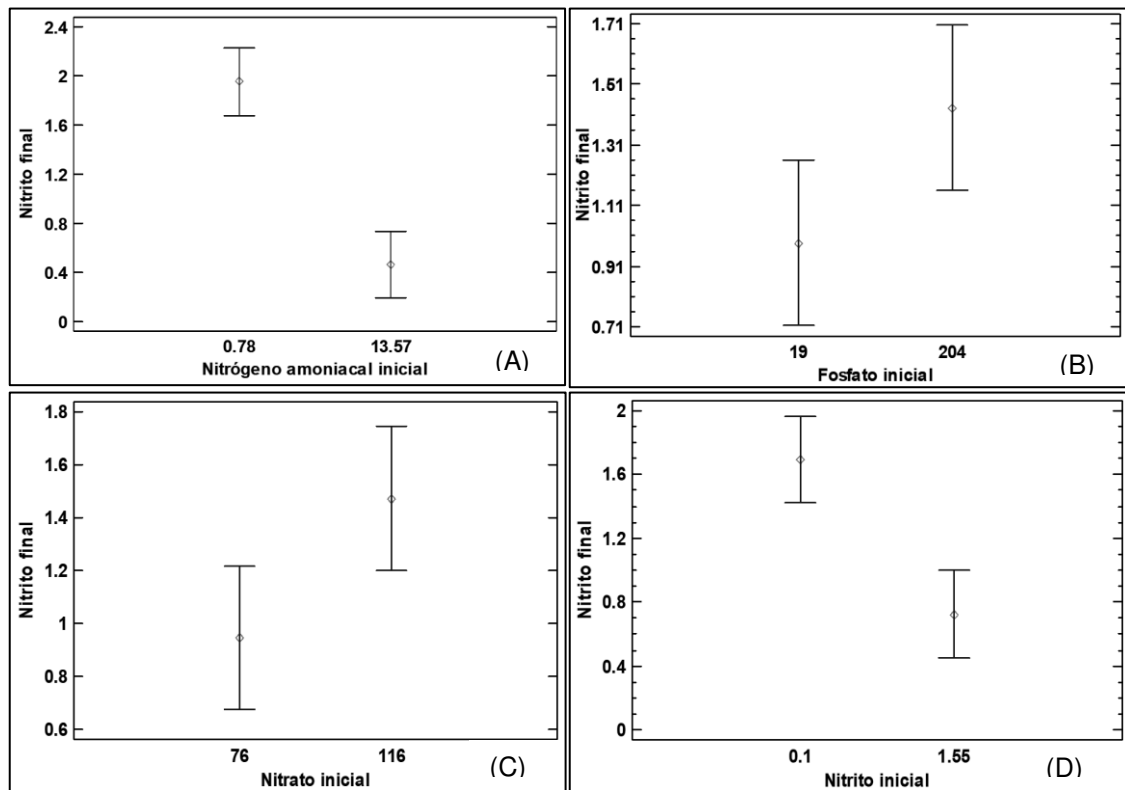


Figura 63. **Medias (Tukey HSD) para efectos principales de la variable nitrito final**

Para el caso específico de la concentración final de nitrito de acuerdo al análisis ANOVA, cuando las concentraciones de nitrógeno amoniacal inicial y nitrito inicial aumentan, se reduce significativamente la concentración de nitrito final.

En la figura 63, se muestra la gráfica de medias para los efectos principales que actúan sobre la variable concentración de nitrito final, aplicando el procedimiento HSD de Tukey. En el inciso (A), se muestra el gráfico de medias para la interrelación de nitrógeno amoniacal inicial, en inciso (B) el gráfico de medias para la interrelación de fosfato inicial, en el inciso (C) el gráfico de medias para la interrelación de nitrato inicial y en el inciso (D) el gráfico de medias para la interrelación de nitrito inicial.

3.5. Modelo estadístico para la proyección de absorción de nutrientes en cultivos mixtos de algas *Chlorella* desarrolladas en agua residual de efluentes de filtros percoladores

Con el objetivo de establecer el modelo de regresión que otorgue la mejor proyección del comportamiento de nutrientes en un medio de cultivo de algas *Chlorella* desarrolladas en agua residual de efluentes de filtros percoladores, se utilizó la opción de análisis de “selección del modelo de regresión” del software STATGRAPHICS CENTURION XVII® para cada una de las variables independientes (nitrógeno amoniacal, fosfato, nitrato y nitrito iniciales). Con este análisis se determinó el modelo de regresión múltiple considerando los estadísticos “cuadrado medio del error (CME)”, “R-Cuadrado ajustado y sin ajustar” y el estadístico “Cp de Mallows”.

El estadístico R-Cuadrado ajustado mide la proporción de variabilidad en que la variable dependiente evaluada explica el modelo, de tal forma que valores grandes de R-Cuadrado ajustado corresponden a valores pequeños del cuadrado medio del error (CME).

El estadístico “Cp de Mallows”, es una medida del bias (sesgo) en el modelo, basado en la comparación entre el cuadrado medio del error total y la varianza del error verdadero. Modelos sin sesgo, presentan valores esperados aproximadamente de “p”, donde “p” es el número de coeficientes en el modelo ajustado (incluyendo la constante). Para la selección del mejor modelo se buscaron modelos con valores de “Cp” cercanos a “p”.

Finalmente, se realizó un análisis de los modelos de regresión de acuerdo a los valores del criterio de información de Akaike (AIC) y el criterio de información Bayesiano de Schwarz-Bayesian (SBIC), los que se basan en el error cuadrático medio residual con una penalización que crece con el crecimiento del número de coeficientes del modelo. El objetivo del análisis es seleccionar un modelo con el mínimo error residual y con tan pocos coeficientes como sea posible, por lo que uno de los criterios utilizados fue seleccionar el modelo que minimiza el criterio de información.

Es importante considerar que el criterio de información de Akaike (AIC) no depende del tamaño muestral “n” de la población considerada, por lo que se puede aplicar tanto para muestras pequeñas como muestras grandes, es por ello que AIC “no es un estimador consiente del número adecuado (o correcto) de factores comunes” (Caballero Díaz, 2011, pág. 56). Por esta razón, el análisis incluyó tanto el criterio de Akaike (AIC) como el de Schwarz-Bayesian (SBIC) que considera el número de observaciones en el término de penalización y además favorece menos la inclusión de factores.

Otro criterio de información utilizado, fue el de Hannan y Quinn (HQC), considerado una variante del método Bayesiano de Schwarz-Bayesian (SBIC), el cual realiza una pequeña penalización por la magnitud del tamaño muestral.

3.5.1. Modelos de regresión múltiple para nitrógeno amoniacal final

Para este análisis, se consideró como variable dependiente la concentración de nitrógeno amoniacal final en miligramos por litro, y las variables independientes concentración de nitrógeno amoniacal inicial en miligramos por litro (A), concentración de fosfato inicial en miligramos por litro (B), concentración de nitrato (C) y concentración de nitrito (D).

En total fueron analizados 16 modelos, mostrándose en la tabla 36, los estadísticos CME, R-Cuadrado, R-Cuadrado ajustado y Cp.

Tabla 36. **Análisis de regresión múltiple para los modelos de la variable concentración final de nitrógeno amoniacal**

Modelo	CME	R-Cuadrado	R-Cuadrado ajustado	Cp.	Variables Incluidas
1	27.053	0.000	0.000	78.473	
2	11.143	59.686	58.810	6.180	A
3	27.053	2.128	0.000	78.800	B
4	27.053	2.128	0.000	78.202	C
5	26.922	2.601	0.483	77.235	D
6	11.011	61.030	59.298	6.507	AB
7	10.876	61.510	59.799	5.910	AC
8	10.656	62.287	60.611	4.943	AD
9	27.053	4.255	0.000	78.530	BC
10	27.053	4.255	0.000	77.563	BD
11	27.005	4.424	0.176	76.966	CD
12	10.734	62.854	60.321	6.237	ABC
13	10.510	63.631	61.151	5.270	ABD
14	10.371	64.110	61.663	4.673	ACD
15	27.053	6.383	0.000	77.293	BCD
16	10.215	65.454	62.241	5.000	ABCD

Como puede observarse en la tabla 36, el modelo que incluye cuatro variables (nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial, nitrato inicial y nitrito inicial), es el que explica con un mayor porcentaje de exactitud (62.24 %) el

comportamiento de nitrógeno amoniacal final, por lo que el modelo que se proponga debe incluir las cuatro variables indicadas, para que el mismo alcance un CME de 10.215. Sin embargo, relacionando este resultado con el análisis de ANOVA realizado, se propone utilizar un modelo que incluya únicamente la variable concentración inicial de nitrógeno amoniacal (variable A), el cual explicaría el 58.81 % la variabilidad en la concentración de nitrógeno amoniacal final (tres puntos porcentuales menos que el modelo de cuatro variables).

Haciendo el análisis del estadístico Cp. de Mallows (medida del sesgo del modelo), el modelo que presenta el menor sesgo (Cp.=4.673) es el que incorpora las variables ACD (concentraciones iniciales de nitrógeno amoniacal, nitrato y nitrito). El modelo localizado más cerca al valor "p" (número de coeficientes en el modelo ajustado incluyendo la constante), es el modelo que incluye las cuatro variables (ABCD). El modelo que incluye únicamente la variable de concentración de nitrógeno amoniacal inicial (variable A), presenta un Cp.= 6.180, el cual estaría cercano al valor $p=5.0$.

En la tabla 37, se muestra el análisis del mejor criterio de información realizado a los modelos para la concentración de nitrógeno amoniacal final, para lo cual se utilizaron los criterios de información de Akaike (AIC), criterio de información de Hannan-Quinn (HQC) y el criterio de información de Schwarz-Bayesian (SBIC).

De acuerdo a lo observado en la tabla 37, el modelo de regresión que de acuerdo al criterio de información de Akaike (AIC) minimiza el error cuadrado medio, es el que involucra las variables concentración inicial de nitrógeno amoniacal y nitrito (AD), con un AIC=2.491 y MSE= 10.656.

Tabla 37. **Análisis del mejor criterio de información a los modelos para la concentración de nitrógeno amoniacal final**

Modelo	Coeficientes	MSE	AIC	HQC	SBIC	Variables Incluidas
1	2	11.143	2.494	2.524	2.572	A
2	3	10.656	2.491	2.535	2.608	AD
3	3	10.876	2.511	2.556	2.628	AC
4	3	11.011	2.524	2.568	2.641	AB
5	4	10.371	2.506	2.565	2.662	ACD
6	4	10.510	2.519	2.578	2.675	ABD
7	4	10.734	2.540	2.599	2.696	ABC
8	5	10.215	2.532	2.606	2.727	ABCD
9	1	27.053	3.339	3.354	3.378	
10	2	26.922	3.376	3.406	3.454	D
11	2	27.053	3.384	3.414	3.462	C
12	2	27.053	3.389	3.419	3.467	B
13	3	27.005	3.421	3.465	3.538	CD
14	3	27.053	3.426	3.470	3.543	BD
15	4	27.053	3.471	3.530	3.627	BCD

Aplicando el criterio de información de Hannan-Quinn, el modelo de regresión que presenta un HQC menor, es el modelo que involucra la variable concentración inicial de nitrógeno amoniacal (HQC=2.524 y MSE=11.143), obteniéndose el mismo resultado aplicando el criterio de información de Schwarz-Bayesian (SBIC) en el cual se obtiene un SBIC=2.572 con un MSE=11.143.

De acuerdo al análisis realizado, se propone un modelo de regresión que incluya únicamente la variable de concentración de nitrógeno amoniacal inicial para proyectar la concentración de nitrógeno amoniacal final en un medio de cultivo de algas *Chlorella*, el cual explicaría el 58.8 % la variabilidad de la concentración de nitrógeno amoniacal final, con la única variable que ejerce una influencia significativa (ver análisis de ANOVA realizado), y cuyo modelo presentaría un nivel de sesgo aceptable (Cp.=6.180) con el menor error cuadrado medio (MSE=11.143), minimizando los criterios de información (AIC=2.491, HQC=2.524 y SBIC=2.572).

3.5.2. Modelos de regresión múltiple para fosfato final

En el análisis de regresión múltiple para la variable fosfato final, se consideró como variable dependiente la concentración de fosfato final en miligramos por litro, y las variables independientes concentración de nitrógeno amoniacal inicial en miligramos por litro (A), concentración de fosfato inicial en miligramos por litro (B), concentración de nitrato (C) y concentración de nitrito (D).

Tabla 38. **Análisis de regresión múltiple para los modelos de la variable concentración final de fosfato**

Modelo	CME	R-Cuadrado	R-Cuadrado ajustado	Cp.	Variables Incluidas
1	5637.970	0.000	0.000	1317.560	
2	5637.970	2.128	0.000	1309.740	A
3	435.951	92.432	92.268	59.193	B
4	5595.900	2.858	0.746	1280.590	C
5	5637.970	2.128	0.000	1308.170	D
6	403.208	93.153	92.848	51.369	AB
7	5637.970	4.255	0.000	1272.770	AC
8	5637.970	4.255	0.000	1300.340	AD
9	277.346	95.290	95.081	22.223	BC
10	396.419	93.268	92.969	49.796	BD
11	5637.970	4.255	0.000	1271.200	CD
12	240.254	96.011	95.739	14.398	ABC
13	362.033	93.989	93.579	41.970	ABD
14	5637.970	6.383	0.000	1263.370	ACD
15	233.311	96.126	95.862	12.826	BCD
16	194.332	96.847	96.553	5.000	ABCD

En total fueron analizados 16 modelos, mostrándose en la tabla 38, los estadísticos CME, R-Cuadrado, R-Cuadrado ajustado y Cp. Como puede observarse el modelo que incluye cuatro variables (nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial, nitrato inicial y nitrito inicial), es el que explica con un mayor porcentaje de exactitud (96.55%) el comportamiento de fosfato final, por lo que el modelo que se proponga debe incluir las cuatro variables indicadas, para que el mismo alcance el CME más bajo (194.332). El modelo encaja con el resultado

del análisis de ANOVA realizado, en el cual las mismas cuatro variables dieron como resultados valores de significancia menores al 5 %, lo cual implica que estas variables ejercen un efecto significativo en la concentración final de fosfato.

Tabla 39. **Análisis del mejor criterio de información a los modelos para la concentración de fosfato final**

Modelo	Coefficientes	MSE	AIC	HQC	SBIC	Variables Incluidas
1	5	194.332	5.478	5.552	5.673	ABCD
2	4	233.311	5.619	5.678	5.775	BCD
3	4	240.254	5.648	5.707	5.804	ABC
4	3	277.346	5.750	5.794	5.867	BC
5	4	362.033	6.058	6.117	6.214	ABD
6	3	396.419	6.107	6.152	6.224	BD
7	3	403.208	6.124	6.169	6.241	AB
8	2	435.951	6.161	6.190	6.239	B
9	1	5637.970	8.679	8.694	8.718	
10	2	5595.900	8.713	8.743	8.791	C
11	2	5637.970	8.734	8.763	8.812	D
12	2	5637.970	8.735	8.764	8.813	A
13	3	5637.970	8.768	8.812	8.885	CD
14	3	5637.970	8.769	8.814	8.886	AC
15	4	5637.970	8.825	8.884	8.981	ACD

De acuerdo al análisis del estadístico Cp., de Mallows (medida del sesgo del modelo), el modelo que presenta el menor sesgo (Cp.=5.000) es el que incorpora las variables ABCD (concentraciones iniciales de nitrógeno amoniacal, fosfato, nitrato y nitrito).

En la tabla 39, se muestra el análisis del mejor criterio de información realizado a los modelos para la concentración de fosfato final, para ello se utilizaron los criterios de información de Akaike (AIC), criterio de información de Hannan-Quinn (HQC) y el criterio de información de Schwarz-Bayesian (SBIC). De acuerdo a lo observado en esta tabla, el modelo de regresión que de acuerdo a los criterios de información utilizados minimiza el error cuadrado medio, es el

que involucra las variables nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial, nitrato inicial y nitrito inicial.

El análisis realizado, propone un modelo de regresión que incluya las cuatro variables independientes evaluadas para proyectar la concentración de fosfato final en un medio de cultivo de algas *Chlorella*, el cual explicaría el 96.55 % de la variabilidad de la concentración de fosfato final, con un nivel de sesgo aceptable ($C_p=5.000$), y con el menor error cuadrado medio ($MSE=194.332$), minimizando los criterios de información ($AIC=5.478$, $HQC=5.552$ y $SBIC=5.673$).

3.5.3. Modelos de regresión múltiple para nitrato final

El análisis de regresión múltiple de la variable nitrato final fue realizado utilizando como variable dependiente la concentración de nitrato final en miligramos por litro, y las variables independientes concentración de nitrógeno amoniacal inicial en miligramos por litro (A), concentración de fosfato inicial en miligramos por litro (B), concentración de nitrato (C) y concentración de nitrito (D).

En total fueron analizados 16 modelos, mostrándose en la tabla 40, los estadísticos CME, R-Cuadrado, R-Cuadrado ajustado y C_p .

Como puede observarse en la tabla 40, el modelo que incluye únicamente una variable (fosfato inicial), es el que explica con un mayor porcentaje de exactitud (3.683 %) el comportamiento de nitrato final. Este hallazgo respalda el resultado obtenido en el análisis ANOVA del variable nitrato final, en el cual ninguno de los factores evaluados presentó significancias menores a 5 %, lo cual implica que ninguno de los factores ejerce un efecto significativo sobre la

concentración de nitrato, siendo el más cercano la concentración de fosfato inicial con una significancia de 10 %.

Tabla 40. **Análisis de regresión múltiple para los modelos de la variable concentración final de nitrato**

Modelo	CME	R-Cuadrado	R-Cuadrado ajustado	Cp.	Variables Incluidas
1	515.455	0.000	0.000	0.964	
2	515.455	2.128	0.000	2.209	A
3	496.469	5.733	3.683	0.272	B
4	515.455	2.128	0.000	2.964	C
5	515.455	2.128	0.000	2.448	D
6	498.849	7.340	3.221	1.517	AB
7	515.455	4.255	0.000	4.209	AC
8	515.455	4.255	0.000	3.693	AD
9	507.495	5.734	1.544	2.271	BC
10	501.581	6.832	2.692	1.755	BD
11	515.455	4.255	0.000	4.447	CD
12	510.180	7.341	1.023	3.516	ABC
13	504.131	8.440	2.197	3.001	ABD
14	515.455	6.383	0.000	5.692	ACD
15	512.974	6.834	0.481	3.755	BCD
16	515.455	8.511	0.000	5.000	ABCD

En el análisis del estadístico Cp. de Mallows (medida del sesgo del modelo), el modelo que presenta el menor sesgo (Cp.=0.272) es el que incorpora la variable fosfato inicial (B). El modelo localizado más cerca al valor “p” (número de coeficientes en el modelo ajustado incluyendo la constante), es el modelo que incluye las cuatro variables (ABCD).

En la tabla 41, se muestra el análisis del mejor criterio de información realizado a los modelos para la concentración de nitrato final, para lo cual se utilizaron los criterios de información de Akaike (AIC), criterio de información de Hannan-Quinn (HQC) y el criterio de información de Schwarz-Bayesian (SBIC). De acuerdo a este análisis, el modelo de regresión que minimiza el error cuadrado medio, es el que involucra la variable fosfato inicial.

Tabla 41. **Análisis del mejor criterio de información a los modelos para la concentración de nitrato final**

Modelo	Coeficientes	MSE	AIC	HQC	SBIC	Variables Incluidas
1	1	515.455	6.287	6.301	6.326	
2	2	496.469	6.291	6.320	6.369	B
3	2	515.455	6.334	6.363	6.412	A
4	3	498.849	6.337	6.382	6.454	AB
5	2	515.455	6.339	6.368	6.417	D
6	3	501.581	6.343	6.387	6.460	BD
7	2	515.455	6.350	6.379	6.428	C
8	3	507.495	6.354	6.399	6.471	BC
9	3	515.455	6.386	6.430	6.503	AD
10	4	504.131	6.390	6.448	6.545	ABD
11	3	515.455	6.397	6.441	6.514	AC
12	4	510.180	6.401	6.460	6.557	ABC
13	4	512.974	6.407	6.466	6.563	BCD
14	4	515.455	6.450	6.509	6.606	ACD
15	5	515.455	6.454	6.528	6.649	ABCD

De acuerdo al análisis realizado, se propone un modelo de regresión que incluya únicamente la variable de concentración de fosfato inicial para proyectar la concentración de nitrato final en un medio de cultivo de algas *Chlorella*, el cual explicaría el 3.68 % de la variabilidad de la concentración de nitrato final, con la única variable que ejerce una influencia significativa (ver análisis de ANOVA realizado), y cuyo modelo presentaría un nivel de sesgo ($C_p=0.27$) con el menor error cuadrado medio ($MSE=3.683$), minimizando los criterios de información ($AIC=6.287$, $HQC=6.301$ y $SBIC=6.326$).

3.5.4. Modelos de regresión múltiple para nitrito final

Para este análisis se consideró como variable dependiente la concentración de nitrito final en miligramos por litro, y las variables independientes concentración de nitrógeno amoniacal inicial en miligramos por litro (A),

concentración de fosfato inicial en miligramos por litro (B), concentración de nitrato (C) y concentración de nitrito (D).

En total fueron analizados 16 modelos, mostrándose en la tabla 42, los estadísticos CME, R-Cuadrado, R-Cuadrado ajustado y Cp.

Tabla 42. **Análisis de regresión múltiple para los modelos de la variable concentración final de nitrito**

Modelo	CME	R-Cuadrado	R-Cuadrado ajustado	Cp.	Variables Incluidas
1	1.723	0.000	0.000	46.720	
2	1.185	32.697	31.234	18.403	A
3	1.709	2.918	0.808	46.014	B
4	1.689	4.078	1.993	44.939	C
5	1.515	13.931	12.060	35.803	D
6	1.159	35.615	32.753	17.698	AB
7	1.138	36.775	33.965	16.622	AC
8	0.960	46.628	44.256	7.487	AD
9	1.674	6.996	2.862	44.233	BC
10	1.496	16.849	13.153	35.097	BD
11	1.475	18.009	14.365	34.022	CD
12	1.110	39.693	35.581	15.917	ABC
13	0.929	49.546	46.106	6.781	ABD
14	0.907	50.706	47.345	5.706	ACD
15	1.455	20.927	15.535	33.316	BCD
16	0.873	53.624	49.310	5.000	ABCD

Como puede observarse en la tabla 42, el modelo que incluye cuatro variables (nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial, nitrato inicial y nitrito inicial), es el que explica con un mayor porcentaje de exactitud (49.31 %) el comportamiento de nitrito final, por lo que el modelo que se proponga debe incluir las cuatro variables indicadas, para que el mismo alcance un CME de 0.873. Sin embargo, relacionando este resultado con el análisis de ANOVA realizado, se propone utilizar un modelo que incluya únicamente las variables concentración inicial de nitrógeno amoniacal (variable A) y nitrito inicial (variable D) cuyos

valores de significancia fueron menores al 5 %, lo cual implica que esas variables son las que ejercen un efecto significativo en la concentración final de nitrito. Este modelo que utiliza las variables A y D, explicaría el 44.26 % de la variabilidad en la concentración de nitrito final.

De acuerdo al análisis del estadístico Cp. de Mallows (medida del sesgo del modelo), el modelo que presenta el menor sesgo (Cp.=5.000) es el que incorpora las variables ABCD (concentraciones iniciales de nitrógeno amoniacal, fosfato, nitrato y nitrito). El modelo que incluye las variables nitrógeno amoniacal (variable A) y nitrito inicial (variable D), presenta un Cp.= 7.487.

Tabla 43. **Análisis del mejor criterio de información a los modelos para la concentración de nitrito final**

Modelo	Coeficientes	MSE	AIC	HQC	SBIC	Variables Incluidas
1	4	0.907	0.069	0.128	0.225	ACD
2	5	0.873	0.073	0.147	0.268	ABCD
3	3	0.960	0.085	0.129	0.202	AD
4	4	0.929	0.093	0.151	0.248	ABD
5	2	1.185	0.253	0.282	0.331	A
6	3	1.138	0.254	0.298	0.371	AC
7	4	1.110	0.271	0.330	0.427	ABC
8	3	1.159	0.272	0.316	0.389	AB
9	2	1.515	0.499	0.528	0.577	D
10	3	1.475	0.514	0.558	0.631	CD
11	3	1.496	0.528	0.572	0.645	BD
12	4	1.455	0.542	0.601	0.698	BCD
13	1	1.723	0.586	0.600	0.625	
14	2	1.689	0.607	0.637	0.685	C
15	2	1.709	0.619	0.649	0.697	B

De acuerdo a lo observado en la tabla 43, el modelo de regresión que de acuerdo a los criterios de información de Akaike (AIC) y Hannan-Quinn (HQC), minimiza el error cuadrado medio, es el que involucra las variables concentración inicial de nitrógeno amoniacal, nitrato y nitrito (ACD).

Al aplicar el criterio de información de Schwarz-Bayesian, el modelo de regresión que presenta un SBIC menor, es el modelo que involucra las variables nitrógeno amoniacal inicial y nitrito inicial (SBIC=0.2016 y MSE=0.960).

En la tabla 43, se muestra el análisis del mejor criterio de información realizado a los modelos para la concentración de nitrito final, donde se utilizaron los criterios de información de Akaike (AIC), criterio de información de Hannan-Quinn (HQC) y el criterio de información de Schwarz-Bayesian (SBIC).

De acuerdo al análisis realizado, se propone un modelo de regresión que incluya únicamente las variable de concentración de nitrógeno amoniacal inicial y nitrito inicial para proyectar la concentración de nitrito final en un medio de cultivo de algas *Chlorella*, el cual explicaría el 44.26 % de la variabilidad de la concentración de nitrito final, con las dos variables que ejercen una influencia significativa (ver análisis de ANOVA realizado), y cuyo modelo presentaría un nivel de sesgo aceptable ($C_p=7.487$) con el menor error cuadrado medio (MSE=0.960), minimizando los criterios de información (AIC=0.085, HQC=0.129 y SBIC=0.202).

3.5.5. Modelo estadístico propuesto para la proyección de nitrógeno amoniacal final en un cultivo de algas *Chlorella*

Para definir el modelo de regresión múltiple que permita establecer el comportamiento de la concentración final de nitrógeno amoniacal en agua residual proveniente de un filtro percolador, donde se generen condiciones para el crecimiento de alga *Chlorella*, se utilizó únicamente una variable, dadas las

condiciones de significancia de las cuatro variables analizadas y del ajuste del modelo que se desarrolló anteriormente.

El modelo propuesto, se fundamenta en un total de 48 observaciones, definiendo como variable independiente la concentración de nitrógeno amoniacal inicial en miligramos por litro, y como variable dependiente la concentración de nitrógeno amoniacal final en miligramos por litro.

Tabla 44. **Regresión múltiple realizada a la variable nitrógeno amoniacal final**

Parámetro	Estimación	Error Estándar	Estadístico T	Valor -P
Constante	0.4138	0.7241	0.5714	0.5705
Nitrógeno amoniacal inicial	0.6218	0.0753	8.2525	<0.050

En la tabla 44, se presenta el análisis de regresión múltiple realizado al modelo de predicción de la variable nitrógeno amoniacal final, el cual presenta un valor de significancia menor a 5 % para el nitrógeno amoniacal inicial, por lo que se considera que esta variable dentro del modelo si ejerce un efecto significativo.

En la ecuación 12, mostrada a continuación, se presenta el modelo ajustado que permite relacionar la concentración de nitrógeno amoniacal final con el nitrógeno amoniacal inicial.

$$Af = 0.414 + 0.622 (Ai) \quad (12)$$

Donde:

- Af = nitrógeno amoniacal final (miligramos por litro)
- Ai = nitrógeno amoniacal inicial (miligramos por litro)

El análisis ANOVA realizado a las variables del modelo, presentan un valor “p” menor al 5 %, por lo que existe una relación estadísticamente significativa entre las variables nitrógeno amoniacal inicial y final, con un 95 % de confianza ($T=8.253$, $p<0.05$).

El estadístico R-Cuadrado ajustado del modelo, indica que éste explica el 58.810 % de la variabilidad en nitrógeno amoniacal final, con una desviación estándar de los residuos de 3.338. El error absoluto medio (MAE) presenta un valor de 1.478. El valor de “p” para el estadístico de Durbin-Watson ($p\text{-DW}=0.2622$) es mayor a 5 %, por lo que no hay indicación de autocorrelación serial en los residuos con un nivel de confianza del 95 %.

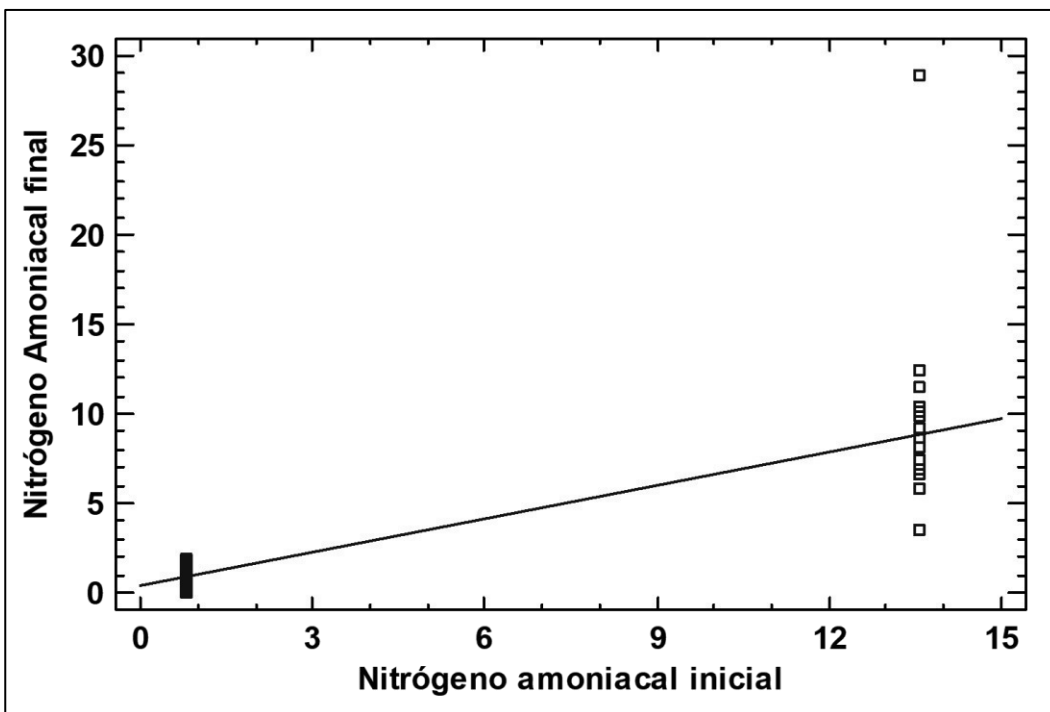


Figura 64. Comportamiento del modelo propuesto para valores observados de nitrógeno amoniactal

3.5.6. Modelo estadístico propuesto para la proyección de fosfato final en un cultivo de algas *Chlorella*

El modelo de regresión múltiple desarrollado para la variable fosfato final, utiliza las cuatro variables en estudio (nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial, nitrato inicial y nitrito inicial).

El modelo propuesto se fundamenta en un total de 48 observaciones, en el cual se define como variable dependiente la concentración de fosfato final en miligramos por litro, y como variables dependiente las indicadas en el párrafo anterior.

Tabla 45. **Regresión múltiple realizada a la variable fosfato final**

Parámetro	Estimación	Error Estándar	Estadístico T	Valor -P
Constante	-62.6417	10.6560	-5.8786	<0.050
Nitrógeno amoniacal inicial	0.9863	0.3146	3.1346	<0.050
Fosfato inicial	0.7722	0.0218	35.5017	<0.050
Nitrato inicial	0.6280	0.1006	6.2426	<0.050
Nitrito inicial	-9.3695	2.7753	-3.3760	<0.050

En la tabla 45, se aprecia que el modelo analizado para la variable fosfato final, presenta un valor de significancia menor a 5 % en todas sus variables independientes, por lo que se considera que estas variables dentro del modelo sí ejercen un efecto significativo sobre la concentración de fosfato final.

En la ecuación 13, mostrada a continuación, se presenta el modelo ajustado que permite relacionar la concentración de fosfato final con el nitrógeno amoniacal inicial, el nitrato inicial, el nitrito inicial y el fosfato inicial.

$$Bf = (-62.642) + 0.986(Ai) + 0.772(Bi) + 0.628(Ci) - 9.370(Di) \quad (13)$$

Donde:

- (Bf) = fosfato final (miligramos por litro)
- (Ai) = nitrógeno amoniacal inicial (miligramos por litro)
- (Bi) = fosfato inicial (miligramos por litro)
- (Ci) = nitrato inicial (miligramos por litro)
- (Di) = nitrito inicial (miligramos por litro)

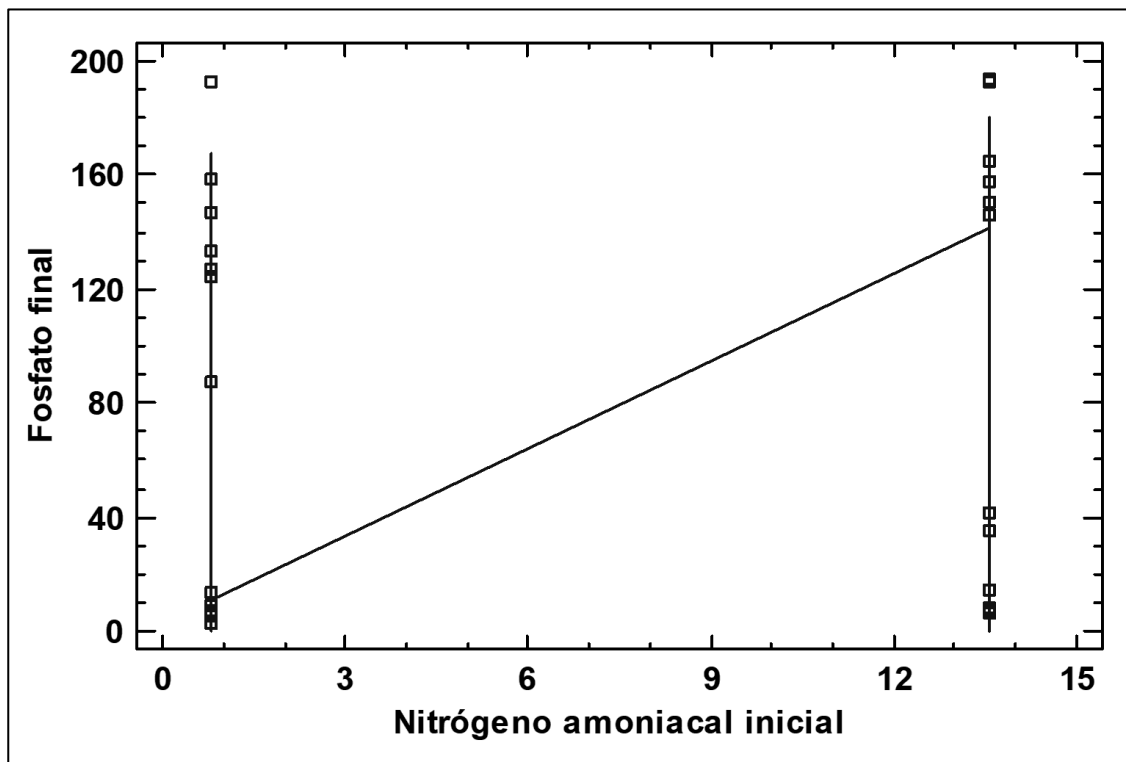


Figura 65. Comportamiento del modelo propuesto para valores observados de fosfato

El análisis ANOVA realizado a las variables del modelo, presentan un valor “p” menor al 5 %, por lo que existe una relación estadísticamente significativa

entre las variables incluidas en el modelo, con un 95 % de confianza (ver tabla 45).

El estadístico R-Cuadrado ajustado del modelo, indica que éste explica el 96.553 % de la variabilidad del fosfato final, con una desviación estándar de los residuos de 13.9403. El error absoluto medio (MAE) presenta un valor de 10.483. El valor de “p” para el estadístico de Durbin-Watson ($p\text{-DW}=0.3656$) es mayor a 5 %, por lo que no hay indicación de autocorrelación serial en los residuos con un nivel de confianza del 95 %.

3.5.7. Modelo estadístico propuesto para la proyección de nitrato final en un cultivo de algas *Chlorella*

El modelo de regresión múltiple desarrollado para la variable nitrato final (variable dependiente), utiliza únicamente la variable nitrógeno amoniacal inicial (variable independiente), desarrollándose el modelo sobre 47 observaciones.

En la tabla 46, se aprecia que el modelo analizado para la variable nitrato final, en el que sobresale que la única variable incluida en el modelo presenta un valor de significancia mayor a 5 %, lo que significa que esta variable no ejerce un efecto significativo en la concentración final de nitrato final.

Tabla 46. Regresión múltiple realizada a la variable nitrato final

Parámetro	Estimación	Error Estándar	Estadístico T	Valor -P
Constante	54.0597	4.9382	10.9473	<0.050
Nitrógeno amoniacal inicial	0.4454	0.5138	0.8668	0.3905

En la ecuación 14, mostrada a continuación, se presenta el modelo ajustado que permite relacionar la concentración nitrato final con el nitrógeno amoniacal inicial.

$$(Cf) = 54.0597 + 0.4454 (Ai) \quad (14)$$

Donde:

- (Cf) = nitrato final (miligramos por litro)
- (Ai) = nitrógeno amoniacal inicial (miligramos por litro)

El análisis ANOVA realizado a las variables del modelo, presenta un valor “p” mayor al 5 %, por lo que no existe una relación estadísticamente significativa entre las variables incluidas en el modelo, con un 95 % de confianza (ver tabla 46).

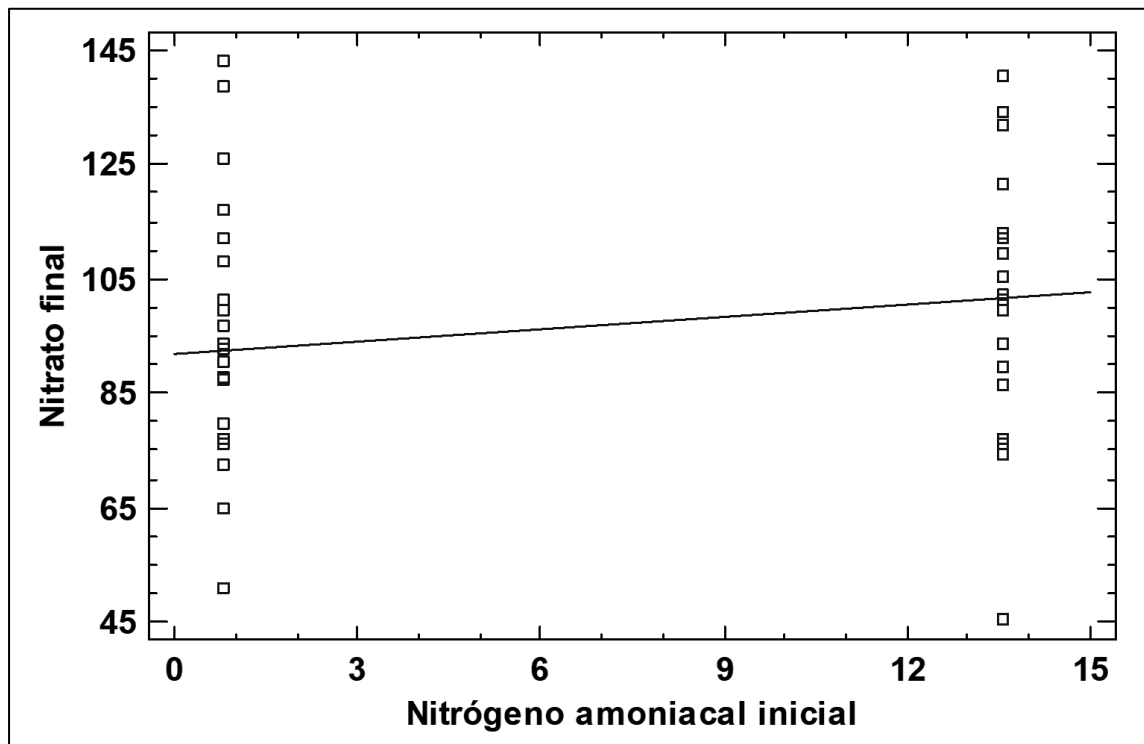


Figura 66. Comportamiento del modelo propuesto para valores observados de nitrato

El estadístico R-Cuadrado del modelo, indica que éste explica el 1.6072 % de la variabilidad del nitrato final, con una desviación estándar de los residuos de 22.7639. El error absoluto medio (MAE) presenta un valor de 17.0333. El valor de “p” para el estadístico de Durbin-Watson ($p\text{-DW}=0.7312$) es mayor a 5 %, por lo que no hay indicación de autocorrelación serial en los residuos con un nivel de confianza del 95 %.

3.5.8. Modelo estadístico propuesto para la proyección de nitrito final en un cultivo de algas *Chlorella*

El modelo de regresión múltiple desarrollado para la variable nitrito final, utiliza las cuatro variables en estudio (nitrógeno amoniacal inicial, fosfato inicial, nitrato inicial y nitrito inicial).

El modelo propuesto, se fundamenta en un total de 48 observaciones, definiendo como variable dependiente la concentración de nitrito final en miligramos por litro, y como variables dependientes las cuatro indicadas en el párrafo anterior.

Tabla 47. **Regresión múltiple realizada a la variable nitrito final**

Parámetro	Estimación	Error Estándar	Estadístico T	Valor -P
Constante	2.5939	0.2667	9.7274	<0.050
Nitrógeno amoniacal inicial	-0.1161	0.0221	-5.2505	<0.050
Nitrito inicial	-0.6687	0.1951	-3.4272	<0.050

En la tala 47, se aprecia que el modelo analizado para la variable nitrito final, presenta un valor de significancia menor a 5 % en dos de sus variables independientes (nitrógeno amoniacal inicial y nitrito inicial), por lo que se

considera que estas variables dentro del modelo sí ejercen un efecto significativo sobre la concentración de nitrito final.

En la ecuación 15, mostrada a continuación, se presenta el modelo ajustado que permite relacionar la concentración de nitrito final con el nitrógeno amoniacal inicial y nitrito inicial.

$$Df = (2.5939) - 0.1161(Ai) - 0.6687(Di) \quad (15)$$

Donde:

- (Df) = nitrito final (miligramos por litro)
- (Ai) = nitrógeno amoniacal inicial (miligramos por litro)
- (Di) = nitrito inicial (miligramos por litro)

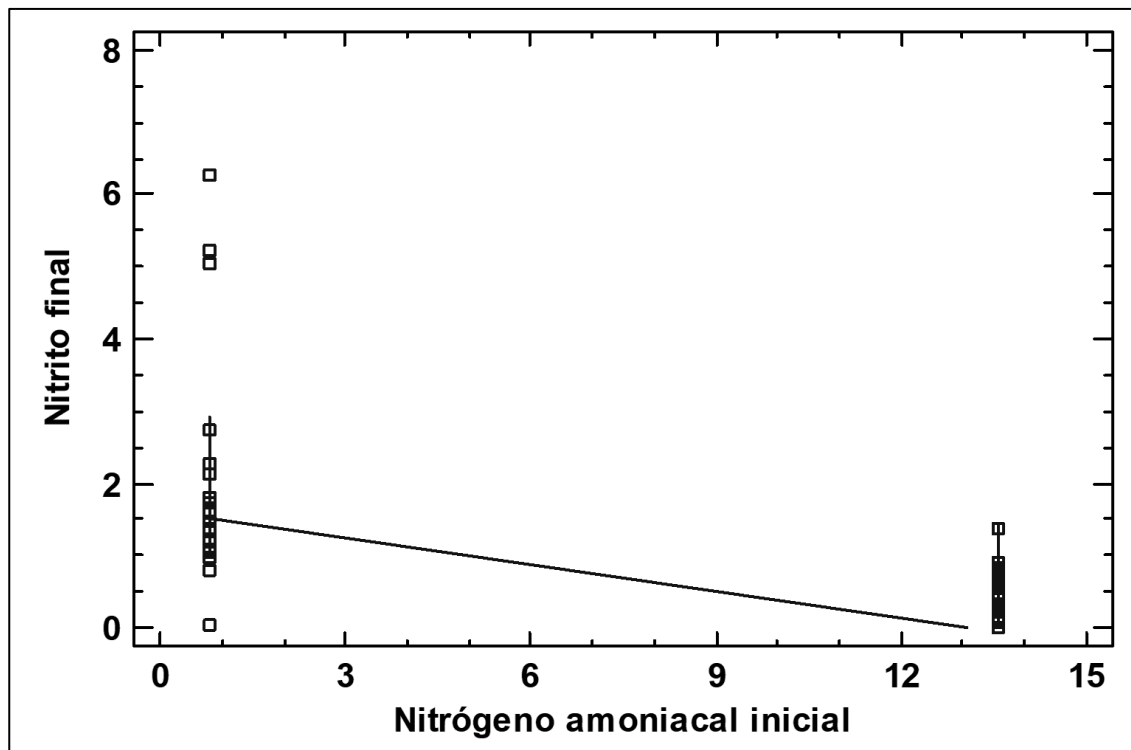


Figura 67. Comportamiento del modelo propuesto para valores observados de nitrito

El análisis ANOVA realizado a las variables del modelo, presentan un valor “p” menor al 5 %, por lo que existe una relación estadísticamente significativa entre las variables incluidas en el modelo.

El estadístico R-Cuadrado ajustado del modelo, indica que éste explica el 44.256 % de la variabilidad del nitrito final, con una desviación estándar de los residuos de 0.980. El error absoluto medio (MAE) presenta un valor de 0.6330. El valor de “p” para el estadístico de Durbin-Watson ($p\text{-DW}=0.2464$) es mayor a 5 %, por lo que no hay indicación de autocorrelación serial en los residuos con un nivel de confianza del 95 %.

4. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

4.1. Algas clorofitas en efluente de filtros percoladores

4.1.1. Tiempo de retención celular para generación de máxima biomasa

Del análisis de la figura 68, se puede apreciar el comportamiento del color inicial con las curvas de tendencia polinómica que estimarían el comportamiento del color residual durante 14 días. De acuerdo a estas curvas de tendencia, se confirma el comportamiento distinto que mostró el color del agua residual en la salida de los filtros percoladores para las estaciones depuradoras evaluadas.

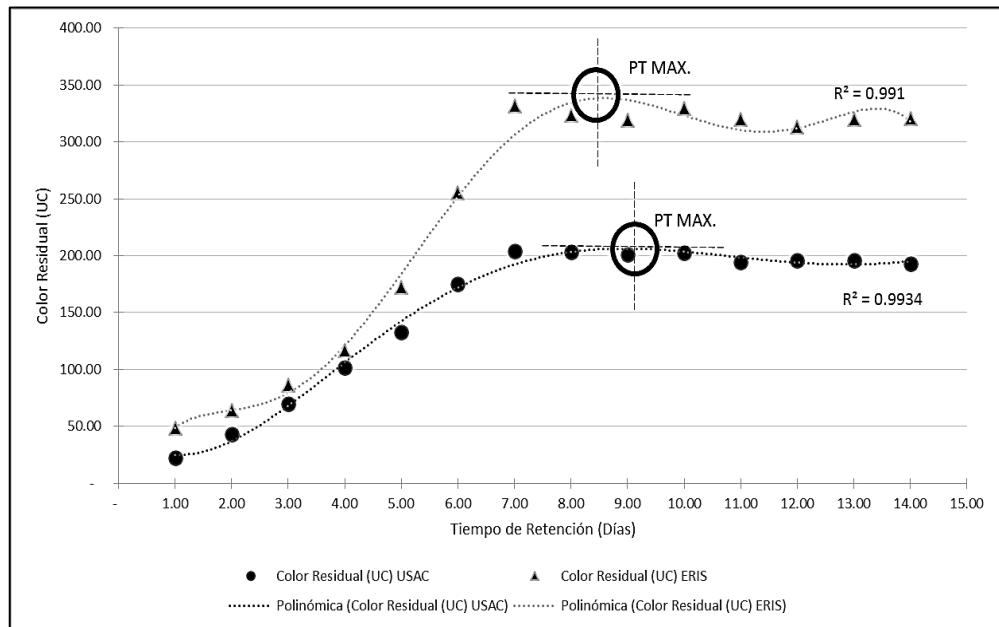


Figura 68. Tiempo de retención celular para generación de máxima biomasa

La curva de tendencia de color residual para la estación depuradora de la USAC, presenta del día 1 al día 7 una tasa de incremento con valor máximo de 0.84 entre el día 2 y día 3. A partir del día 7, se observa que la tasa de incremento se reduce significativamente a valores por debajo de 0.06, con tendencia a no sufrir variaciones (incrementos-decrementos) a partir del día 7 al día 14.

El comportamiento de la curva de tendencia de los valores de color residual para la estación depuradora de la ERIS, muestra una tasa de crecimiento del día 1 al día 8, alcanzando su tasa de crecimiento máxima entre los días 4 y 5. A partir del día 8, la tasa de crecimiento se hace mínima, manteniéndose de esta forma hasta el día 14.

Para el agua residual de la salida de filtros percoladores de la estación depuradora de la USAC, se obtiene el valor máximo de color en el día 9, mientras que para la estación depuradora de la ERIS, se obtiene en el día 8. Estas diferencias responden a la presencia de mayores tiempos de retención en la estación depuradora de la ERIS, lo cual hace suponer el desarrollo de condiciones anaerobias en el agua residual que dio como resultado un mayor desarrollo de color en un menor tiempo.

Con el objetivo de contrastar los resultados obtenidos con otros estudios que han abordado el comportamiento de crecimiento de biomasa en agua residuales, se consultó el estudio realizado por Moreno Marín (2008), quien indicó que:

El desarrollo de las algas en un sistema cerrado proveniente de un decantador secundario y bajo condiciones ambientales naturales (temperatura y radiación solar), duplicaban la concentración en suspensión de algas por día, desde el día cero hasta el día siete, y a partir del día octavo, esta concentración se estabilizaba (pág. 148).

Otro estudio consultado fue el desarrollado por Wang (2009), quién evaluó el crecimiento de algas *Chlorella*, en cuatro tipos de aguas residuales (agua residual antes de sedimentación primaria, agua residual de sedimentación primaria, agua residual después de tanque de aireación y agua residual después de centrifugación de lodos). En este estudio se obtuvo el crecimiento máximo de biomasa a partir del día siete, teniendo en ambos casos el agua residual “concentraciones de nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) de 33.4 ± 0.60 y 32.2 ± 0.40 mg/l., fósforo total (TP) 5.66 ± 0.08 y 6.86 ± 0.05 mg/l., nitrógeno total (TN) 40.65 ± 0.07 y 38.95 ± 1.91 mg/l.,” (Wang, y otros, 2009, pág. 5).

Más recientemente Smith (2012), observó el máximo crecimiento de *Chlorella*, por arriba de los 6.5 días, “utilizando inóculos de *Chlorella*, en aguas residuales proveniente de digestores anaerobios de forma natural y centrifugados” (pág. 5).

Fathi, Azooz y Al-Fredan (2013), presenciaron que la máxima tasa de crecimiento de biomasa se localizó entre los días 4 y 8 para algas *Chlorella vulgaris* con aguas residuales “cuyo contenido de nitrato era de 3.74 ± 0.02 mg/l., y fosfato 2.75 ± 0.15 mg/l., habiéndose inoculando *Chlorella vulgaris* extraídas del lago Al-Asfare en aguas residuales de cuatro sistemas de tratamiento del área de Al-Hassa en Arabia Saudita” (pág. 192).

Domínguez Cabanelas y otros (2013), indican que:

Utilizando cepas de *Chlorella vulgaris* SAG 211-12 del Sammlung von Algenkulturen, Pflanzenphysiologisches Institut (Universität Göttingen, Alemania), inoculándolas en aguas residuales provenientes de: a) efluente de un sistema de pretratamiento; b) efluente del sistema de tratamiento anaerobio; y c) efluente del

sedimentador primario se logran resultados de crecimiento exponencial en un período de 5 a 8 días, con valores máximos entre los días 8 y 10 (pág. 432).

Con base en estos resultados, se puede concluir, que el comportamiento mostrado en el desarrollo de biomasa algal asociado al color presentado en el efluente de agua residual proveniente de filtros percoladores (tratamiento secundario), sin inoculación de algas *clorofitas*, no muestra diferencias significativas en relación a los estudios realizados por Moreno (2008), Wang (2009), Smith (2012), Fathi (2013) y Domínguez (2013), debido a que en todos estos estudios el crecimiento máximo de biomasa se localizó entre el día 7 y 10, valores similares a los encontrados en el presente estudio que localiza el crecimiento máximo de biomasa asociada a los valores de color, entre los días 8 y 9.

4.1.2. Categorización de algas clorofitas en el efluente de filtros percoladores

Con los datos de la categorización realizada en el efluente de filtros percoladores, se concluye que sí es posible encontrar algas clorofitas de los géneros *Chlorella*, y *Scenedesmus*.

La presencia de estas dos algas en este estudio concuerda con lo expresado por Spilling (2013, pág. 37), quien identificó el crecimiento de 18 especies de algas en aguas residuales no tratadas, sobresaliendo en este listado el alga *Chlorella* y *Scenedesmus*. En esta misma línea, Borowitzka (1999) indica que “los géneros *Chlorella*, *ankistrodesmus*, *Scenedesmus*, *euglena*, *chlamydomonas*, *oscillatoria*, *micractinium*, *golenkinia*, *phormidium*, *botryococcus*, *spirulina*, *nitzschia*, *navicula* y *stigeoclonium* han sido registrados

en aguas residuales desde distintas procedencias” citado por Hernández Pérez y Labbé (2014, pág. 158).

Es importante indicar que a pesar de haberse evidenciado presencia de algas *clorofitas* en el efluente de filtros percoladores, el tipo de alga predominante es distinto, dado que en la estación depuradora de la USAC el género predominante es el alga *Chlorella*, mientras que en la estación depuradora de la ERIS, el género predominante es el alga *Scenedesmus*.

La variación observada en la presencia de alga *Chlorella* y *Scenedesmus*, puede deberse a los períodos de retención que tiene el agua en los procesos previos, evidenciando que los tiempos de retención celular pequeños favorecen la presencia de alga *Chlorella*, mientras que tiempos de retención celular mayores favorecen la presencia dominante de alga *Scenedesmus*.

Este tipo de comportamiento fue observado en estudios previos realizados por Ruiz Marín, Mendoza Espinoza y Stephenson (2009), quienes indicaron que “el crecimiento de algas puede variar dependiendo las condiciones de temperatura y composición del medio” (pág. 60), sugerido esto por la presencia de bacterias y protozoos en aguas residuales naturales que pueden alterar dicho comportamiento.

Otro aspecto relevante a considerar, es que en la estación depuradora de ERIS, el alga *Scenedesmus* únicamente estuvo presente en un 31 % del total de fitoplancton, lo cual demuestra que las remociones de nitrógeno y fósforo en esta estación depuradora no depende únicamente del cultivo de algas clorofitas, situación distinta a lo observado en la estación depuradora de la USAC, donde el alga *Chlorella* domina con un 66 % de presencia.

4.1.3. Densidad del fitoplancton en el efluente de filtros percoladores

Los resultados de densidad de fitoplancton, evidenciaron con un 95 % de confianza, que los datos obtenidos para las estaciones depuradoras de la USAC y de la ERIS no pueden considerarse similares (de una misma población), aspecto que ha quedado evidenciado en el estudio con el comportamiento del color relacionado al crecimiento de biomasa algal, y la presencia de familias de algas clorofitas distintas para cada planta de tratamiento.

Esta diferencia significativa, puede deberse a condiciones operacionales de las estaciones depuradoras, como por ejemplo, tiempos de retención distintos a los considerados en el diseño original (por reducción de caudal de tratamiento), así como al hecho que en la estación depuradora de la USAC, el sistema de filtros presenta tres unidades en serie, mientras que en la estación depuradora de la ERIS es un único filtro.

Los resultados obtenidos en este estudio en relación a la densidad celular de alga *Chlorella* y *Scenedesmus* presente en agua residual del efluente de filtros percoladores, muestran diferencias significativas ($p < 0.05$) comparados con resultados obtenidos en otros estudios, como el realizado por Ruiz Marín, Mendoza Espinoza y Stephenson (2009) quienes indican:

Se inoculó especies de alga *Chlorella* y *Scenedesmus* en agua residual proveniente del efluente secundario de la planta de tratamiento de la Universidad Autónoma de Baja California ($N-NH_4^+$: 32.5 mgL^{-1} ; $N-NO_3$: 2.0 mgL^{-1} ; y $P-PO_4^{3-}$: 2.5 mgL^{-1}) en reactores tipo BATCH, obteniéndose en un período de 50 horas, una densidad de alga *Chlorella* de 5.0×10^6 células por mililitro, y para alga *Scenedesmus* una densidad de 6.0×10^6 células por mililitro (pág. 60).

De igual forma existen resultados distintos en el trabajo realizado por Chacón, Andrade, Cárdenas, Araujo y Morales (2004), quienes mencionan que:

Se inocularon cepas de alga *Chlorella* y *Scenedesmus* proveniente de la represa de Tulé y de las lagunas de estabilización del Centro de Investigación del Agua (CIA) de la Universidad del Zulia en Venezuela, en agua residual urbana proveniente del sistema de lagunas del CIA (PO_4^{3-} :7.84 mgL^{-1} ; NH_3 :30.10 mgL^{-1} ; DQO:431.00 mgL^{-1}), obteniendo en el día 7 de cultivo, una densidad celular para el alga *Chlorella* de 10×10^6 células por mililitro y para el alga *Scenedesmus* un valor de 2.5×10^6 células por mililitro (pág. 9).

Estas diferencias que muestran estos estudios, confirman lo expresado por Park *et al.* (2011) y Rawat *et al.* (2011), quienes manifestaron que “muchos factores están involucrados en el crecimiento y composición de especies de microalgas y sus capacidades depuradoras, recomendando que sus capacidades sean verificadas bajo las condiciones ambientales locales” citados por Hernández Pérez y Labbé (2014, pág. 160).

4.2. Remoción de nutrientes

El comportamiento de nutrientes en la estación depuradora de la USAC (ver figura 69), muestra un incremento en el valor de nitrito, mientras que el nitrato y fosfato presentan una reducción, y el nitrógeno amoniacal prácticamente se mantiene estable, coincidiendo esto con el mecanismo de nitrificación-desnitrificación que es utilizado para la remoción de nutrientes en aguas residuales.

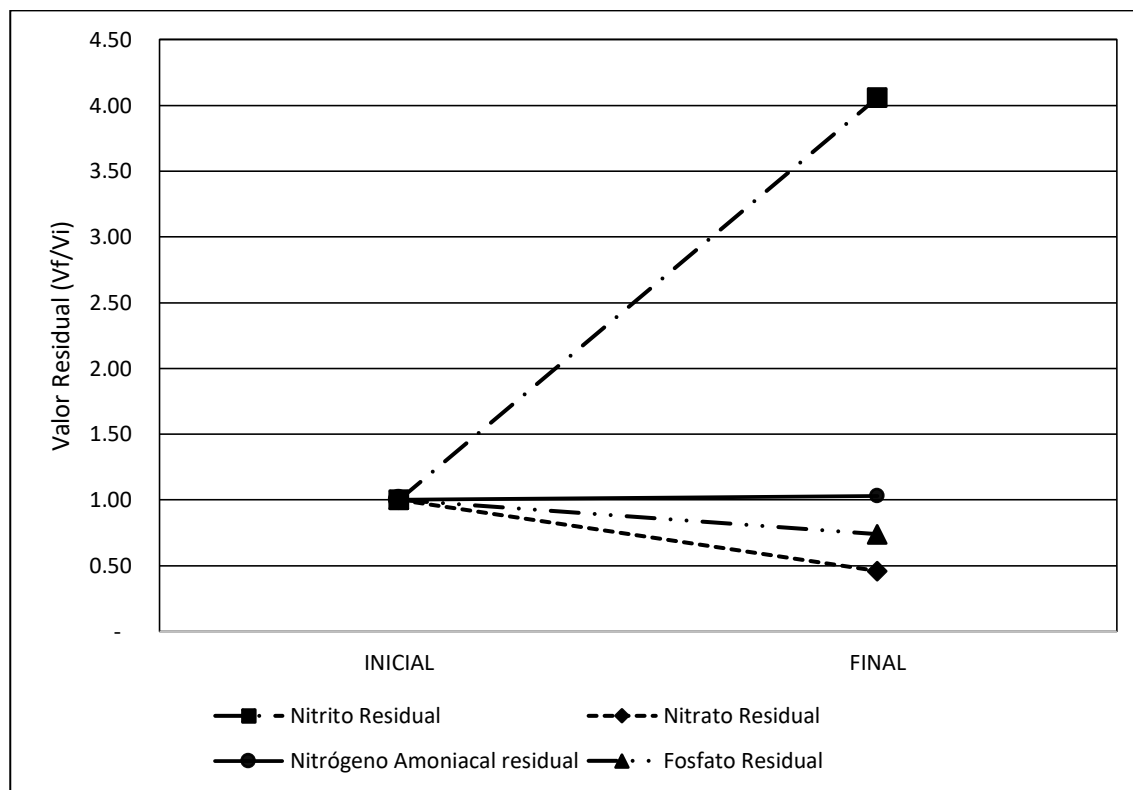


Figura 69. Comportamiento de nutrientes en la estación depuradora de la USAC

En la figura 70, se graficó el valor residual de nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal y fosfato para la estación depuradora de la ERIS, con lo cual se confirma la remoción de dos de los principales nutrientes causantes de procesos de eutrofización en los cuerpos de agua, siendo estos el nitrato y el fosfato, sin embargo, debe considerarse que para esta planta no se puede atribuir dicha remoción de forma específica al cultivo de algas *Scenedesmus* que se logró desarrollar, ya que este apenas representa el 31 % del total de fitoplancton presente en el agua residual evaluada.

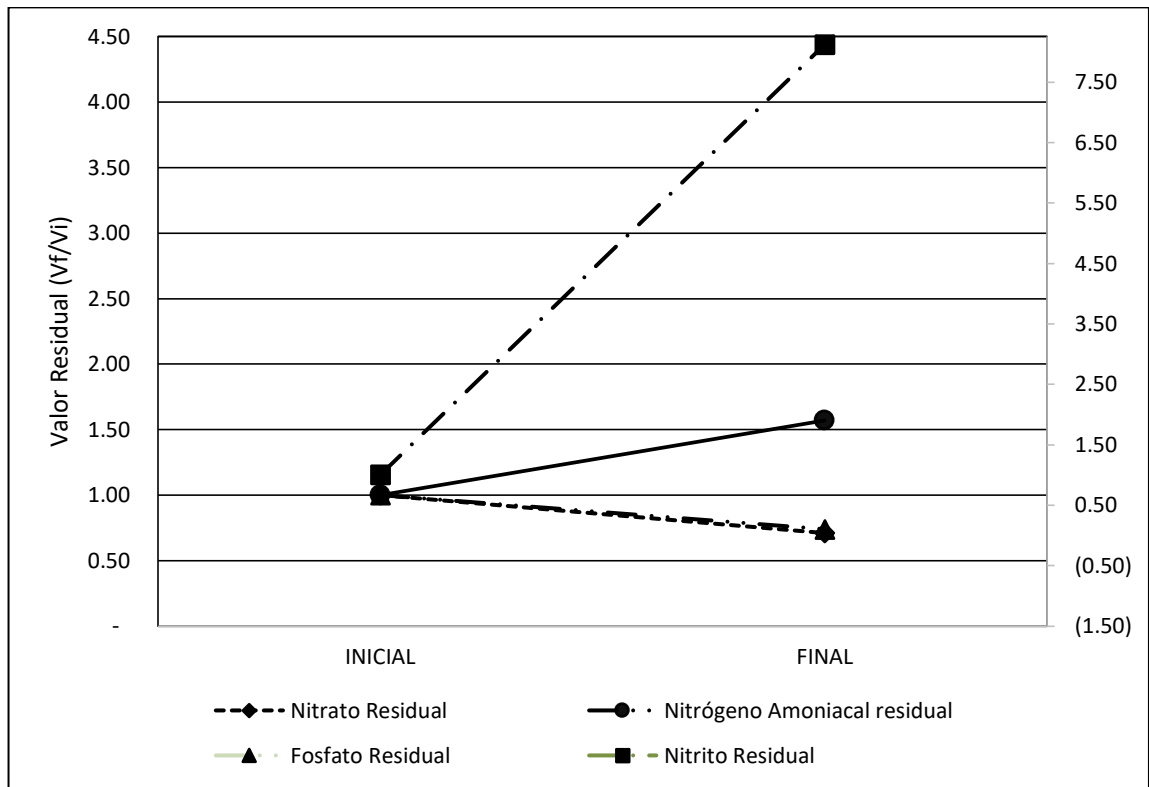


Figura 70. Comportamiento de nutrientes en la estación depuradora de la ERIS

El comportamiento de la concentración de nitritos (NO_2^-) en la estación depuradora de la ERIS duplican el valor residual mostrado en la estación depuradora de la USAC, en la figura 71, se observa este comportamiento, donde la línea continua muestra el comportamiento del nitrito para la estación depuradora de la USAC y la línea discontinua el comportamiento para la estación depuradora de la ERIS.

El comportamiento del valor residual del nitrato (NO_3^-) muestra una mayor reducción en la depuradora de la USAC en relación al valor residual obtenido en la depuradora de la ERIS (ver figura 72).

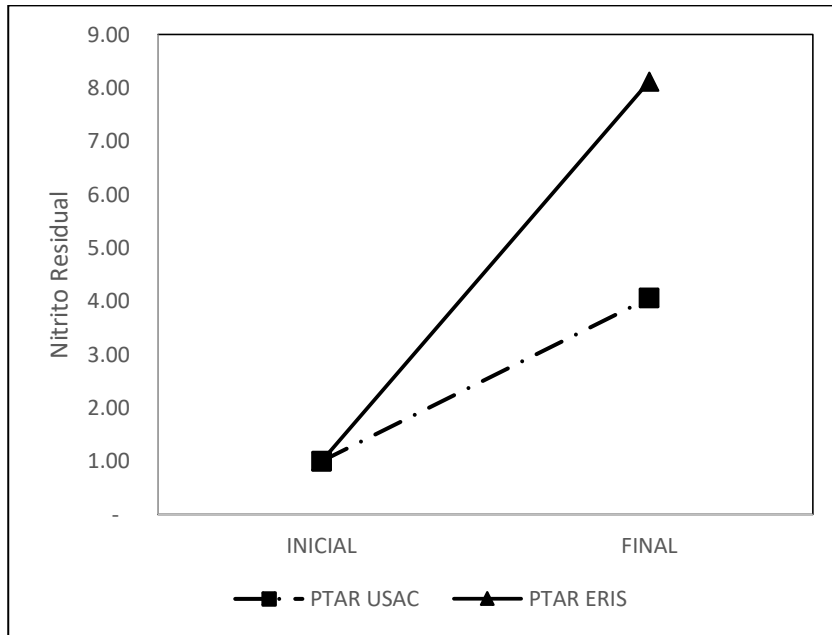


Figura 71. **Comparación del comportamiento de nitrito residual en las estaciones depuradoras evaluadas**

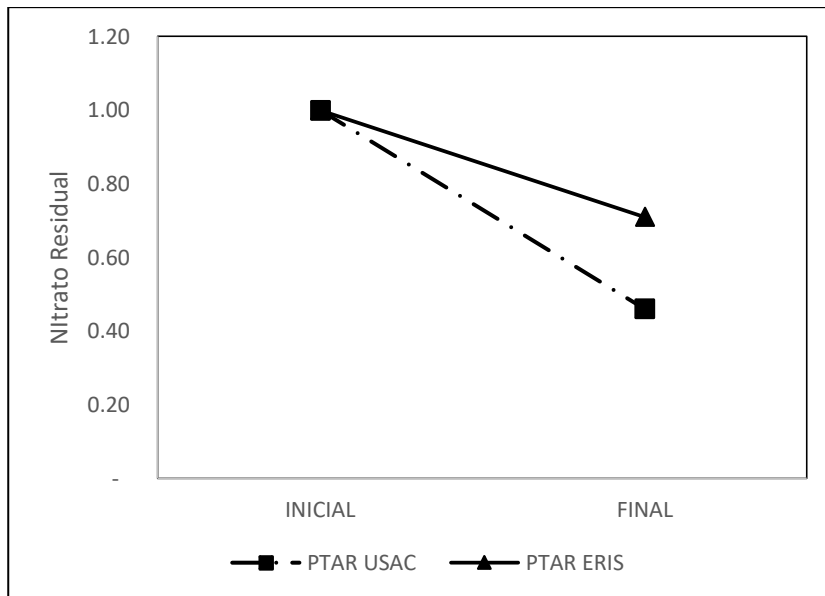


Figura 72. **Comparación del comportamiento de nitrato residual en las estaciones depuradoras evaluadas**

El nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3^- \text{-N}$) muestra para los datos de la depuradora de la ERIS un incremento, mientras que para depuradora de la USAC no se presenta variación alguna, ver línea discontinua en figura 73.

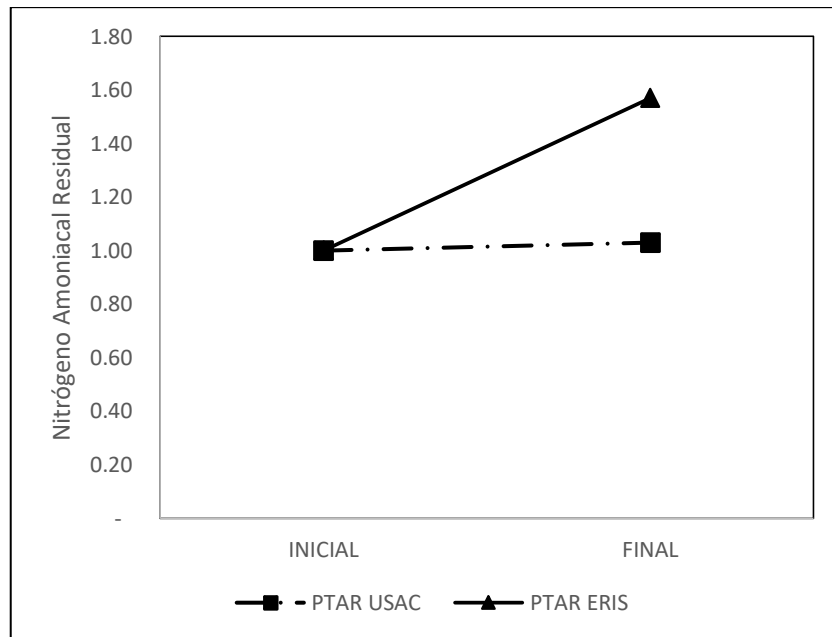


Figura 73. **Comparación del comportamiento de nitrógeno amoniacal residual en las estaciones depuradoras evaluadas**

En la figura 74, se observa el comportamiento de fosfato (PO_4^{3-}), el cual muestra un comportamiento similar para ambas estaciones depuradoras (línea discontinua-PTAR USAC y continua-PTAR ERIS traslapadas), presentándose una reducción al cabo de los siete días de retención.

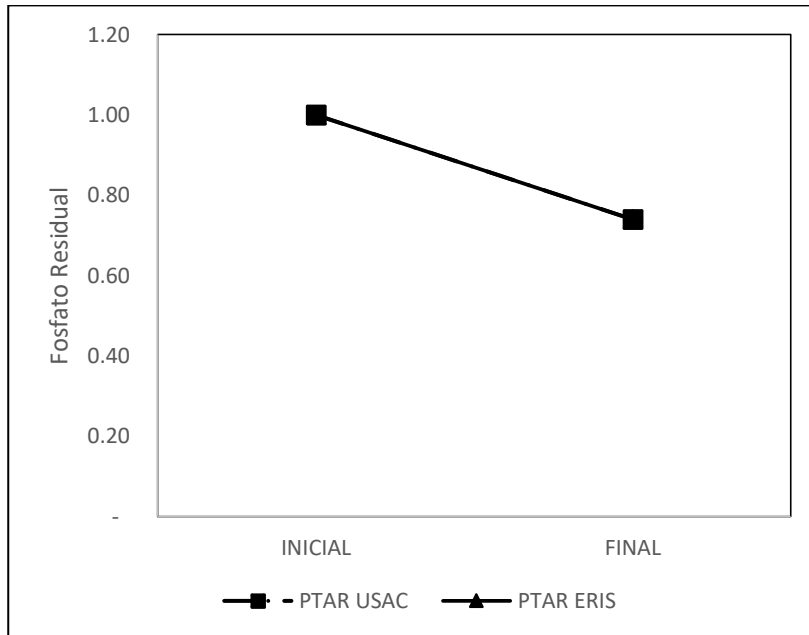


Figura 74. Comparación del comportamiento de fosfato residual en las estaciones depuradoras evaluadas

De acuerdo a los datos obtenidos, los valores de nitrito mostraron una tendencia a incrementarse en el día siete (277.17 % para la depuradora de la USAC y 546.94 % para la ERIS), en el caso de los nitratos estos fueron absorbidos por las actividades metabólicas de la combinación algas-bacterias presentes en el agua residual (55.16 % de reducción en los datos de PTAR USAC y 31.54 % para los datos de PTAR ERIS). El nitrógeno amoniacal únicamente presentó variaciones en los datos de PTAR ERIS, habiéndose registrado un incremento del 56.47 %. Finalmente, los datos de fosfato presentaron una reducción de 26.39 % para los datos de la PTAR USAC y 27.83 % para PTAR ERIS.

Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran un comportamiento similar a los resultados obtenidos por Whangchenchom, Chiemchaisri, Tapaneeyaworawong y Powtongsook (2014), quienes experimentaron con algas *Scenedesmus sp.*, provenientes del Center of

Excellence for Marine Biotechnology, Chulalongkorn University, inoculándolas en agua residual proveniente del afluente de un sistema de aireación (MLSS) de Bangkok, y del efluente del sistema de decantación de la misma planta de tratamiento, contrastando los resultados con un medio de cultivo BG-11. El comportamiento del nitrógeno amoniacal en este estudio mostró un comportamiento neutro (no se registraron cambios significativos) entre el valor inicial (día 0) y el día 7 de cultivo para el agua residual del medio de contraste BG11 y del decantador, para el agua residual del reactor MLSS se observó un incremento en su valor durante los primeros dos días, con una caída pronunciada hasta el día 8 de cultivo.

En el mismo estudio, la concentración de nitrito del agua del decantador mostró un incremento en el día 7 de cultivo, mientras que el agua proveniente del reactor MLSS no presentó cambios significativos, sin embargo la concentración de nitrato mostró una leve reducción tanto para este reactor como para el decantador.

Finalmente, en ese mismo estudio Whangchenchom, Chiemchaisri, Tapaneeyaworawong y Powtongsook (2014) indican haber obtenido para fosfatos “una reducción de más del 75 % tanto para las muestras del reactor MLSS como para el decantador” (pág. 286).

Hammouda *et al.*(1995), Tam y Wong (1996), Brennan y Owende (2010), Park *et al.* (2011) y Abdel-Raouf *et al.* (2012), han indicado que las “microalgas son eficientes en la remoción de nitrógeno y fósforo en aguas residuales” citados por Hernández Pérez y Labbé (2014, pág. 163); sin embargo, los valores de remoción asignados a cada nutriente varían en función del tipo de cultivo (ver tabla 48), tipo de reactor, condiciones climáticas (intensidad de luz y temperatura) y características del proceso de tratamiento previo (íntimamente relacionado a la

calidad del agua residual en el cual se realiza el cultivo) y tiempo de cultivo (tiempo de retención). Esto queda evidenciado en los resultados obtenidos por Spilling (2013), quien obtuvo “remociones de 99 % para el amonio, 83 % para nitrógeno total, 73 % para fosfato y 70 % para fósforo total” (pág. 23).

Tabla 48. **Niveles de remoción de nutrientes en aguas residuales domésticas atribuidos a cultivos de *Chlorella* y *Scenedesmus***

Parámetro	Remoción (%)	Especie	Fuente
Amonio (NH ₄)	60.1-80/96.6-100	<i>Chlorella vulgaris</i> y <i>Scenedesmus obliquus</i> , respectivamente	Ruíz-Marín <i>et al.</i> 2010
	Hasta 100	Cultivo mixto, <i>Chlorella</i> y <i>Scenedesmus</i>	Hammouda <i>et al.</i> 1995
	Hasta 100	<i>Chlorella vulgaris</i>	de-Bashan y Bashan 2003
	Hasta 100	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Lavoie y de la Noüe 1985
	85-90	Cultivo mixto, <i>micractinium</i>	Nurdogan y Oswald 1995
Nitrato (NO ₃)	69	Cultivo mixto	Hamouri <i>et al.</i> 1994
	100	Cultivo mixto, <i>Chlorella</i> y <i>Scenedesmus</i>	Hammouda <i>et al.</i> 1995
Fosfato(PO ₄ ³⁻)	92	<i>Chlorella vulgaris</i>	de-Bashan y Bashan 2003
	52	Cultivo mixto	Hamouri <i>et al.</i> 1994
	95-99	Cultivo mixto, <i>micractinium</i>	Nurdogan y Oswald 1995

Fuente: Tomado de Hernández Pérez y Labbé (2014, pág. 164).

Otros estudios según Hernández Pérez y Labbé, han obtenido “remociones de 86 % para nitrógeno inorgánico y 70 % para fósforo inorgánico (Tam y Wong 1996, Abdel-Raouf *et al.* 2012), asimismo Wang *et al.* (2010), trabajando con *Chlorella sp.*, obtuvo remociones del 100 % para amonio, 75.5-82.5 % para nitrito y 62.5-74.7 % para fósforo” (pág. 163).

4.3. Análisis del diseño experimental fraccionado para las concentraciones iniciales de nutrientes sobre su nivel de absorción en cultivos mixtos de algas *Chlorella*

4.3.1. Análisis de la variable concentración de nitrógeno amoniacal

En la figura 75, se identifica que la variable nitrógeno amoniacal inicial es la que presenta un mayor efecto sobre la variable respuesta nitrógeno amoniacal final, dado que su línea graficada presenta el comportamiento con mayor pendiente en relación a las otras líneas graficadas, lo cual confirma el análisis de ANOVA realizado, en el cual solo la variable nitrógeno amoniacal inicial presenta un efecto significativo en la variable respuesta.

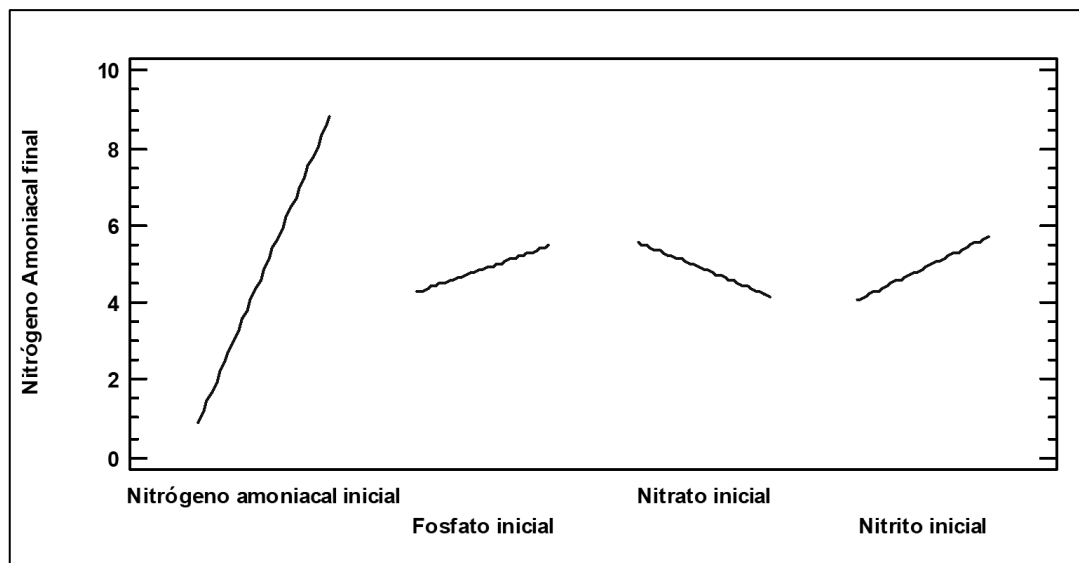


Figura 75. Diagrama de efectos principales de las variables independientes sobre el nitrógeno amoniacal final

En la figura 76, se puede observar que las combinaciones en las que se involucra la variable (A) nitrógeno amoniacal inicial, son las que presentan un mayor efecto sobre la variable respuesta, sin embargo es interesante observar que las variaciones en sus valores máximos y mínimos no son tan representativos, dado que las líneas graficadas se muestran muy cercanas unas con otras. Comportamiento distinto se observa en las combinaciones (BC), (BD) y (CD), las cuales presentan poco efecto sobre la variable respuesta.

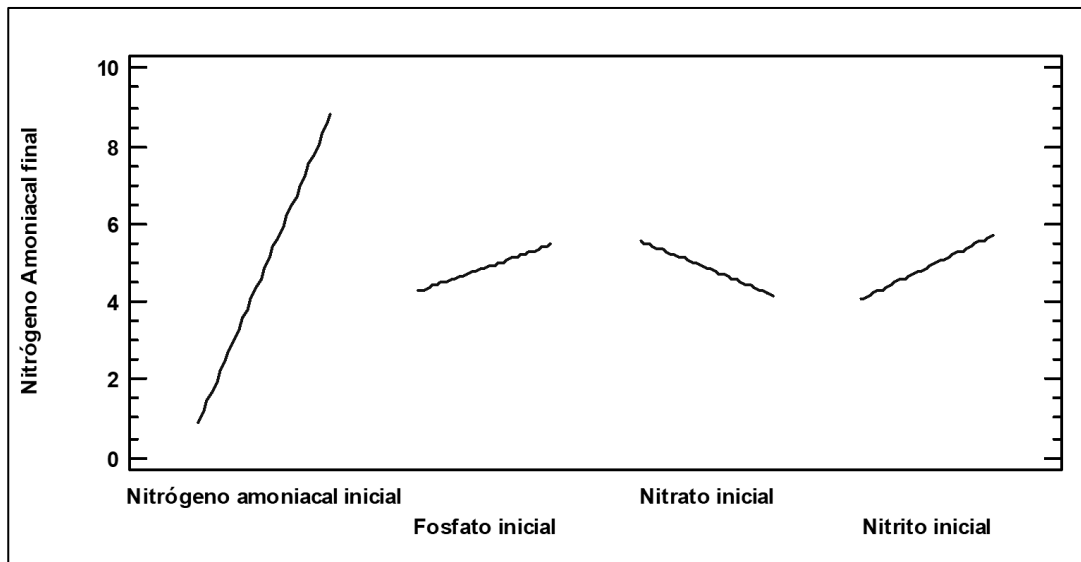


Figura 76. Diagrama de interacciones para la variable independiente nitrógeno amoniacal

En este análisis queda evidenciado, que la variable que domina el proceso del resultado de nitrógeno amoniacal final, es la concentración del mismo al inicio, resaltándose que con valores bajos iniciales de nitrógeno amoniacal se obtienen valores bajos finales.

En la tabla 49, se puede observar que las condiciones para obtener valores de nitrógeno amoniacal final con valores máximos se obtiene cuando la

concentración de fosfato inicial es de 111.5 miligramos por litro, nitrato inicial en 96.0 miligramos por litro y nitrito inicial de 0.825 miligramos por litro, variando la concentración de nitrógeno amoniacal inicial desde 7.175 a 12.175 miligramos por litro, con lo que se obtienen valores de 4.875 a 7.984 miligramos por litro.

Tabla 49. **Camino de máximo ascenso para nitrógeno amoniacal final**

Nitrógeno amoniacal inicial (mg/l)	Fosfato inicial (mg/l)	Nitrato inicial (mg/l)	Nitrito inicial (mg/l)	Predicción para nitrógeno amoniacal final (mg/l)
7.175	111.5	96.0	0.825	4.875
8.175	111.5	96.0	0.825	5.497
9.175	111.5	96.0	0.825	6.119
10.175	111.5	96.0	0.825	6.740
11.175	111.5	96.0	0.825	7.362
12.175	111.5	96.0	0.825	7.984

4.3.2. Análisis de la variable concentración de fosfato

En la figura 77, observando el diagrama de efectos principales para la variable fosfato final, se identifica que la variable fosfato inicial es la que presenta un mayor efecto sobre la variable respuesta, dado que su línea graficada presenta el comportamiento con mayor pendiente en relación a las otras líneas graficadas.

Es interesante observar el comportamiento de las variables nitrógeno amoniacal inicial y nitrato inicial, los cuales presentan un impacto menor al mostrado por el fosfato inicial (pendientes menores) y en orden de importancia se aprecia que el nitrato inicial tendría un mayor impacto en el fosfato final al variar sus valores de mínimo a máximo.

En relación a la figura 78, en donde se muestra el diagrama de interacción para el fosfato, se aprecia que la variable nitrito inicial ejerce un impacto negativo,

lo cual confirma lo mostrado en el diagrama de Pareto estandarizada, muestra que valores máximos de nitrito inicial tienden a reducir el valor de fosfato final, de forma similar la combinación (BC) y (CD).

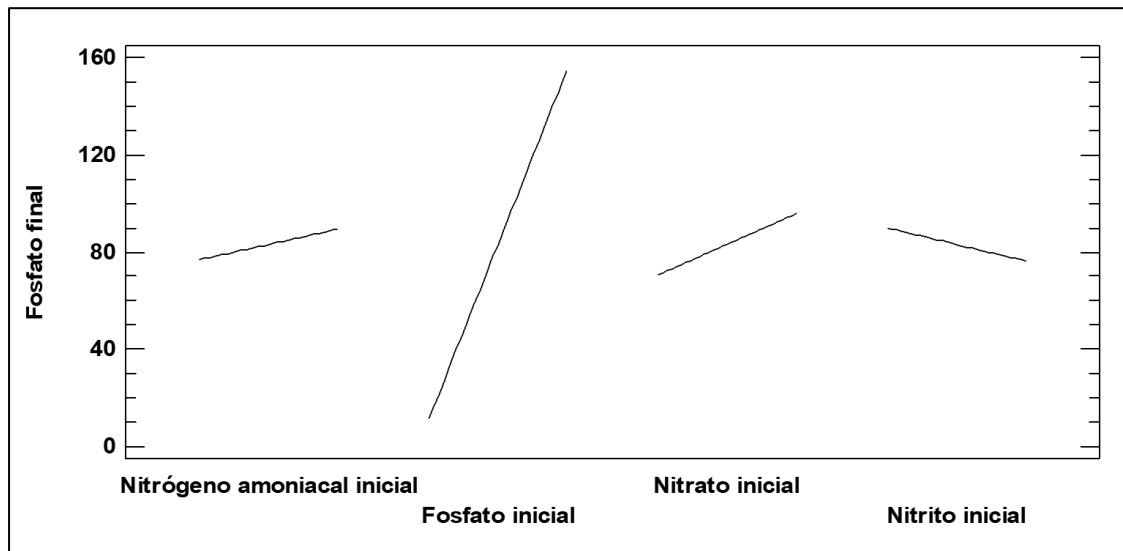


Figura 77. Diagrama de efectos principales de las variables independientes sobre el fosfato final

En la misma figura, se puede observar que las combinaciones (BC y BD) en las que se involucra la variable B (fosfato inicial), son las que presentan un mayor efecto sobre la variable respuesta (mayor pendiente en sus gráficas); sin embargo, es interesante observar que los valores de fosfato inicial mínimo en combinación con nitrato inicial (C) y nitrito inicial (D) independiente de sus concentraciones (mínimo o máximo), presentan valores menores en la variable fosfato, concluyéndose que independientemente de la concentración del nitrito y nitrato inicial, siempre y cuando el fosfato se encuentre en valor mínimo, la concentración de fosfato final será mínima, con valores por debajo de los 30 miligramos por litro.

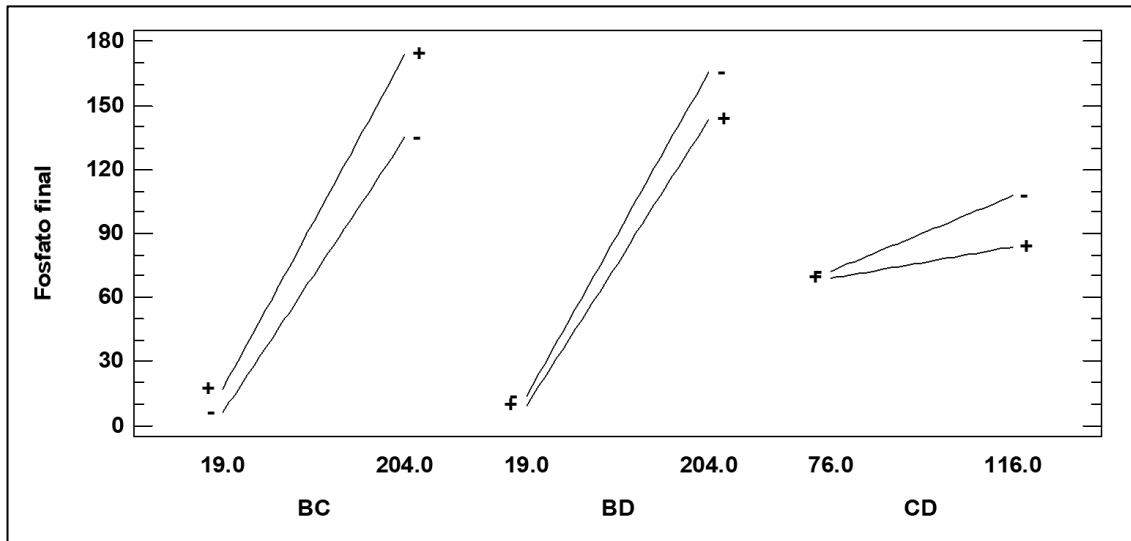


Figura 78. Diagrama de interacciones para la variable independiente fosfato

Comportamiento distinto se observa en la combinación nitrato inicial con nitrito inicial (CD), donde concentraciones mínimas de nitrato inicial en combinación con cualquier concentración de nitrito inicial (máxima o mínima) da como resultado valores menores de fosfato final, aunque estos se ubican por arriba de los 60 miligramos por litro de fosfato.

Este resultado indica, que para reducir los valores de fosfato final, el fosfato inicial debe tener valores mínimos en combinación con nitrito y nitrato, siendo estas dos variables las más significativas en su reducción, no así la concentración de nitrógeno amoniacal que no ejerce un efecto significativo en la reducción del fosfato.

En la tabla 50, se muestra el camino de máximo descenso para la variable fosfato final, el cual se obtiene cuando se varía la concentración de nitrito inicial en valores de 0.01 miligramos por litro, demostrando esto que incrementos en el

valor de nitrito, permiten reducir la concentración de fosfato final, debiendo mantenerse en un rango de 7.175 a 6.561 miligramos por litro, la concentración de nitrógeno amoniacal inicial, la concentración de fosfato inicial en un rango de 111.500 a 11.796 miligramos por litro, el nitrato inicial en un rango de 96.000 a 92.727 miligramos por litro, y el nitrito inicial entre 0.825 a 0.885 miligramos por litro.

Tabla 50. **Camino de máximo descenso para fosfato final**

Nitrógeno amoniacal inicial (mg/l)	Fosfato inicial (mg/l)	Nitrato inicial (mg/l)	Nitrito inicial (mg/l)	Predicción para fosfato final (mg/l)
7.175	111.500	96.000	0.825	83.103
7.088	97.243	95.482	0.835	71.627
6.987	80.744	94.942	0.845	58.486
6.862	60.468	94.366	0.855	42.512
6.682	31.370	93.709	0.865	19.864
6.623	21.791	93.221	0.875	12.360
6.561	11.796	92.727	0.885	4.589

Es importante observar en este análisis, que el rango de fosfato inicial es el que presenta una mayor amplitud para reducir la concentración final de fosfato deseada, asimismo obsérvese que con valores de fosfato inicial por debajo de 20 miligramos por litro se logran eficiencias de absorción de fosfato arriba del 40 %, obteniéndose concentraciones de fosfato final por debajo de 10 miligramos por litro.

4.3.3. Análisis de la variable concentración de nitrato

En la figura 79, se observa el diagrama de efectos principales para la variable nitrato final, se identifica que la variable fosfato inicial es la que presenta un mayor efecto sobre la variable respuesta (efecto negativo), dado que su línea

graficada presenta el comportamiento con mayor pendiente en relación a las otras líneas graficadas. En este gráfico, se aprecia que valores máximos de fosfato darían como resultado valores mínimos de nitrato final. En el caso de la variable nitrato final, esta no ejerce ningún efecto significativo sobre la variable nitrato final (no hay pendiente en su gráfica), y la variable nitrito final en valores mínimos genera valores mínimos de nitrato final.

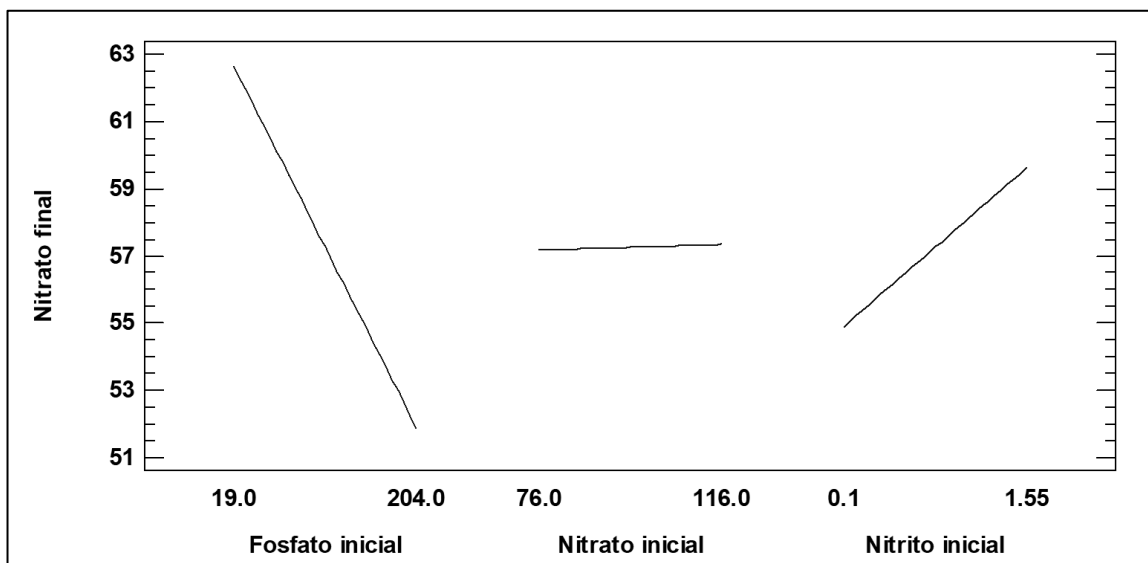


Figura 79. Diagrama de efectos principales de las variables independientes sobre el nitrato final

Evaluando el diagrama de interacción para nitrato final mostrado en la figura 80, se puede observar que la combinación de fosfato inicial (B) con nitrito inicial (D) es la única que ejerce una influencia significativa en el nitrato final, estableciéndose que valores de fosfato iniciales altos combinados con concentraciones de nitrito (sin importar si son valores altos o bajos), tienden a reducir el valor de nitrato final, obteniéndose valores más bajos de nitrato final con concentraciones de nitrito inicial altas.

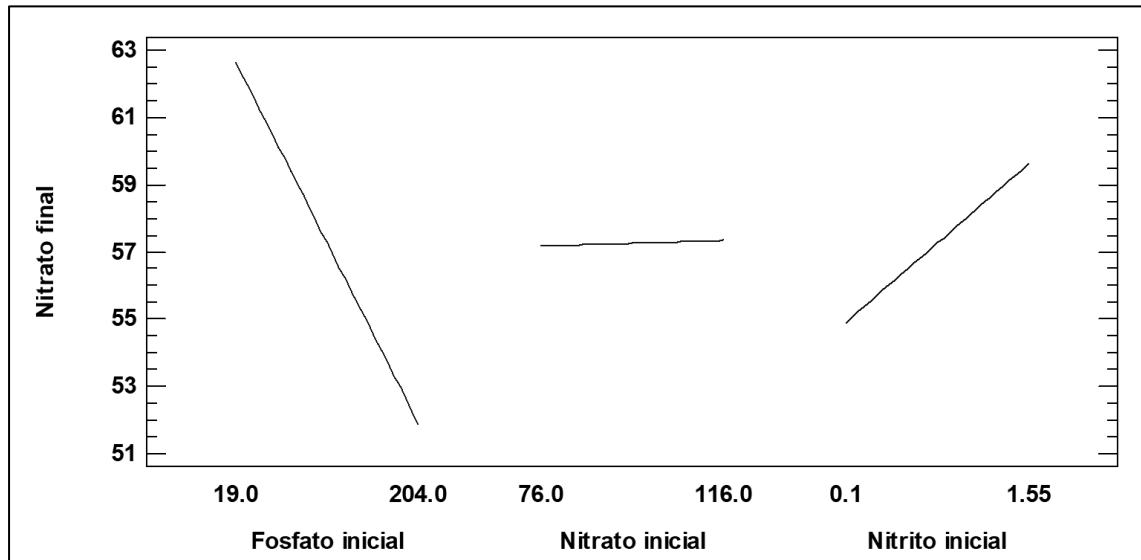


Figura 80. Diagrama de interacciones para la variable independiente nitrato final

En el mismo diagrama se puede observar que concentraciones de nitrito inicial bajas (0.1 miligramos por litro) no ejercen una influencia significativa en la concentración de nitrato final, siendo las concentraciones de nitrito inicial altas (1.55 miligramos por litro) los que tienden a generar una mayor influencia en la concentración de nitrato final cuando se combina con fosfato inicial.

Considerando este resultado, se puede indicar, que para reducir los valores de concentración de nitrato final, el fosfato inicial debe tener concentraciones máximas (204.0 miligramos por litro), y el nitrito inicial debe encontrarse en concentraciones máximas (1.55 miligramos por litro).

Es importante observar en el comportamiento de máximo descenso, que el rango de nitrato final presenta niveles de remoción promedio del 42 %, bajo las condiciones de la simulación de máximo descenso que se presenta en la tabla 51, lo cual demuestra que las variaciones ascendentes en la concentración de

fosfato inicial, cuando las otras variables (nitrógeno amoniacal inicial, nitrito inicial y nitrato inicial), no presentan variaciones significativas, no ejerce un impacto significativo en el resultado de nitrato final.

Tabla 51. **Camino de máximo descenso para nitrato final**

Nitrógeno amoniacal inicial (mg/l)	Fosfato inicial (mg/l)	Nitrato inicial (mg/l)	Nitrito inicial (mg/l)	Predicción para nitrato final (mg/l)
7.175	111.500	96.000	0.825	57.255
7.175	129.500	96.000	0.779	56.144
7.175	147.500	96.000	0.770	55.188
7.175	165.500	96.000	0.797	54.179
7.175	183.500	96.000	0.859	52.927
7.175	201.500	96.000	0.944	51.302

4.3.4. Análisis de la variable concentración de nitrito

En la figura 81, observando el diagrama de efectos principales para la variable nitrito final, se identifica que la variable nitrógeno amoniacal inicial es la que presenta un mayor efecto sobre la variable respuesta, dado que su línea graficada presenta el comportamiento con mayor pendiente en relación a las otras líneas graficadas. Se observa que valores máximos en la concentración de nitrógeno amoniacal inicial resulta en valores mínimos de nitrito final. Comportamiento similar se aprecia con la variable nitrito inicial, aunque en menor dimensión.

Las variables fosfato inicial y nitrato inicial presentan un impacto significativo en la variable nitrito final, pero en sentido de incrementar la variable respuesta. Este comportamiento confirma lo observado en el diagrama de Pareto estandarizada, en la cual la variable nitrito inicial y nitrógeno amoniacal ejercen un efecto negativo en la variable respuesta, mientras que el nitrato inicial y fosfato inicial presentan un efecto positivo.

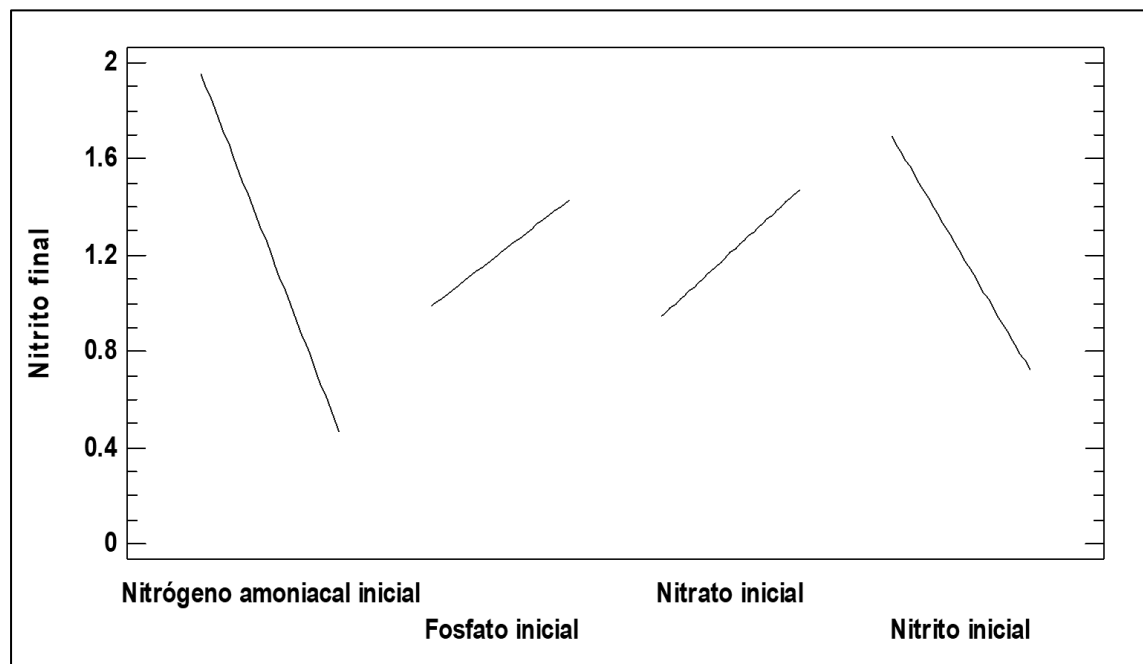


Figura 81. Diagrama de efectos principales de las variables independientes sobre el nitrato final

En el diagrama de interacción para nitrato final mostrado en la figura 82, se puede observar que las combinaciones (AC) y (AD), ejercen un efecto significativo, lo que genera una reducción de la concentración de nitrato final, resaltándose que en ambas combinaciones se involucra la variable nitrógeno amoniacal inicial, la cual en concentraciones altas (13.57 miligramos por litro) genera valores mínimos en la concentración de nitrato final.

Obsérvese que tanto en la combinación (AC) como en la combinación (AD), predomina la concentración alta de nitrógeno amoniacal, siendo poco significativo el valor máximo o mínimo de la otra variable con la que se combina (nitrato inicial o nitrato inicial).

Al analizar las combinaciones (AC) y (AD) cuando el valor de la concentración de nitrógeno amoniacal inicial es mínimo (0.78 miligramos por litro) en combinación con nitrato inicial alto presenta concentraciones de nitrito alto, mientras que en presencia de concentraciones de nitrato inicial bajo, el nitrito se reduce significativamente. Este comportamiento es contrario en la combinación (AD), cuando al tenerse concentraciones bajas de nitrógeno amoniacal inicial (0.78 miligramos por litro) en combinación con nitrito inicial bajo genera una concentración alta de nitrito final (incrementando su concentración), y con concentraciones iniciales altas se obtienen concentraciones bajas de nitrito final.

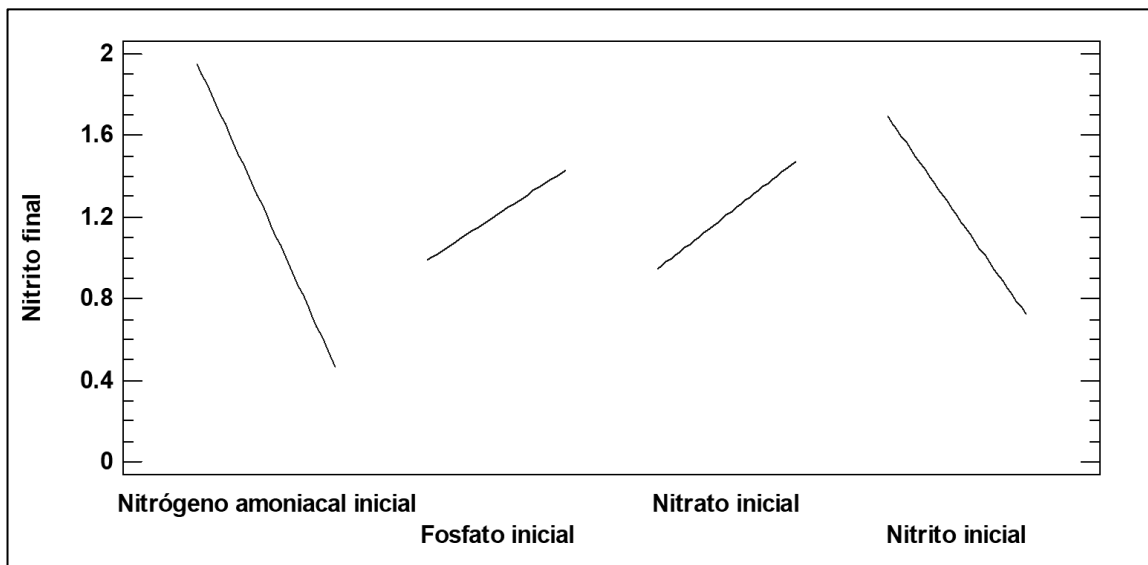


Figura 82. **Diagrama de interacciones para la variable independiente nitrato final**

En la combinación de nitrato inicial con nitrito inicial (CD), se puede observar que concentraciones iniciales de nitrato inicial bajas (76.0 miligramos por litro) en combinación con concentraciones altas y bajas de nitrito inicial, no generan una variación significativa en la concentración final de nitrito, mientras que concentraciones de nitrato inicial altas (116.0 miligramos por litro) con

concentraciones bajas de nitrito inicial, incrementa de forma significativa la concentración de nitrito final, y valores bajos de la concentración inicial de nitrito no genera un cambio significativo en la concentración de nitrito final.

Este resultado muestra que, para reducir los valores de nitrito final, el nitrógeno amoniacal debe presentar concentraciones iniciales altas (13.57 miligramos por litro).

Tabla 52. **Camino de máximo descenso para nitrito final**

Nitrógeno amoniacal inicial (mg/l)	Fosfato inicial (mg/l)	Nitrato inicial (mg/l)	Nitrito inicial (mg/l)	Predicción para nitrito final (mg/l)
7.175	111.500	96.000	0.825	1.209
8.175	106.989	95.037	0.896	1.033
9.175	102.097	94.394	0.960	0.881
10.175	96.854	94.123	1.015	0.749
11.175	91.3342	94.259	1.060	0.631
12.175	85.656	94.814	1.094	0.518

Es importante observar en la tabla 52 que, valores de concentración inicial de nitrógeno amoniacal que presentan valores menores a 9.175 miligramos por litro generan un incremento en la concentración final de nitrito, por lo que si se desea que la concentración de nitrito final se reduzca, la concentración de nitrógeno amoniacal debe encontrarse en el rango de 9.175 a 12.175 miligramos por litro, en el cual se puede alcanzar absorciones de nitrito de aproximadamente 40 %.

4.4. Modelos de predicción

Los modelos de predicción evaluados, pretenden ser una herramienta que permita definir el comportamiento de las variables analizadas (nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal y fosfato) en un cultivo mixto de alga *Chlorella* (con

presencia mayoritaria) en simbiosis con bacterias y otros organismos presentes en el agua residual.

De acuerdo a los resultados obtenidos en el capítulo 3.5, se desarrollaron cuatro modelos de predicción utilizando correlación múltiple para predecir el comportamiento de fosfato, nitrito, nitrato y nitrógeno amoniacal.

El modelo desarrollado para la variable nitrógeno amoniacal presentó un valor de significancia menor a 5 % para la variable nitrógeno amoniacal, lo cual implica que esta variable sí ejerce una influencia significativa sobre su valor inicial; sin embargo, este modelo explicaría únicamente un 58.81 % la variabilidad del nitrógeno amoniacal, por lo que no se recomienda su utilización para predecir el comportamiento de la concentración de nitrógeno amoniacal en un cultivo mixto de alga chlorella, recomendando incorporar en futuros análisis de modelos otras variables predictoras que pudieran ser la concentración de materia orgánica utilizada por bacterias consumidoras de nitrógeno amoniacal.

En relación al modelo de predicción de fosfato, este de acuerdo al estadístico R-Cuadrado obtenido, explicaría el 96.55 % la variabilidad de la concentración de fosfato final, por lo que este si puede utilizarse para predecir su comportamiento con una confiabilidad de más del 95 %.

El modelo propuesto, según se indicó en el capítulo 3.5.6 es:

$$(\text{PO}_4^{3-})_f = (-62.642) + 0.986 (\text{NH}_3)_i + 0.772 (\text{PO}_4^{3-})_i + 0.628 (\text{NO}_3)_i - 9.370 (\text{NO}_2)_i$$

Donde:

- $(\text{PO}_4^{3-})_f$ = fosfato final (miligramos por litro)
- $(\text{NH}_3)_i$ = nitrógeno amoniacal inicial (miligramos por litro)

- $(\text{PO}_4^{-3})_i$ = fosfato inicial (miligramos por litro)
- $(\text{NO}_3^-)_i$ = nitrato inicial (miligramos por litro)
- $(\text{NO}_2^-)_i$ = nitrito inicial (miligramos por litro)

De acuerdo al análisis realizado el nitrógeno amoniacal, fosfato, nitrato y nitrito inicial ejercen un efecto significativo sobre el valor de fosfato final (significancias mayores a 5 %).

La constante (-62.642) del modelo significa que el valor de fosfato final, independientemente de las concentraciones de nitrito, nitrato, nitrógeno amoniacal y fosfato, tendría una reducción de 62 miligramos por litro en relación a su concentración inicial, lo cual podría deberse a la participación de bacterias y otros organismos que interactúan en el agua residual junto con el cultivo de alga *Chorella* que se logre desarrollar, principalmente bacterias reductoras de fosfato.

En el mismo modelo se puede apreciar que la variable nitrógeno amoniacal inicial aumentaría en 0.986 miligramos por litro la concentración de fosfato final por cada miligramo litro de nitrógeno amoniacal inicial que se tenga presente en el agua residual.

En relación al fosfato inicial, este aumentaría la concentración de fosfato final en 0.772 miligramos por litro, por cada mililitro litro de fosfato inicial que presente el agua residual.

El nitrato inicial, según el modelo planteado incrementaría la concentración de fosfato final en 0.628 miligramos por litro por cada miligramo litro de nitrato inicial presente el agua residual.

El modelo para fosfato final, fue sometido a verificación utilizando las concentraciones de nutrientes obtenidos durante la primera fase de la investigación, observándose con ello, que el nivel de predicción es muy cercano al valor real obtenido (ver tabla 53).

Tabla 53. **Estimación de concentración de fosfato con modelo propuesto**

Nitrógeno Amoniacal inicial (mg/l)	Fosfato Inicial (mg/l)	Nitrato Inicial (mg/l)	Nitrito Inicial (mg/l)	Fosfato Final (mg/l)	Fosfato estimado con modelo (mg/l)
3.89	20.70	96.89	0.17	14.40	16.47
4.29	22.50	98.21	0.17	12.10	19.09
4.16	22.60	94.82	0.13	13.80	17.22
13.15	22.20	80.34	0.20	14.50	16.06
10.51	21.10	74.54	0.26	21.70	8.34
11.26	22.20	90.99	0.30	16.50	19.96
8.08	23.70	76.47	0.26	16.60	9.17
9.66	24.60	93.50	0.13	16.40	23.36
8.64	24.70	82.28	0.17	18.30	15.07

Finalmente, la concentración de nitrito inicial es la que tiene un mayor impacto en el modelo de predicción propuesto, considerando que por cada miligramo litro de nitrito presente en el agua residual, se reduciría en 9.37 miligramos litro la concentración de fosfato final, esta condición podría estar asociada a la participación de bacterias desnitrificantes (*Pseudomonas*).

Es importante resaltar, que el modelo propuesto para fosfato muestra claramente que la concentración de fosfato final (luego de 7 días) no depende únicamente de la concentración inicial de nitrógeno amoniacal, nitrito, nitrato y fosfato, ya que la constante del modelo muestra que esta se encuentra afectada en su mayoría por otros factores que deben ser incorporados para tener una mejor claridad del comportamiento de la concentración de fosfato, tales como la

concentración de DBO (carbono), potencial de hidrógeno, tipo y población de bacterias, así como tipo y población de algas.

El tercer modelo generado es el de nitrato final. Este modelo explica únicamente el 1.62% la variabilidad del nitrato final en función de la variable de nitrógeno amoniacal, por lo que no se recomienda su utilización para proyectar el comportamiento del nitrato final, debiendo de realizarse un nuevo análisis en el que se incluyan otras variables como la concentración de materia orgánica medida está en función de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, oxígeno disuelto, potencial de hidrógeno, para establecer la interrelación que pudieran ejercer bacterias y otros organismos en combinación con las algas *Chlorella* en la reducción del nitrato.

El cuarto modelo desarrollado corresponde al modelo para proyectar el comportamiento de nitrito final, definiéndose en este caso un modelo que incluye las variables; nitrógeno amoniacal, fosfato, nitrato y nitrito inicial. Este modelo estimaría el 49.31 % la variabilidad del nitrito final, por lo que al igual a lo indicado para los modelos de nitrógeno amoniacal y nitrato, se recomienda incorporar otras variables predictoras que permitan ajustar de mejor manera el comportamiento de esta variable en un cultivo de alga *Chlorella* desarrollada en agua residual, donde indiscutiblemente se tiene interacción con bacterias y otros organismos que contribuyen a la remoción de nutrientes observado.

4.5. Mitigación a los procesos de eutrofización

De acuerdo a los resultados obtenidos en el capítulo 3, se determinó para la variable concentración de fosfato inicial un modelo que permite proyectar el

comportamiento de la concentración final de fosfato en un cultivo mixto de algas *Chlorella* en condiciones no controladas.

Este modelo explica en un 96.553 % la variabilidad del fosfato final en función de las concentraciones iniciales de nitrógeno amoniacal, nitrito, nitrato y fosfato en un cultivo mixto de alga *Chlorella* desarrollado en agua residual proveniente de filtros percoladores.

De acuerdo a este modelo, en un cultivo mixto de algas *Chlorella* se logra la reducción en un 31 % la concentración de fosfato presente en los efluentes de filtros percoladores. Este dato es importante tomarlo en consideración, debido a que el fosfato es de los nutrientes que favorecen el desarrollo de cianobacterias y algas que provocan la eutrofización de los cuerpos de agua, y como ya se ha indicado, los procesos de eutrofización tienen un impacto negativo dado que pueden llegar a provocar la pérdida total del recurso hídrico eutrofizado.

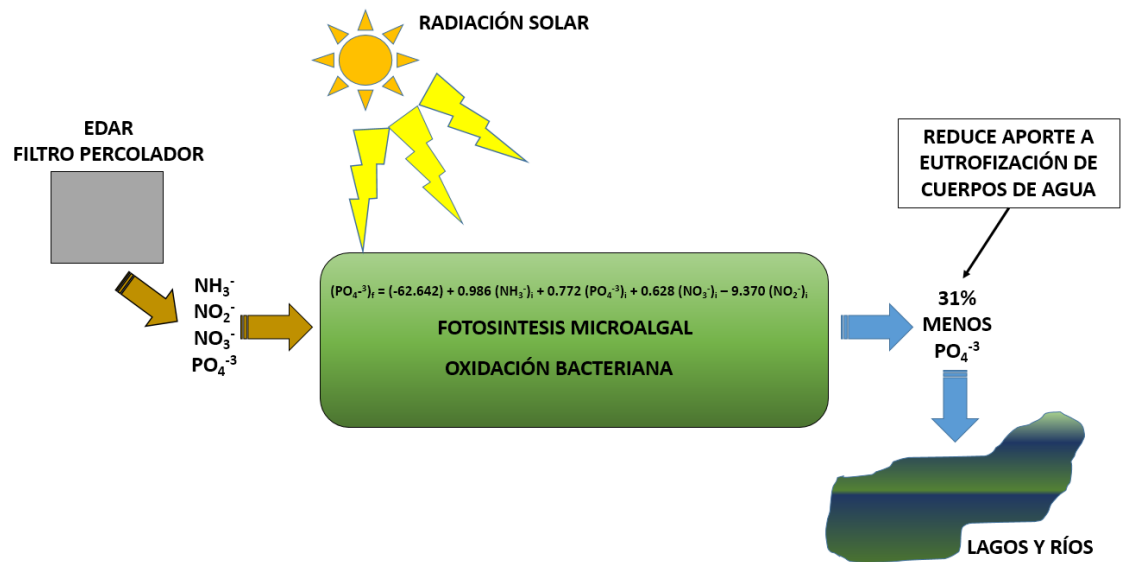


Figura 83. Modelación de la simbiosis, oxidación bacteriana-fotosíntesis microalgal y su mitigación en los procesos de eutrofización

Asimismo, se debe tomar en consideración que las estaciones depuradoras, de acuerdo a lo expresado por Gallego Schmid (2008), “contribuyen por arriba de un 55 % en la carga eutrificante del agua” (págs. 7-20), razón por la cual en los últimos años se han implementado mecanismos para lograr reducir el fósforo y amonio presente en el agua, teniéndose muy buenos resultados de remoción de estos nutrientes en los procesos de depuración que involucran el esquema aeróbico-anóxico, los cuales según Gallego Schmid (2008) “logran reducciones en un rango de 58.6 a 76.1 %” (págs. 7-21).

Al comparar los resultados de remoción encontrados por Gallego Schmid (2008) y los alcanzados, a través del modelo de correlación múltiple generado en este estudio para un tratamiento terciario utilizando cultivos mixtos de alga *Chlorella*, se puede esperar contribuciones significativas de los cultivos mixtos de *Chlorella* en la remoción de fósforo, dado que este porcentaje del 31 % que se logra, corresponde únicamente al cultivo mixto de alga *Chlorella*, a lo cual habría que sumar las remociones que pudieran aportar los tratamientos previos.

De esta forma, se considera que los cultivos mixtos de alga *Chlorella*, como elementos de fitorremediación de nutrientes, es una alternativa factible, que deberá seguir en proceso de desarrollo con el objetivo de proponer biorreactores que retengan las algas *Chlorella* y con ello aprovechar la producción de biomasa para captura de CO₂ y generación de biocombustibles.

Finalmente, es importante en este análisis tener presente el concepto que la Asociación Mundial para el Agua (GWP por sus siglas en inglés), define para la Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), indicando que es un “proceso que promueve la gestión y el desarrollo coordinados del agua, el suelo y los otros recursos relacionados, con el fin de maximizar los resultados económicos y el

bienestar social de forma equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas” (Global Water Partnership, 2000, pág. 24)

La implementación de la Gestión Integrada de Recursos Hídricos en cuencas fluviales requiere de la implementación de 8 funciones básicas que son: a) La Participación de los grupos de interés; b) Asignación del agua; c) Control de la contaminación; c) Control; d) Gestión Económica; e) Gestión de inundaciones y sequías; f) Gestión de la información; y g) Planeamiento de la cuenca.

La gestión de los recursos hídricos conlleva dos elementos íntimamente relacionados que son la cantidad y calidad del agua disponible. La gestión de la contaminación del agua, por lo tanto es claramente uno de los desafíos más grandes de la humanidad en la gestión sostenible de los recursos hídricos, dado que sin este concepto, muchos países podrían enfrentarse a problemas serios, en la medida que se contaminan cada vez más los recursos hídricos debido al crecimiento urbanístico, industrialización y crecimiento demográfico que presentan la mayor parte de ciudades en vías de desarrollo, por esta razón este tipo de estudios que pretenden modelar el comportamiento de un proceso de reducción de nutrientes en el agua residual que generan las estaciones depuradoras de agua residual, resulta en un aporte significativo para la reducción de la contaminación de los recursos hídricos disponibles para el desarrollo del ser humano.

CONCLUSIONES

1. A través de la aplicación de modelos de regresión múltiple con un nivel de confianza del 95 %, se determinó que el cultivo mixto de alga *Chlorella* en simbiosis con bacterias y otros organismos presentes en el agua residual proveniente de filtros percoladores de las estaciones depuradoras, reduce en un 31% la concentración de fosfato, mitigando con ello el impacto que el agua residual genera en los procesos de eutrofización de los cuerpos hídricos que reciben este tipo de descargas.
2. Utilizando comparación colorimétrica se determinó que el período de retención celular necesario para desarrollar procesos de fitorremediación de nutrientes con algas clorofitas en el efluente de las estaciones depuradoras con filtros percoladores fue de 8 a 9 días.
3. Con técnicas de microscopía óptica, se identificó que el género de alga dominante en el fitoplancton del efluente de estaciones depuradoras con filtros percoladores relacionado con la absorción de nutrientes fue el alga *Chlorella*.
4. Al contrastar las concentraciones de nutrientes residuales logrados en procesos de fitorremediación en estaciones depuradoras con filtros percoladores del presente estudio con los niveles de remoción alcanzados en estudios desarrollados a nivel de laboratorio, se observó un comportamiento significativamente distinto, ya que los resultados del presente estudio son menores, habiéndose obtenido un porcentaje de reducción en la concentración de fosfato de 26.39 %, y para nitrato de

55.16 %, predominando la presencia de alga *Chlorella*, mientras en los estudios desarrollados a nivel de laboratorio estos porcentajes se ubican por arriba del 70 %, evidenciando que el desarrollo de cultivos de alga *Chlorella* en condiciones naturales reduce la efectividad de absorción de nutrientes influenciado esto por la interrelación de los cultivos de algas con bacterias y concentraciones de nutrientes y materia orgánica presente en el agua residual.

5. A través de pruebas de ANOVA multivariable se determinó que la combinación fosfato inicial y fosfato final (con coeficiente de correlación de Pearson=0.96) presenta la correlación más alta de las variables evaluadas, por lo que cualquier variación que se presente en la concentración de fosfato inicial incidirá directamente en el fosfato final.

6. Utilizando análisis de regresión múltiple para relacionar el comportamiento de las concentraciones finales de nitrógeno amoniacal, nitrito, nitrato y fosfato con sus respectivas concentraciones iniciales, en cultivos mixtos de alga *Chlorella* con bacterias, únicamente se identificó un modelo que permite proyectar con un 96.55 % de confianza, el comportamiento de fosfato, siendo este modelo el explicado en el capítulo 4.4 del presente estudio.

RECOMENDACIONES

1. De acuerdo con los resultados obtenidos, es aconsejable desarrollar procesos de investigación que analicen la interrelación que pueden tener las bacterias presentes en el agua residual con el alga *Chlorella*, principalmente en los procesos de transformación de nitrógeno y fósforo, debiendo de incorporarse al modelo propuesto otras variables predictivas como Oxígeno Disuelto, Demanda Bioquímica de Oxígeno y Potencial de Hidrógeno, así como la identificación de bacterias aerobias reductoras de nitrógeno y fósforo.
2. Realizar investigaciones que permitan definir las condiciones en que pueden desarrollarse algas del género *Scenedesmus* en las aguas residuales, con el objetivo de estudiar las características de esta alga en procesos de fitorremediación de nutrientes.
3. Evaluar el impacto que pueda generar la variabilidad climática en los cultivos mixtos de alga *Chlorella* y *Scenedesmus*, enfocado este análisis en las condiciones de radiación solar y temperatura.
4. Continuar optimizando el modelo del comportamiento de fosfato en cultivos mixtos de algas *Chlorella* para efluentes de filtros percoladores, con el objeto de afinar las constantes en el incluido.
5. Evaluar el comportamiento de cultivos de alga *Chlorella* en reactores en continuo y ajustar el modelo propuesto en este estudio a esas condiciones.

6. Investigar el uso potencial de la biomasa generada en cultivos mixtos de algas clorofitas presentes en los efluentes de filtros percoladores para captura de CO₂ y biocombustibles como medidas de mitigación en la reducción de gases de efecto invernadero.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A. y Ibraheem, I. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences (Elsevier)*, 257-275.
2. Alcántara, C., Posadas, E., Guieysse, B. y Muñoz, R. (2015). Microalgae-based wastewater treatment. *ResearchGate*, 1-27.
3. APHA. (2012). *Standard methods for the analysis of water and wastewater 22nd. ed.* Washington: American Public Health Association.
4. Argueta Gálvez, J. E., Blandón Blandón, R. A. y Aguilar Carrera, F. A. (2016). Modelo matemático para determinar el nivel de eficiencia de remoción de nutrientes a través de algas clorofitas después de los filtros percoladores en tratamiento de aguas residuales. Guatemala: Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria USAC.
5. Aristizábal Castrillón, A. y Bermúdez Agudelo, M. (2007). Estudio de la factibilidad de un sistema de electrocoagulación para tratamiento de aguas procedentes de lavanderías industriales con fines de reuso. Medellín, Colombia: Universidad Pontificia Bolivariana.
6. Barsanti, L. y Gualtieri, P. (2010). *Algae, anatomy, biochemistry, and biotechnology.* Pisa, Italy: Taylor y Francis Group.
7. Bates, B., Kundzewicz, Z., Wu, S. y Palutikof, J. (2008). El cambio climático y el agua. Documento Técnico del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático . Ginebra: Secretaría del IPCC.

8. Batista García, R. y Sánchez Reyes, A. (2009). Fitorremediación de metales pesados y microorganismos. Medio ambiente y desarrollo , 1-6.
9. Bermeo Castillo, L. E. (2011). Estudio del cosechado de cultivos de microalgas en agua residual mediante técnicas de centrifugado. España: Universidad Técnica Particular de la Loja.
10. Bernal Morell, E. (2014). Bioestadística básica para investigadores con SPSS. España: Bubok Publishing S.L.
11. Bitton, G. (2005). Wastewater microbiology. United States of America: John Wiley Sons, Inc. .
12. Caballero Díaz, F. F. (2011). Selección de modelos mediante criterios de información en análisis factorial. Aspectos teóricos y computacionales. Granada, España: Universidad de Granada.
13. Calderón de León, P. A. (2014). Evaluación de la eficiencia de biodigestor comercial en el tratamiento de aguas residuales domiciliarias. Guatemala: ERIS/USAC.
14. Camargo, J. y Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. Revista Ecosistemas, 98-110.
15. Cárdenas Calvachi, G. L. y Sánchez Ortiz, I. A. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. Revista Universidad y Salud, 72-88.

16. Castejón Sandoval, O. (2011). Diseño y análisis de experimentos con Statistix. Maracaibo, Venezuela: Fondo Editorial Biblioteca Universidad Rafael Urdaneta.
17. Castrillo Melguizo, M. (2014). Contribuciones al cultivo eficiente de microalgas: diseño de un fotobiorreactor, operación y recogida de la biomasa. España: Universidad de Cantabria.
18. Centro de Estudios Urbanos y Regionales de la Universidad de San Carlos de Guatemala . (1989). Deterioro y desaparición de lagos y lagunas en Guatemala. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala.
19. Chacón, C., Andrade, C., Cárdenas, C., Araujo, I. y Morales, E. (2004). Uso de *Chlorella* sp y *Scenedesmus* sp en la remoción de nitrógeno, fósforo y DQO de aguas residuales urbanas de Maracaibo, Venezuela. Venezuela.
20. Chaumont, D. (1993). Biotechnology of algal biomass production: a review of systems for outdoor mass culture. Francia.
21. Cho, S., Luong, T. T., Lee, D., Oh, Y.-K. y Lee, T. (2011). Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production. Korea: Elsevier Ltd.
22. Chorus, I. y Bartram, J. (1999). Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring y management. London: WHO.
23. Confederación Hidrográfica del Ebro. (2005). Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. España: Ministerio de Medio Ambiente.

24. Conil, P. (2001). La tecnología anaerobia UASB en el tratamiento de las aguas residuales domésticas; 10 años de desarrollo y maduración en America Latina. Waterloo Bélgica: Biotec.
25. Convención sobre el Cambio Climático, Naciones Unidas. (1992). Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Nueva York: Naciones Unidas.
26. Crites, R. y Tchobanoglous, G. (2000). Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones. Santafé de Bogotá, Colombia: McGraw-Hill Interamericana S.A.
27. Cubillos, A. (1996). Calidad del agua y control de la polución. Venezuela: CIDIAT.
28. de Bashan, L. E. y Bashan, Y. (2003). Bacterias promotoras de crecimiento de microalgas: una nueva aproximación en el tratamiento de aguas residuales. México.
29. De Pauw, N. y Van Vaerenbergh, E. (1983). Microalgal Wastewater Treatment Systems: Potentials and Limits. Convention on Phytodepurization and the use of the Produced Biomass, (págs. 211-287). Parma, Italy.
30. Delgadillo Rodríguez, I. P. (2014). Respuestas biológicas de *Scenedesmus ovalternus* y *Chlorella vulgaris* inmovilizadas en alginato de calcio, ante diferentes concentraciones de nutrientes en condiciones de laboratorio. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.

31. Domínguez Cabanelas, Iago Teles, Ruiz, J., Arbib, Z., Chinalia, F. A., Garrido Pérez, C., Rogalla, F., . . . Perales, J. (2013). Comparing the use of different domestic wastewaters for coupling microalgal production and nutrient removal. *Bioresource Technology*, 429-436.
32. Echeverría Bonilla, J. (2011). Evaluación de la vulnerabilidad futura del sistema hídrico al cambio climático. San José Costa Rica: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.
33. Fathi, A. A., Azooz, M. M. y Al-Fredan, M. A. (2013). Phicoremediation and the potential of sustainable algal biofuel production using wastewater. *American Journal of Applied Science*, 189-194.
34. Figuerelo Alejano, J. y Marino Dávila, M. (2004). Química física del ambiente y de los procesos medioambientales. Barcelona: Editorial Reverté, S.A.
35. Gallego Schmid, A. (2008). Diferenciación espacial en la metodología de análisis del ciclo de vida: desarrollo de factores regionales para eutrofización acuática y terrestre. Santiago de Compostela: Universidad de Santiago de Compostela.
36. García Gonzalbes, C. C., Arbib, Z. y Perales Vargas, J. A. (2015). Cinéticas de crecimiento y consumo de nutrientes de microalgas en aguas residuales urbanas con diferentes niveles de tratamiento. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 49-68.
37. García Trujillo, Z. (2012). Comparación y evaluación de tres plantas acuáticas para determinar la eficiencia de remoción de nutrientes en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Lima, Perú: Universidad Nacional de Ingeniería.

38. García-Gozalbes, C. C., Arbib, Z. y Perales-Vargas-Machuca, J. A. (2015). Cinéticas de crecimiento y consumo de nutrientes de microalgas en aguas residuales urbanas con diferentes niveles de tratamiento. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 49-68.
39. Global Water Partnership. (2000). Manejo integrado de recursos hídricos . Estocolmo, Suecia: GWP.
40. González González, L. M. (2010). Influencia de la deficiencia de nitrógeno y fósforo en las interacciones competitivas entre *Chlorella vulgaris* y *Scenedesmus acutus*. Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
41. Guerra Quemé, H. D., Zea Cano, M. A. y Aguilar Carrera, F. A. (2015). Identificación de presencia de algas generadas en los efluentes del sistema de filtros percoladores de la planta de tratamiento de la Universidad de San Carlos de Guatemala y de la planta de tratamiento Ing. Arturo Pazos Sosa. Guatemala: Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria USAC.
42. Henry, J. y Heinke, G. (1999). *Ingeniería Ambiental*. México: Prentice Hall.
43. Hernández Muñoz, A. (1998). *Depuración de aguas residuales*. España: Colegio de Ingeieros de Caminos, Canales y Puertos.
44. Hernández Pérez, A. y Labbé, J. (2014). Microalgas, cultivo y beneficios. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 157-173.
45. Hernández Reyes, B., Rodríguez Palacio, M., Lozano Ramírez, C. y Castilla Hernández, P. (2012). Remoción de nutrientes por tres cultivos de microalgas libres e inmovilizados. *Revista Latinoamericana Biotecnología Ambiental Algal*, 80-94.

46. Hernández Sánchez, J. (2004). Evaluación de un sistema de microalgas y bacterias para la eliminación de nutrientes de las aguas residuales domésticas. México: Instituto Politécnico Nacional.
47. Hernández, D., Riaño, B., Coca, M., Solana Ciprés, M., Bertucco, A. y García-González, M. C. (2015). Microalgae cultivation in high rate algal ponds using slaughterhouse wastewater for biofuel applications. *Chemical Engineering Journal*, 449-458.
48. Hong, J. W., Jo, S.-W., Cho, H.-W., Nam, S. W., Shin, W., Park, K. M., . . . Yoon, H.-S. (2015). Phylogeny, morphology, and physiology of micractinium strains isolated from shallow ephemeral freshwater in Antarctica. *Phycological Research*, 212-218.
49. Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente de la Universidad Rafael Landívar de Guatemala. (2012). Perfil Ambiental de Guatemala 2010-2012. Vulnerabilidad local y creciente construcción de riesgo. Guatemala: IARNA-URL.
50. IPCC, 2007; Grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático. (2007). Cambio Climático 2007: Informe de síntesis. Ginebra, Suiza: IPCC.
51. Jaramillo Jumbo, M. D. y Flores Campoverde, E. D. (2012). Fitorremediación mediante el uso de dos especies vegetales *Lemna minor* (Lenteja de agua), y *Eichornia crassipies* (Jacinto de agua) en aguas residuales producto de la actividad minera. Cuenca, Ecuador: Universidad Politécnica Salesiana.
52. Krämer, U. (2005). Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils . *Science direct*, 133-141.

53. Krishna, A. R., Dev, L. y Thankamani, V. (2012). An integrated process for industrial effluent treatment and Biodiesel production using Microalgae. India: Research in Biotechnology.
54. Kuehl, R. (2001). Diseño de Experimentos. Principios estadísticos de diseño y análisis de investigación. Segunda edición. Mexico: Thomson Editores, S.A. de C.V.
55. Lara Borrero, J. (2002). Eliminación de nutrientes mediante procesos de membrana. Madrid, España: Universidad Politécnica de Madrid.
56. Lee Sutherland, D. (2015). Enhancing the performance of wastewater microalgae through chemical and physical modifications in High Rate Algal Ponds. Nueva Zelanda: University of Canterbury.
57. Mahapatra, D. M., Chanakya, H. N. y Ramahandra, T. V. (2013). Treatment efficacy of algae-based sewage treatment plants. India: Springer.
58. Mahapatra, D. M., Chankaya, H. N. y Ramachandra, T. V. (2012). Sustainable algal scum management and wastewater treatment in Bangalore. Lake, 1-12.
59. McAlice, B. (1971). Phytoplankton sampling with the Sedgwick-Rafter cell. Limnology and Oceanography, 19-28.
60. Méndez Suaza, L., Albarracín, I., Cravero, M. y Salomón, R. (2012). Crecimiento de *Scenedesmus Quadricauda* en efluentes cloacales de la ciudad de Trelew, Chubut, Argentina. Colombia: Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca.
61. Metcalf y Eddy, Inc. (1996). Ingeniería de Aguas Residuales, Tratamiento, Vertido y Reutilización (Tercera ed.). Mexico: McGraw Hill Interamericana Editores S.A de C.V.

62. Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de Guatemala. (2001). 1a. Comunicación Nacional sobre Cambio Climático. Guatemala: Ministerio de Ambiente de Guatemala.
63. Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de Guatemala, Unidad de Recursos Hídricos y Cuencas. (2014). Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales 2014. Recuperado el 7 de febrero de 2015, de http://www.marn.gob.gt/sub/portal_recursos_hidricos/docs/presentacion.pdf
64. Monge Nájera, J., Gómez Figueroa, P. y Rivas Rossi, M. (2005). Biología General. San José Costa Rica: Editorial Universitaria Estatal a Distancia.
65. Moreno Marín, A. (2008). Fotobiorreactor cerrado como método de depuración de aguas residuales urbanas. Sevilla: Escuela Universitaria de Ingenieros Técnicos Agrícolas de la Universidad de Sevilla.
66. Moreno, J., Medina, C. y Albarracín, V. (2012). Aspectos ecológicos y metodológicos del muestreo, identificación y cuantificación de cianobacterias y microalgas eucariotas. *Reduca*, 110-125.
67. Moreno, M., Naranjo, B. y Koch, A. (2010). Evaluación de dos métodos para la reducción de nitrógeno, fósforo y DQO de aguas residuales, mediante un cultivo axénico de cianobacterias y un consorcio microbiano, inmovilizados y en suspensión. *Revista CIENCIA*, 13(1), 55-61.
68. Narasimhan, A. M. (2010). Microalgal bioremediation of nutrients in wastewater and carbon dioxide in flue gas. Missouri, Estados Unidos: Missouri of Science in Environmental Engineering.

69. Núñez López, R. A., Meas Vong, Y., Ortega Borges, R. y Olguín, E. (2004). Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Ciencia*, 69-82.
70. Ortiz Alvarez, P. G. y Palma Fiallos, M. F. (2007). Análisis comparativo de los reactores anaeróbicos de flujo ascendente de la planta piloto "Ing. Arturo Pazos". Guatemala: ERIS/USAC.
71. Oswald, W. (1966). Eutrophication trends in the United States - a problem? *Journal Water pollution control federation Washington*, 964-975.
72. Oswald, W. y Gotaas, H. (1955). Photosynthesis in sewage treatment. *American Society of civil engineers*, 73-105.
73. Park, J., Craggs, R. y Shilton, A. (2011). Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 35-42.
74. Peña Salamanca, E. J., Palacios Peñaranda, M. L. y Ospina-Alvarez, N. (2005). Algas como indicadoras de contaminación. Cali, Colombia: Universidad del Valle.
75. Powell, N., Shilton, A., Pratt, S. y Chisti, Y. (2008). Factors influencing luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilization ponds. *Environmental Science and Technology*, 5958-5962.
76. Ramírez Sánchez, Ó. L. (2012). Investigación de la eficiencia de las etapas en serie del filtro percolador de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad de San Carlos. Guatemala: ERIS/USAC.
77. Roldán Pérez, G. y Ramírez Restrepo, J. J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Antioquia, Colombia: Universidad de Antioquia.

78. Romero Rojas, J. A. (2016). Tratamiento de Aguas Residuales, Teoría y principios de diseño. Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
79. Ruiz Marin, A., Mendoza Espinosa, L. y Stephenson, T. (2009). Growth and nutrient removal in free and immobilized green algae in batch and semi-continuous cultures treating real wastewater. *Bioresource Technology*, 58-64.
80. Ruiz Martínez, A. (Abril de 2011). Puesta en marcha de un cultivo de microalgas para la eliminación de nutrientes de un agua residual urbana previamente tratada anaeróbicamente. Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia.
81. Salazar González, M. (2009). Sistemas integrales de tratamiento de aguas residuales, mediante el uso combinado de digestión anaerobia y microalgas. *Contactos* 73, 16-22.
82. Sengar, R., Singh, K. y Singh, S. (2011). Application of phycorremediation technology in the treatment of sewage water reduce pollution load. *Indian J.Sci.*, 33-39.
83. Smith, R. (2012). Feasibility study for co-production of algal biofuels and tertiary wastewater treatment using mixotrophic freshwater algae. Inglaterra: The University of Sheffield.
84. Spilling, K. (2013). Algal cultivation integrated into municipal waste water treatment. *VTT Technology*, 34-40.
85. Sriram, S. y Seenivasan, R. (2012). Microalgae cultivation in wastewater for nutrient removal. *Journal of algal biomass utilization*, 9-13.
86. Su, Y. (7 de 12 de 2012). Settleable algal-bacterial culture for municipal wastewater treatment. Alemania: Universität Lüneburg.

87. The International Environment Technology Centre (IETC) and the International Lake Environment Committee Foundation (ILEC). (2001). Lakes and Reservoirs. Water Quality: The Impact of Eutrophication. Japan: UNEP-IETC/ILEC.
88. UNESCO. (2014). Agua y energía. Resumen Ejecutivo. Italia: UNESCO.
89. UNICEF. (2014). Agua, saneamiento e higiene. Recuperado el 15 de Octubre de 2014, de http://www.unicef.org/spanish/wash/index_wes_related.html
90. UN-Water. (2010). Agua limpia para un mundo sano. Estados Unidos: FAO.
91. Villaseñor Camacho, J. (1998). Eliminación biológica de fósforo en aguas residuales urbanas. La Mancha: Ediciones de la Universidad de Castilla.
92. Wang, L., Min, M., Li, Y., Chen, P., Chen, Y., Liu, Y., . . . Ruan, R. (2009). Cultivation of green algae chlorella sp. in different wastewater from municipal wastewater treatment plant. Springer Science+Business Media, 1-13.
93. Whangchenchom, W., Chiemchaisri, W., Tapaneeyaworawong, P. y Powtongsook, S. (2014). Wastewater from instant noodle factory as the whole nutrients source for the microalga scenedesmus sp. cultivation. Environmental Engineering Research, 283-287.
94. Wong, Y.-S. y Tam, N. (1998). Wastewater Treatment with algae. Berlin

APÉNDICES

Apéndice 1. Características de agua residual PTAR ERIS

ID	FECHA	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	Solidos Suspendidos SS (mg/l)	Fuente
1	21/03/2007	210	543	248	Ortiz y Palma, 2007
2	16/04/2007	194	408	204	Ortiz y Palma, 2007
3	18/04/2007	100	537	196	Ortiz y Palma, 2007
4	19/04/2007	430	703	368	Ortiz y Palma, 2007
5	23/04/2007	440	534	232	Ortiz y Palma, 2007
6	24/04/2007	450	487	236	Ortiz y Palma, 2007
7	25/04/2007	300	440	364	Ortiz y Palma, 2007
8	26/07/2007	300	566	196	Ortiz y Palma, 2007
9	21/03/2007	350	497	268	Ortiz y Palma, 2007
10	16/04/2007	382	484	364	Ortiz y Palma, 2007
11	18/04/2007	400	521	268	Ortiz y Palma, 2007
12	19/04/2007	400	473	232	Ortiz y Palma, 2007
13	23/04/2007	344	532	332	Ortiz y Palma, 2007
14	24/04/2007	389	422	200	Ortiz y Palma, 2007
15	25/04/2007	300	480	124	Ortiz y Palma, 2007
16	26/07/2007	300	454	264	Ortiz y Palma, 2007
17	22/03/2006	180	318	378	Grajeda, citado por Calderón 2014
19	19/04/2006	200	432	520	Grajeda, citado por Calderón 2014
20	02/05/2006	260	460	210	Grajeda, citado por Calderón 2014

Continúa apéndice 1.

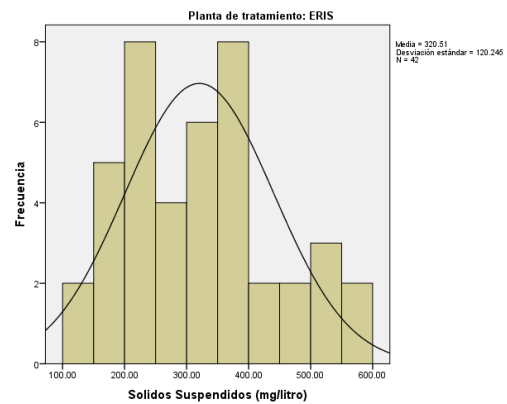
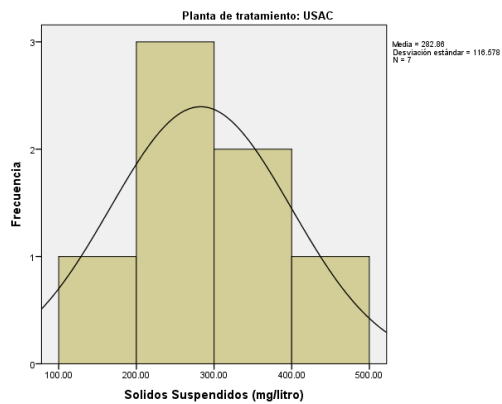
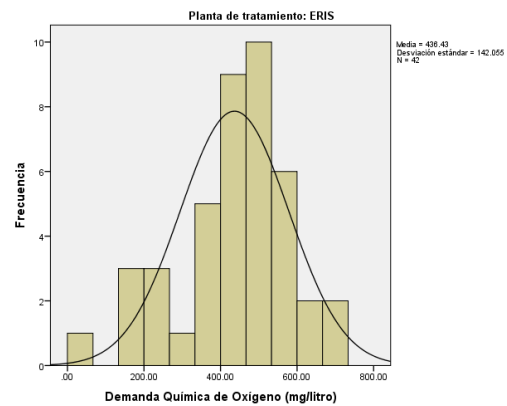
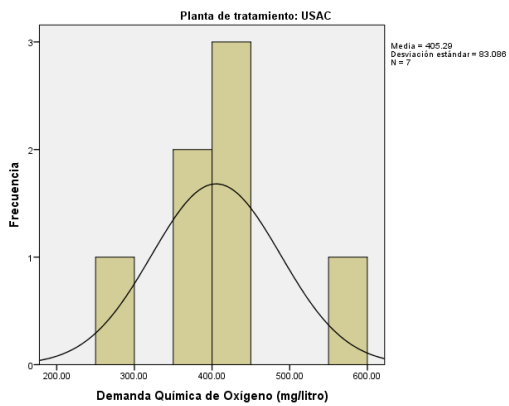
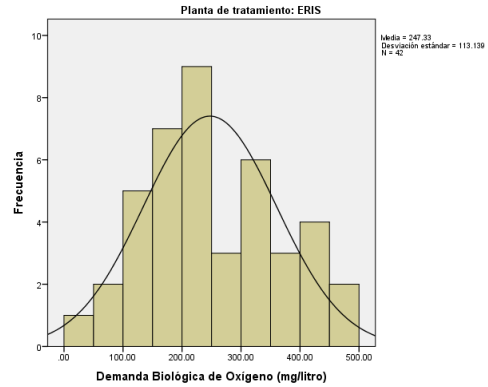
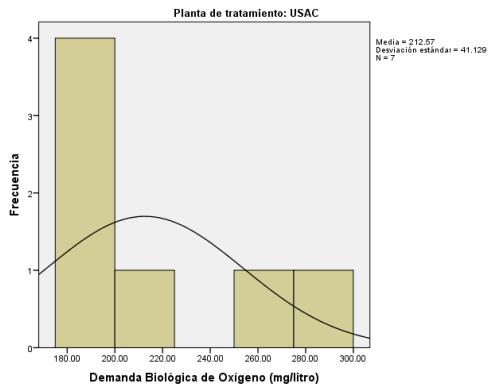
ID	FECHA	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	Sólidos Suspendidos SS (mg/l)	Fuente
21	11/05/2006	480	688	580	Grajeda, citado por Calderón 2014
24	16/11/2006	181	386	349	Grajeda, citado por Calderón 2014
25	08/02/2007	316	436	327	Grajeda, citado por Calderón 2014
26	22/03/2006	170	242	268	Calderón, 2014
27	05/04/2006	180	240	412	Calderón, 2014
28	19/04/2006	100	258	306	Calderón, 2014
30	11/05/2006	100	174	396	Calderón, 2014
32	24/05/2006	90	158	306	Calderón, 2014
33	16/11/2006	21	60	246	Calderón, 2014
34	08/02/2007	69	190	165	Calderón, 2014
35	07/09/2011	272.67	550	432	Calderón, 2014
36	08/09/2011	234.67	418	366	Calderón, 2014
37	09/09/2011	231.33	522	450	Calderón, 2014
38	21/09/2011	194	368	456	Calderón, 2014
39	22/09/2011	211.33	360	338.57	Calderón, 2014
40	23/09/2011	264.67	620	576	Calderón, 2014
41	28/09/2011	160	379	354	Calderón, 2014
42	29/09/2011	142.67	351	390	Calderón, 2014
43	14/03/2012	133.33	620	506.25	Calderón, 2014
44	15/03/2012	208	520	546	Calderón, 2014
46	18/04/2012	218	470	167.22	Calderón, 2014
47	19/04/2012	245	593	148.4	Calderón, 2014
48	20/04/2012	236	436	172.11	Calderón, 2014

Apéndice 2. Características de agua residual PTAR USAC

ID	FECHA	CAUDAL (L/S)	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	Solidos Suspendidos SS (mg/l)	pH	Temperatura
1	04/11/2011	4.7	285	421	390	7.36	21.6
2	03/02/2012	4.34	196	356	110	8.6	22.14
3	09/03/2012	5.96	204	444	320	8.86	23.28
4	13/03/2012	7.94	177	361	220	8.8	22.84
5	16/03/2012	8.13	254	558	450	8.96	22.9
6	22/03/2012	5.88	195	401	290	8.62	23.42
7	20/04/2012	7.8	177	296	200	8.3	23.98

Tesis ERIS-Ing. Ramírez Sánchez 2012

Apéndice 3. Análisis estadístico datos de calidad de agua PTAR's ERIS y USAC



Continúa apéndice 3.

Pruebas de normalidad

Planta de tratamiento		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
USAC	Demanda Biológica de Oxígeno (mg/litro)	.297	7	.062	.832	7	.084
	Demanda Química de Oxígeno (mg/litro)	.178	7	.200*	.950	7	.732
	Solidos Suspendidos (mg/litro)	.134	7	.200*	.986	7	.983
ERIS	Demanda Biológica de Oxígeno (mg/litro)	.087	42	.200*	.977	42	.533
	Demanda Química de Oxígeno (mg/litro)	.115	42	.186	.962	42	.170
	Solidos Suspendidos (mg/litro)	.121	42	.128	.959	42	.138

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

Prueba de muestra única

Planta de tratamiento		Valor de prueba = 220					
		t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	95% de intervalo de confianza de la diferencia	
						Inferior	Superior
USAC	Demanda Biológica de Oxígeno (mg/litro)	-4.478	6	.650	-7.42857	-45.4668	30.6097
ERIS	Demanda Biológica de Oxígeno (mg/litro)	1.565	41	.125	27.32548	-7.9312	62.5822

Prueba de muestra única

Planta de tratamiento		Valor de prueba = 500					
		t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	95% de intervalo de confianza de la diferencia	
						Inferior	Superior
USAC	Demanda Química de Oxígeno (mg/litro)	-3.016	6	.024	-94.71429	-171.5558	-17.8728
ERIS	Demanda Química de Oxígeno (mg/litro)	-2.900	41	.006	-63.57143	-107.8389	-19.3039

Continúa apéndice 3.

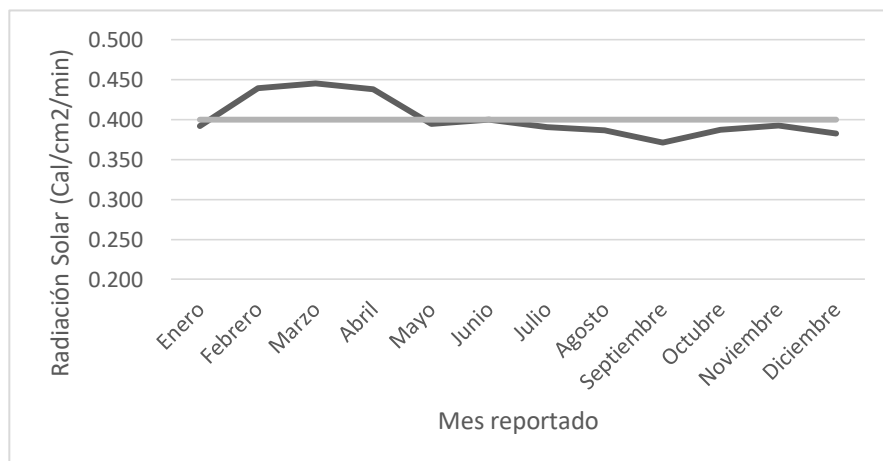
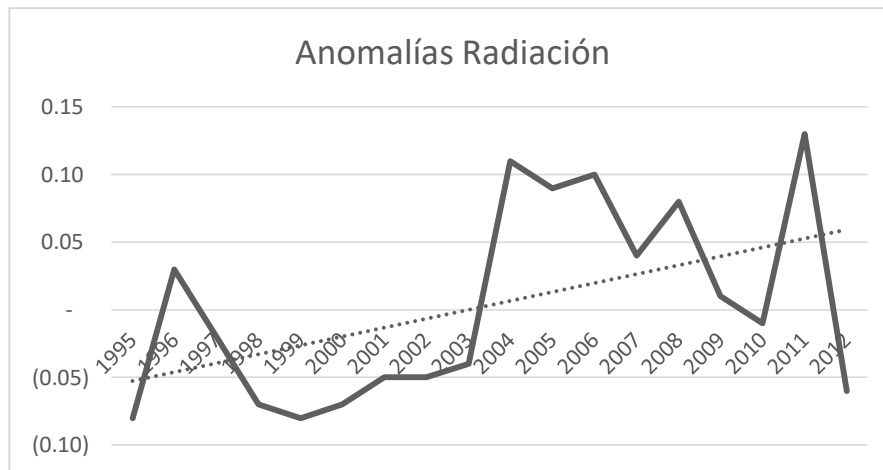
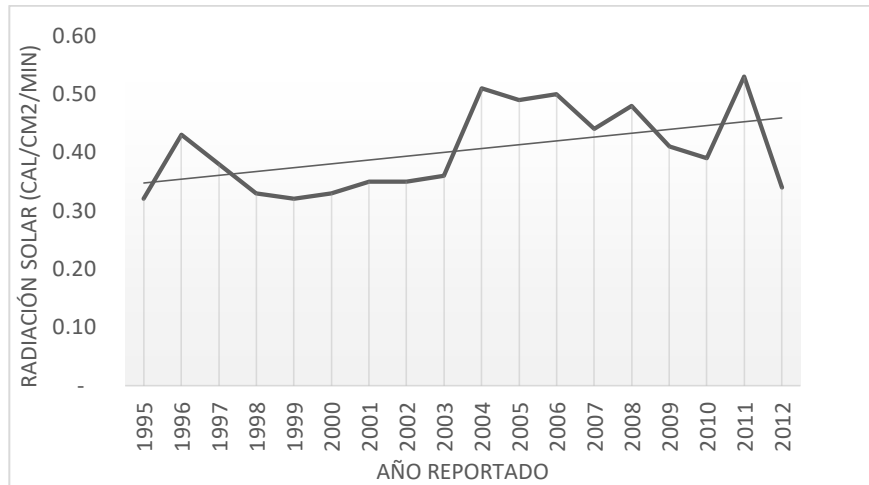
Prueba de muestra única

		Valor de prueba = 220					
Planta de tratamiento		t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	95% de intervalo de confianza de la diferencia	
						Inferior	Superior
USAC	Solidos Suspendidos (mg/litro)	1.427	6	.204	62.85714	-44.9597	170.6740
ERIS	Solidos Suspendidos (mg/litro)	5.417	41	.000	100.51310	63.0421	137.9841

Apéndice 4. **Datos utilizados de la estación INSIVUMEH**

AÑO	Radiación promedio (cal/cm2/min)	Anomalías Radiación
1995	0.32	- 0.08
1996	0.43	0.03
1997	0.38	- 0.02
1998	0.33	- 0.07
1999	0.32	- 0.08
2000	0.33	- 0.07
2001	0.35	- 0.05
2002	0.35	- 0.05
2003	0.36	- 0.04
2004	0.51	0.11
2005	0.49	0.09
2006	0.50	0.10
2007	0.44	0.04
2008	0.48	0.08
2009	0.41	0.01
2010	0.39	- 0.01
2011	0.53	0.13
2012	0.34	- 0.06
promedio	0.40	

Apéndice 5. **Análisis estadístico de los datos de la estación INSIVUMEH**



Continúa apéndice 5.

Pruebas de normalidad

	Mes reportado	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Radiación en cal/cm2/seg	Enero	.126	17	.200 [*]	.954	17	.521
	Febrero	.175	18	.148	.951	18	.445
	Marzo	.135	18	.200 [*]	.951	18	.448
	Abril	.180	18	.130	.911	18	.090
	Mayo	.212	18	.032	.836	18	.005
	Junio	.195	18	.070	.924	18	.154
	Julio	.130	16	.200 [*]	.948	16	.460
	Agosto	.191	17	.099	.909	17	.095
	Septiembre	.168	17	.200 [*]	.953	17	.503
	Octubre	.133	17	.200 [*]	.918	17	.138
	Noviembre	.140	17	.200 [*]	.912	17	.109
	Diciembre	.200	17	.070	.890	17	.047

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Radiación en cal/cm2/seg	.116	208	.000	.965	208	.000

a. Corrección de significación de Lilliefors

Apéndice 6. **Datos de color verdadero para determinar tiempo de retención celular, día 1 a 7**

MUESTRA	PTAR	INICIAL	DIA 1	DIA 2	DIA 3	DIA 4	DIA 5	DIA 6	DIA 7
1	USAC	19	5	9	15	21	27	34	41
2	USAC	21	4	8	16	20	30	39	40
3	USAC	20	5	9	12	18	24	32	39
4	USAC	19	5	8	13	20	25	33	41
5	USAC	21	5	9	14	19	29	36	40
6	USAC	19	3	8	14	20	26	34	39
7	USAC	21	6	11	15	19	30	39	41
8	USAC	20	4	9	14	21	25	33	40
9	USAC	18	4	8	12	20	23	32	39
10	USAC	19	4	8	11	18	18	29	38
11	USAC	18	4	9	13	20	25	34	38
12	USAC	23	6	10	18	21	34	39	43
13	USAC	18	2	7	12	21	23	33	40
14	USAC	21	5	8	15	22	28	36	40
15	USAC	18	4	7	13	19	25	33	40
16	ERIS	26	7	15	27	37	44	73	99
17	ERIS	36	18	24	32	38	47	76	102
18	ERIS	17	9	15	25	31	29	65	89
19	ERIS	36	18	22	29	36	63	85	111
20	ERIS	29	14	18	27	39	52	82	107
21	ERIS	36	21	24	29	40	63	83	110
22	ERIS	22	11	16	21	36	39	74	98
23	ERIS	38	16	22	29	37	67	89	114
24	ERIS	39	21	20	27	40	68	87	112
25	ERIS	41	19	25	32	38	74	93	117
26	ERIS	39	21	27	30	41	68	90	114
27	ERIS	36	18	24	27	40	63	91	112
28	ERIS	43	21	25	30	38	76	94	107
29	ERIS	38	18	24	29	39	65	85	111
30	ERIS	32	14	18	25	36	58	81	110

Apéndice 7. Datos de color verdadero para determinar tiempo de retención celular, día 8 a 14

MUESTRA	PTAR	DIA 8	DIA 9	DIA 10	DIA 11	DIA 12	DIA 13	DIA 14
1	USAC	39	39	40	37	38	38	39
2	USAC	38	38	40	38	38	43	45
3	USAC	38	38	38	37	37	38	36
4	USAC	37	37	38	37	37	37	37
5	USAC	40	41	41	36	35	38	37
6	USAC	41	39	39	38	38	40	40
7	USAC	43	43	42	40	40	40	42
8	USAC	41	41	41	39	39	39	38
9	USAC	40	40	40	38	38	36	35
10	USAC	37	38	38	37	37	38	36
11	USAC	40	40	39	37	36	35	34
12	USAC	44	42	42	40	40	43	40
13	USAC	39	40	41	39	40	35	34
14	USAC	41	39	40	39	43	42	41
15	USAC	40	37	37	39	40	36	35
16	ERIS	92	92	93	91	89	99	103
17	ERIS	98	98	103	100	96	101	102
18	ERIS	90	96	102	100	98	104	102
19	ERIS	106	105	108	102	95	98	98
20	ERIS	106	103	106	104	99	99	101
21	ERIS	110	106	107	107	105	101	103
22	ERIS	100	100	108	106	105	101	100
23	ERIS	110	106	108	102	102	105	104
24	ERIS	108	106	110	103	99	101	103
25	ERIS	113	107	106	104	100	105	103
26	ERIS	112	108	112	107	107	108	108
27	ERIS	107	103	104	103	103	102	100
28	ERIS	102	101	103	100	105	107	104
29	ERIS	106	103	108	102	99	98	100
30	ERIS	105	100	102	98	98	99	101

Apéndice 8. **Análisis estadístico de datos de color para determinar tiempos de retención celular**

Pruebas de normalidad

	Tiempo de Retención (Días)	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Color verdadero (UC)	DIA 0	.241	30	.000	.830	30	.000
	DIA 1	.238	30	.000	.830	30	.000
	DIA 2	.231	30	.000	.842	30	.000
	DIA 3	.214	30	.001	.849	30	.001
	DIA 4	.270	30	.000	.779	30	.000
	DIA 5	.240	30	.000	.854	30	.001
	DIA 6	.281	30	.000	.794	30	.000
	DIA 7	.312	30	.000	.726	30	.000
	DIA 8	.302	30	.000	.737	30	.000
	DIA 9	.307	30	.000	.714	30	.000
	DIA 10	.319	30	.000	.708	30	.000
	DIA 11	.321	30	.000	.699	30	.000
	DIA 12	.297	30	.000	.723	30	.000
	DIA 13	.305	30	.000	.716	30	.000
	DIA 14	.303	30	.000	.709	30	.000

a. Corrección de significación de Lilliefors

Apéndice 9. **Análisis de datos de color para planta de tratamiento USAC**

Pruebas de normalidad^a

	Tiempo de Retención (Días)	Kolmogorov-Smirnov ^b			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Color verdadero (UC)	DIA 0	.205	15	.089	.890	15	.067
	DIA 1	.219	15	.051	.905	15	.112
	DIA 2	.226	15	.038	.897	15	.086
	DIA 3	.136	15	.200*	.951	15	.535
	DIA 4	.190	15	.153	.931	15	.278
	DIA 5	.151	15	.200*	.962	15	.734
	DIA 6	.222	15	.046	.904	15	.110
	DIA 7	.213	15	.067	.913	15	.153
	DIA 8	.152	15	.200*	.946	15	.460
	DIA 9	.137	15	.200*	.954	15	.581
	DIA 10	.169	15	.200*	.941	15	.401
	DIA 11	.208	15	.079	.914	15	.155
	DIA 12	.180	15	.200*	.945	15	.450
	DIA 13	.180	15	.200*	.925	15	.228
	DIA 14	.148	15	.200*	.941	15	.390

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Planta de Tratamiento = USAC

b. Corrección de significación de Lilliefors

Apéndice 10. **Análisis de datos de color para planta de tratamiento ERIS**

Pruebas de normalidad^a

	Tiempo de Retención (Días)	Kolmogorov-Smirnov ^b		Shapiro-Wilk			
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Color verdadero (UC)	DIA 0	.281	15	.002	.882	15	.051
	DIA 1	.238	15	.022	.878	15	.045
	DIA 2	.221	15	.047	.901	15	.099
	DIA 3	.178	15	.200*	.927	15	.249
	DIA 4	.174	15	.200*	.885	15	.056
	DIA 5	.234	15	.027	.921	15	.203
	DIA 6	.128	15	.200*	.947	15	.474
	DIA 7	.229	15	.033	.885	15	.056
	DIA 8	.206	15	.088	.911	15	.139
	DIA 9	.165	15	.200*	.930	15	.273
	DIA 10	.163	15	.200*	.890	15	.068
	DIA 11	.181	15	.197	.888	15	.064
	DIA 12	.135	15	.200*	.945	15	.456
	DIA 13	.206	15	.087	.910	15	.134
	DIA 14	.157	15	.200*	.935	15	.320

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Planta de Tratamiento = ERIS

b. Corrección de significación de Lilliefors

Apéndice 11. Prueba de muestras emparejadas datos de color para planta de tratamiento USAC

PTAR USAC. Prueba de muestras emparejadas^a

	Diferencias emparejadas					t	gl	Sig. (bilateral)
	Media	Desviación estándar	Media de error estándar	95% de intervalo de confianza de la diferencia				
				Inferior	Superior			
Par Color inicial 1 (UC) - Cf Día 1	15.26667	1.09978	.28396	14.65763	15.87571	53.763	14	.000
Par Cf Día 1 - Cf Día 2 2	-4.13333	.74322	.19190	-4.54492	-3.72175	-21.539	14	.000
Par Cf Día 2 - Cf Día 3 3	-5.26667	1.57963	.40786	-6.14144	-4.39190	-12.913	14	.000
Par Cf Día 3 - Cf Día 4 4	-6.13333	1.59762	.41250	-7.01806	-5.24860	-14.869	14	.000
Par Cf Día 4 - Cf Día 5 5	-6.20000	3.50917	.90606	-8.14331	-4.25669	-6.843	14	.000
Par Cf Día 5 - Cf Día 6 6	-8.26667	1.38701	.35813	-9.03477	-7.49856	-23.083	14	.000
Par Cf Día 6 - Cf Día 7 7	-5.53333	2.29492	.59255	-6.80422	-4.26245	-9.338	14	.000
Par Cf Día 7 - Cf Día 8 8	.06667	1.75119	.45216	-.90311	1.03644	.147	14	.885
Par Cf Día 8 - Cf Día 9 9	.40000	1.24212	.32071	-.28786	1.08786	1.247	14	.233
Par Cf Día 9 - Cf Día 10 10	-.26667	.79881	.20625	-.70903	.17570	-1.293	14	.217
Par Cf Día 10 - Cf 11 Día 11	1.66667	1.44749	.37374	.86507	2.46826	4.459	14	.001
Par Cf Día 11 - Cf 12 Día 12	-.33333	1.17514	.30342	-.98410	.31744	-1.099	14	.290
Par Cf Día 12 - Cf 13 Día 13	-.13333	2.61498	.67518	-1.58146	1.31479	-.197	14	.846
Par Cf Día 13 - Cf 14 Día 14	.60000	1.40408	.36253	-.17755	1.37755	1.655	14	.120

Apéndice 12. **Prueba de muestras emparejadas datos de color para planta de tratamiento ERIS**

PTAR ERIS. Prueba de muestras emparejadas^a

	Diferencias emparejadas					t	gl	Sig. (bilateral)
	Media	Desviación estándar	Media de error estándar	95% de intervalo de confianza de la diferencia				
				Inferior	Superior			
Par Color inicial 1 (UC) - Cf Día 1	17.46667	3.92550	1.01356	15.29280	19.64053	17.233	14	.000
Par Cf Día 1 - Cf Día 2 2	-4.86667	2.06559	.53333	-6.01055	-3.72278	-9.125	14	.000
Par Cf Día 2 - Cf Día 3 3	-6.66667	2.46885	.63746	-8.03387	-5.29946	10.458	14	.000
Par Cf Día 3 - Cf Día 4 4	-9.80000	2.85857	.73808	-11.38302	-8.21698	13.278	14	.000
Par Cf Día 4 - Cf Día 5 5	20.66667	11.96821	3.09018	27.29444	14.03889	-6.688	14	.000
Par Cf Día 5 - Cf Día 6 6	24.80000	5.90641	1.52503	28.07086	21.52914	16.262	14	.000
Par Cf Día 6 - Cf Día 7 7	24.33333	3.59894	.92924	26.32636	22.34031	26.186	14	.000
Par Cf Día 7 - Cf Día 8 8	3.20000	2.59670	.67047	1.76199	4.63801	4.773	14	.000
Par Cf Día 8 - Cf Día 9 9	2.06667	2.93906	.75886	.43907	3.69427	2.723	14	.016
Par Cf Día 9 - Cf Día 10 10	-3.06667	2.31352	.59735	-4.34785	-1.78548	-5.134	14	.000
Par Cf Día 10 - Cf 11 Día 11	3.40000	2.13140	.55032	2.21967	4.58033	6.178	14	.000
Par Cf Día 11 - Cf 12 Día 12	1.93333	2.84019	.73333	.36049	3.50618	2.636	14	.020
Par Cf Día 12 - Cf 13 Día 13	-1.86667	3.73911	.96543	-3.93732	.20398	-1.933	14	.074
Par Cf Día 13 - Cf 14 Día 14	-.26667	2.05171	.52975	-1.40287	.86953	-.503	14	.623

Apéndice 13. **Datos de conteo de colonias utilizados en el estudio**

ID	PTAR	Chlorella sp	Scenedesmus sp	Otros	Total colonias
1.00	USAC	125,000.00	1,200.00	63,200.00	189,400.00
2.00	USAC	128,000.00	4,200.00	55,750.00	187,950.00
3.00	USAC	141,745.00	7,300.00	71,580.00	220,625.00
4.00	USAC	120,004.00	4,200.00	29,800.00	154,004.00
5.00	USAC	116,666.00	-	17,800.00	134,466.00
6.00	USAC	114,999.00	-	49,300.00	164,299.00
7.00	USAC	120,571.00	-	68,400.00	188,971.00
8.00	USAC	110,382.00	-	69,200.00	179,582.00
9.00	USAC	-	13,000.00	127,900.00	140,900.00
10.00	USAC	133,300.00	13,000.00	94,600.00	240,900.00
11.00	USAC	139,058.00	-	46,975.00	186,033.00
12.00	USAC	143,745.00	-	49,258.00	193,003.00
13.00	USAC	139,571.00	-	47,428.00	186,999.00
14.00	USAC	136,285.00	-	58,371.00	194,656.00
15.00	USAC	128,571.00	-	45,857.00	174,428.00
16.00	ERIS	83,000.00	10,000.00	6,500.00	99,500.00
17.00	ERIS	1,500.00	-	127,500.00	129,000.00
18.00	ERIS	-	41,500.00	64,500.00	106,000.00
19.00	ERIS	30,000.00	140,000.00	207,500.00	377,500.00
20.00	ERIS	21,500.00	16,500.00	8,000.00	46,000.00
21.00	ERIS	-	20,000.00	339,990.00	359,990.00
22.00	ERIS	-	176,660.00	496,650.00	673,310.00
23.00	ERIS	-	113,330.00	379,980.00	493,310.00

Continúa apéndice 13.

ID	PTAR	Chlorella sp	Scenedesmus sp	Otros	Total colonias
24.00	ERIS	-	360,000.00	480,000.00	840,000.00
25.00	ERIS	5,000.00	76,660.00	81,660.00	163,320.00
26.00	ERIS	29,500.00	137,680.00	206,500.00	373,680.00
27.66	ERIS	37,500.00	152,000.00	266,700.00	456,200.00
28.00	ERIS	29,000.00	125,000.00	201,500.00	355,500.00
29.00	ERIS	31,000.00	135,000.00	237,500.00	403,500.00
30.00	ERIS	26,700.00	76,500.00	168,000.00	271,200.00

Apéndice 14. Análisis estadístico en datos de conteo de colonias utilizados en el estudio

Pruebas de normalidad

	Colonia Identificada	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Celulas/ml.	Chlorella	.223	30	.001	.810	30	.000
	Scenedesmus	.294	30	.000	.700	30	.000
	Otros.	.231	30	.000	.808	30	.000

a. Corrección de significación de Lilliefors

Pruebas de normalidad^a

	Colonia Identificada	Kolmogorov-Smirnov ^b			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Celulas/ml.	Chlorella	.326	15	.000	.570	15	.000
	Scenedesmus	.330	15	.000	.668	15	.000
	Otros.	.191	15	.144	.907	15	.121

a. Planta de Tratamiento = USAC

b. Corrección de significación de Lilliefors

Pruebas de normalidad^a

	Colonia Identificada	Kolmogorov-Smirnov ^b			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Celulas/ml.	Chlorella	.206	15	.085	.791	15	.003
	Scenedesmus	.172	15	.200*	.861	15	.025
	Otros.	.128	15	.200*	.947	15	.474

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Planta de Tratamiento = ERIS

b. Corrección de significación de Lilliefors

**Apéndice 15. Datos de nutrientes en planta de tratamiento de la USAC,
para análisis de eficiencia del proceso**

	Nitrogeno Nitrito NO₂- -N		Nitrogeno Nitrato NO₃--N		Nitrógeno Amoniacal NH₃--N		Fosfato PO₄3-	
	mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
Mues.	INICIAL	FINAL	INICIAL	FINAL	INICIAL	FINAL	INICIAL	FINAL
1.00	0.06	0.23	18.26	7.32	13.15	10.42	22.20	14.50
2.00	0.03	0.20	12.98	6.52	11.22	12.35	23.50	15.80
3.00	0.08	0.22	16.94	8.12	10.51	10.76	21.10	21.70
4.00	0.09	0.25	20.68	7.41	11.26	11.41	22.20	16.50
5.00	0.08	0.24	17.38	7.35	8.08	9.67	23.70	16.60
6.00	0.04	0.21	21.25	7.62	9.66	10.36	24.60	16.40
7.00	0.05	0.23	14.30	6.75	7.62	8.55	25.30	18.20
8.00	0.05	0.22	18.70	7.72	8.64	9.84	24.70	18.30
9.00	0.05	0.22	14.96	6.38	4.53	4.23	25.80	18.40
10.00	0.05	0.23	14.74	6.36	5.34	5.18	20.20	15.20
11.00	0.06	0.24	11.25	6.16	8.92	8.29	23.10	16.20
12.00	0.06	0.25	12.35	6.48	9.38	10.34	24.90	18.60
13.00	0.05	0.23	15.25	7.36	10.21	11.26	23.60	17.10
14.00	0.08	0.25	10.65	6.13	8.41	8.04	22.60	17.70
15.00	0.09	0.25	12.25	6.33	7.35	7.91	24.50	17.90

**Apéndice 16. Datos de nutrientes en planta de tratamiento de ERIS,
para análisis de eficiencia del proceso**

	Nitrogeno Nitrito NO₂- -N		Nitrogeno Nitrato NO₃--N		Nitrógeno Amoniacal NH₃--N		Fosfato PO₄3-	
	mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
Mues.	INICIAL	FINAL	INICIAL	FINAL	INICIAL	FINAL	INICIAL	FINAL
1.00	0.01	0.18	23.65	14.86	3.88	6.65	20.10	14.60
2.00	0.02	0.22	27.35	18.32	3.07	5.17	19.20	14.20
3.00	0.05	0.23	22.02	13.62	3.89	6.53	20.70	14.40
4.00	0.03	0.22	29.75	22.95	5.05	8.60	18.60	12.30
5.00	0.04	0.15	10.85	13.35	4.21	4.85	16.10	16.80
6.00	0.05	0.21	16.52	17.85	4.31	4.15	18.20	18.30
7.00	0.03	0.19	22.52	25.13	4.70	4.80	16.10	16.50
8.00	0.02	0.23	17.31	9.83	4.16	7.03	19.20	13.20
9.00	0.01	0.19	25.66	15.35	3.66	6.43	21.20	13.80
10.00	0.04	0.21	16.85	9.72	4.37	7.32	23.50	13.90
11.00	0.03	0.22	24.32	12.84	4.41	7.61	21.60	12.80
12.00	0.05	0.25	22.32	13.43	4.29	7.69	22.50	12.10
13.00	0.04	0.23	21.55	10.75	4.16	6.94	22.60	13.80
14.00	0.03	0.22	26.78	14.49	4.09	6.83	20.90	14.40
15.00	0.04	0.22	27.69	16.96	4.03	6.85	19.90	15.70

Apéndice 17. Análisis estadístico en datos de nutrientes

Pruebas de normalidad

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Nitritos inicial (mg/l)	.178	30	.016	.943	30	.109
Nitritos final (mg/l)	.210	30	.002	.894	30	.006
Nitrato inicial (mg/l)	.109	30	.200*	.959	30	.299
Nitrato final (mg/l)	.215	30	.001	.851	30	.001
Nitrógeno amoniacal inicial (mg/l)	.237	30	.000	.860	30	.001
Nitrógeno amoniacal final (mg/l)	.095	30	.200*	.964	30	.394
Fosfato inicial (mg/l)	.103	30	.200*	.962	30	.338
Fosfato final (mg/l)	.115	30	.200*	.966	30	.445

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

Estadísticos descriptivos^a

	N	Mínimo	Máximo	Media		Desviación estándar
	Estadístico	Estadístico	Estadístico	Estadístico	Error estándar	Estadístico
Nitritos inicial (mg/l)	15	.099	.297	.20240	.015733	.060934
Nitritos final (mg/l)	15	.660	.825	.76340	.013226	.051225
Nitrato inicial (mg/l)	15	46.860	93.500	68.03573	3.769546	14.599387
Nitrato final (mg/l)	15	26.972	35.728	30.50960	.736459	2.852292
Nitrógeno amoniacal inicial (mg/l)	15	4.530	13.150	8.95200	.580976	2.250112
Nitrógeno amoniacal final (mg/l)	15	4.230	12.350	9.24067	.582869	2.257443
Fosfato inicial (mg/l)	15	20.200	25.800	23.46667	.409258	1.585049
Fosfato final (mg/l)	15	14.500	21.700	17.27333	.448645	1.737595
N válido (por lista)	15					

a. Planta de Tratamiento = USAC

Continúa apéndice 17.

Estadísticos descriptivos^a

	N	Mínimo	Máximo	Media		Desviación estándar
	Estadístico	Estadístico	Estadístico	Estadístico	Error estándar	Estadístico
Nitritos inicial (mg/l)	15	.033	.165	.10780	.011371	.044039
Nitritos final (mg/l)	15	.495	.825	.69740	.021085	.081663
Nitrato inicial (mg/l)	15	47.740	130.900	98.30773	5.817452	22.530894
Nitrato final (mg/l)	15	42.768	110.572	67.30533	5.010475	19.405487
Nitrógeno amoniacal inicial (mg/l)	15	3.070	5.050	4.15200	.116342	.450590
Nitrógeno amoniacal final (mg/l)	15	4.150	8.600	6.49667	.318990	1.235445
Fosfato inicial (mg/l)	15	16.100	23.500	20.02667	.566818	2.195276
Fosfato final (mg/l)	15	12.100	18.300	14.45333	.446027	1.727453
N válido (por lista)	15					

a. Planta de Tratamiento = ERIS

ANEXOS

Anexo 1. Datos obtenidos para el diseño de experimentos, repetición No. 1

Nitrógeno Am.	Fosfato	Nitrato	Nitrito	Nitrógeno Am.	Fosfato	Nitrato	Nitrito
Inicial	Inicial	Inicial	Inicial	Final	Final	Final	Final
0.78	19.00	76.00	1.55	0.74	7.08	36.19	0.05
13.57	19.00	76.00	1.55	6.93	7.08	99.52	0.16
0.78	204.00	76.00	1.55	1.81	87.04	45.24	0.96
13.57	204.00	76.00	1.55	28.86	150.35	57.30	0.58
0.78	19.00	116.00	1.55	0.74	9.26	88.78	1.07
13.57	19.00	116.00	1.55	6.93	7.08	65.10	0.11
0.78	204.00	116.00	1.55	1.59	158.26	50.31	1.49
13.57	204.00	116.00	1.55	8.08	164.59	34.03	0.00
0.78	19.00	76.00	0.10	0.30	5.12	57.30	2.14
13.57	19.00	76.00	0.10	9.81	8.17	72.38	0.59
0.78	204.00	76.00	0.10	1.18	133.73	45.24	1.82
13.57	204.00	76.00	0.10	8.66	145.60	63.33	1.36
0.78	19.00	116.00	0.10	0.07	5.44	59.18	2.73
13.57	19.00	116.00	0.10	5.77	41.38	47.35	0.64
0.78	204.00	116.00	0.10	1.40	192.29	32.55	6.27
13.57	204.00	116.00	0.10	6.64	193.87	59.18	0.27

Fuente: Argueta, Blandón y Aguilar (2016).

Anexo 2. Datos obtenidos para el diseño de experimentos, repetición No. 2

Nitrógeno Am.	Fosfato	Nitrato	Nitrito	Nitrógeno Am.	Fosfato	Nitrato	Nitrito
Inicial	Inicial	Inicial	Inicial	Final	Final	Final	Final
0.78	19.00	76.00	1.55	0.74	6.81	18.10	0.80
13.57	19.00	76.00	1.55	9.24	5.99	108.57	0.61
0.78	204.00	76.00	1.55	1.48	124.24	54.29	1.07
13.57	204.00	76.00	1.55	12.41	150.35	51.27	0.80
0.78	19.00	116.00	1.55	0.30	13.61	76.94	1.23
13.57	19.00	116.00	1.55	10.10	14.70	68.06	0.32
0.78	204.00	116.00	1.55	1.33	147.18	38.47	1.04
13.57	204.00	116.00	1.55	7.50	157.47	47.35	0.16
0.78	19.00	76.00	0.10	0.44	2.99	66.35	1.64
13.57	19.00	76.00	0.10	3.46	7.08	57.30	0.41
0.78	204.00	76.00	0.10	1.40	126.61	27.14	1.36
13.57	204.00	76.00	0.10	6.93	150.35	63.33	0.27
0.78	19.00	116.00	0.10	0.18	8.71	35.51	2.27
13.57	19.00	116.00	0.10	6.93	34.84	47.35	0.09
0.78	204.00	116.00	0.10	0.70	192.29	112.45	5.23
13.57	204.00	116.00	0.10	6.64	193.08	71.02	0.73

Fuente: Argueta, Blandón y Aguilar (2016).

**Anexo 3. Datos obtenidos para el diseño de experimentos,
repetición No. 3**

Nitrógeno Am.	Fosfato	Nitrato	Nitrito	Nitrógeno Am.	Fosfato	Nitrato	Nitrito
Inicial	Inicial	Inicial	Inicial	Final	Final	Final	Final
0.78	19.00	76.00	1.55	0.74	6.81	51.27	0.80
13.57	19.00	76.00	1.55	8.66	5.99	96.51	0.85
0.78	204.00	76.00	1.55	1.07	124.24	48.25	1.33
13.57	204.00	76.00	1.55	7.50	150.35	36.19	0.43
0.78	19.00	116.00	1.55	0.74	13.61	71.02	1.60
13.57	19.00	116.00	1.55	10.39	14.70	82.86	0.53
0.78	204.00	116.00	1.55	0.96	147.18	45.87	1.07
13.57	204.00	116.00	1.55	8.08	157.47	59.18	0.32
0.78	19.00	76.00	0.10	0.30	2.99	105.56	1.82
13.57	19.00	76.00	0.10	11.55	7.08	15.08	0.23
0.78	204.00	76.00	0.10	0.81	126.61	36.19	1.73
13.57	204.00	76.00	0.10	8.66	150.35	60.32	0.91
0.78	19.00	116.00	0.10	1.85	8.71	32.55	2.27
13.57	19.00	116.00	0.10	5.77	34.84	44.39	0.73
0.78	204.00	116.00	0.10	0.70	192.29	71.02	5.05
13.57	204.00	116.00	0.10	6.93	193.08	35.51	0.09

Fuente: Argueta, Blandón y Aguilar (2016).