



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO.

FACULTAD DE QUÍMICA.

**“EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS EN
MACROINVERTEBRADOS”.**

**TESIS
PARA OBTENER EL TÍTULO DE
QUÍMICA FARMACÉUTICA BIÓLOGA
PRESENTA:**

ATZIN ITZEL MORA HERNÁNDEZ.



CD. MX.

2016.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

PRESIDENTE: Francisco Rojo Callejas.

VOCAL: Minerva Carrasco Fuentes.

SECRETARIO: María Aurora Armienta Hernández.

PRIMER SUPLENTE: Héctor Ariel Rico Morales.

SEGUNDO SUPLENTE: Alejandra Mendoza Campos.

Sitio donde se desarrolló el tema: Laboratorio de Química Analítica, Instituto de Geofísica.

Asesor del tema: María Aurora Armienta Hernández.

Sustentante: Atzin Itzel Mora Hernández.

Agradecimientos.

Agradezco a mis padres, principalmente a mi mamá por su apoyo incondicional y ser mi ejemplo a seguir. A mis hermanas Erandi, Zentli e Itzayetzi y a mis sobrinas Killari, Hilkia, Kalyani y sobrino Hasen y al que viene en camino.

A mis tíos Rolando y Jesús por su apoyo económico y moral en estos últimos años, así como a la Familia Paz Martínez, en especial a Antonio de Jesús.

A la Dra. Armienta y a mi estimada Eva Serrano por su paciencia, orientación y enseñanza, así como a las Técnicas Académicos Alejandra Aguayo, Olivia Cruz y Nora Ceniceros; y a mis compañeras Esther Ruíz y María de Jesús González.

A mis amigas Paola, Mariana, Nallely, Alejandra, Carlita y Ely por haberlas encontrado en el momentos indicado al igual que a mis roomies Abigail, Made, así como a Clarita, Mari y Sarafí.

A mis amigas que pese a la distancia aún nos frecuentamos Jow, Chantal y Virip; y amigo Chava.

A mis amigos Omar, Vilchis y Poke, por estar en los buenos y malos momentos, gracias.

A mis compañeros del laboratorio Anita, Toño Elías, Dianita, Angeles, Alexia, Miguel; y quienes falten.

A CONACyT por haberme brindado apoyo económico como ayudante de investigación.

Índice general.

Resumen.....	7
Capítulo 1. Introducción.....	12
Justificación.....	14
Hipótesis.....	15
Objetivos.....	16
Capítulo II. Hidrología del río Tula, Hidalgo.....	17
Capítulo III. Marco químico.....	19
3.1 Definición de plaguicida.....	19
3.1.1. Clasificación de plaguicidas.....	19
3.2 Definición y propiedades fisicoquímicas de plaguicidas organoclorados.....	20
3.2.1 Estructura química de plaguicidas organoclorados.....	20
3.2.2 Impacto ambiental y transporte de los plaguicidas organoclorados en el medio ambiente.....	23
3.2.3 Toxicología de plaguicidas organoclorados.....	24
3.2.4 Mecanismo de acción de los plaguicidas organoclorados.....	26
Capítulo IV. Métodos de análisis.....	27
4.1 Extracción en fase sólida (EFS).....	27
4.1.1 Definición de extracción en fase sólida (EFS).....	27
4.1.2 Ventajas del uso de extracción en fase sólida.....	27
4.1.3 Fases sólidas utilizadas en la extracción en fase sólida.....	27
4.1.4 Procedimiento general de la extracción en fase sólida.....	29
4.1.5 Sorbentes empleados en la extracción en fase sólida.....	30
4.2 Cromatografía de gases.....	31
4.2.1 Definición de cromatografía.....	31
4.2.2 Descripción del equipo de cromatografía de gases.....	32
Capítulo V. Marco biológico.....	39
5.1 Evaluación biológica de la calidad del agua.....	39
5.2 Definición de bioindicador.....	39
5.2.1 Ventajas del uso de los bioindicadores.....	40
5.2.2 Macroinvertebrados como bioindicadores.....	40
5.2.3 Macroinvertebrados y su uso como indicadores bióticos.....	41
5.3 México y el uso de indicadores biológicos.....	41
5.4 Métricas que emplean a los macroinvertebrados como bioindicadores.....	42

5.4.1 Medidas de riqueza y enumeración.....	42
5.4.2 Índices de diversidad y similitud.	43
5.4.3 Índices bióticos.....	46
5.4.4 Métricas con base a los grupos alimenticios.....	55
5.4.5 Enfoque multimétrico.	56
Capítulo VI. Metodología.....	59
6.1 Recolección y almacenamiento de muestras de agua.	59
6.2 Análisis de muestras de agua.	61
6.2.1 Determinaciones de parámetros fisicoquímicos.....	61
6.2.2 Determinación de especies mayores.	61
6.2.3 Cuantificación de metales.	61
6.2.4 Cuantificación de plaguicidas organoclorados.....	62
6.2.5 Análisis de muestras de macroinvertebrados.....	64
Capítulo VII. Resultados y discusión.....	66
7.1 Propiedades fisicoquímicas.	66
7.1.1 pH.....	68
7.1.2 Conductividad.....	69
7.1.3 Iones: cloruro, fluoruro, sodio y potasio.....	70
7.1.4 Iones: bicarbonato, calcio y magnesio.	72
7.1.5 Aniones: sulfato y nitrato.....	74
7.1.6. Sílice y boro.	76
7.2 Determinación de metales en agua.	77
7.2.1 Cadmio y plomo.....	80
7.2.2 Hierro y manganeso.	82
7.2.3 Arsénico total.	83
7.3 Determinación de plaguicidas organoclorados.....	84
7.3.1 Derivados de hexaclorobenceno.....	89
7.3.2 Heptacloro y heptacloro epóxido.....	90
7.3.3 Aldrín, dieldrín y metoxicloro.....	91
7.3.4 Endrín, endrín aldehído y endrín cetona.....	92
7.3.5 DDT y derivados.....	93
7.3.6 Endosulfán y derivados.	95
7.4 Cálculo de métricas con macroinvertebrados.....	96

7.4.1 Muestreo	96
7.4.2 Determinación de distintas métricas.	97
7.5 Correlación entre los contaminantes y los índices biológicos.....	112
7.5.1 Análisis de la nube de índices biológicos y de parámetros fisicoquímicos.	112
7.5.2 Análisis de la nube de índices biológicos y de plaguicidas organoclorados.....	115
7.5.3 Análisis de la nube individuos de índices biológicos y de parámetros fisicoquímicos.....	119
7.5.4 Análisis de la nube individuos de índices biológicos y de plaguicidas organoclorados.	123
Capítulo VIII. Conclusiones.	126
8.1 Determinaciones de propiedades fisicoquímicas y especies mayores en análisis de agua.	126
8.2 Determinación de metales pesados en análisis de agua.....	127
8.3 Determinación de plaguicidas organoclorados en análisis de agua.....	128
8.4 Cálculo de métricas con macroinvertebrados.....	129
8.5 Análisis de Componentes Principales.....	130
8.5.1 ACP de variables fisicoquímicas y métricas biológicas.....	130
8.5.2 ACP de plaguicidas organoclorados y métricas biológicas.....	130
8.5.3 Nubes de individuos de variables fisicoquímicas y métricas biológicas.....	131
8.5.4 Nubes de individuos de plaguicidas organoclorados y métricas biológicas.....	132
Capítulo IX. Perspectivas.	134
Capítulo X. Anexo.	135
Capítulo XII. Bibliografía.	136

“EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS EN MACROINVERTEBRADOS”.

Resumen

Debido al control deficiente sobre el uso de plaguicidas organoclorados en México, su uso ilimitado para el control de plagas en terrenos agrícolas ha continuado. La presencia de plaguicidas resulta perjudicial para los recursos naturales principalmente los acuáticos alterando el ecosistema de este hábitat; ya que este tipo de plaguicidas tienden a persistir en el medio ambiente durante largos periodos causando intoxicaciones en los seres vivos. Por otro lado, los macroinvertebrados pueden utilizarse como indicadores de contaminación en cuerpos de agua superficiales.

Por tales razones, en este proyecto se evaluó la calidad del agua del río Tula, Hidalgo. La evaluación se basó en el análisis de elementos mayores, metales pesados, plaguicidas organoclorados y el uso de macroinvertebrados. Muestras de agua y de macroinvertebrados fueron colectadas en cada punto de muestreo situados a lo largo del río Tula (H1, H2, H3, H4 y H5). Las muestras se tomaron por duplicado en periodo de post-lluvias y secas. Catorce parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad, alcalinidad, dureza, fluoruros, cloruro, sodio, potasio, sulfatos, nitratos, boro y sílice), seis metales pesados (cadmio, plomo, hierro, manganeso, cobre y zinc), arsénico total ($As-H^+$) y dieciocho plaguicidas organoclorados (BHC-I, BHC-II, BHC-III, BHC-IV, heptacloro, aldrín, heptacloro epóxido, endosulfán-I, dieldrín, DDE, endrín, endosulfán-II, DDD, endosulfán aldehído, endosulfán sulfato, endosulfán cetona y metoxicloro) fueron analizados en muestras de agua. Los macroinvertebrados fueron identificados taxonómicamente y contabilizados e identificados taxonómicamente para posteriormente calcular treinta y cuatro métricas.

Posterior a la colecta, las muestras de agua se mantuvieron en refrigeración a 4°C hasta su análisis. La metodología empleada para la determinación de parámetros fisicoquímicos y especies mayores fue la siguiente: para determinar el pH de las muestras se empleó un potenciómetro marca ORION, calibrándolo con soluciones buffer de pH 4, 7 y 10. Para medir la conductividad de las muestras se calibró un conductímetro marca Conductronic PC-18 con una solución de 1990 $\mu s/cm$. Posteriormente se realizaron los

análisis de especies mayores de acuerdo a Armienta *et al.* (1987) determinando variables como la alcalinidad (CO_3^{2-} , HCO_3^-), boro, sílice, dureza (Ca^{2+} , Mg^{2+}), cloruros (Cl^-), fluoruros (F^-), sodio (Na^+), potasio (K^+), sulfatos (SO_4^{2-}) y nitratos (NO_3^-).

Para el análisis de metales pesados (cadmio, plomo, hierro, manganeso, cobre y zinc) en las muestras se empleó el espectrómetro de absorción atómica AAnalyst 100 marca Perkin Elmer y el espectrómetro de absorción atómica con horno de grafito modelo HGA 850 marca Perkin Elmer. Para la cuantificación de arsénico se empleó el espectrómetro de absorción atómica generador de hidruros con sistema FIAS marca Perkin Elmer, FIAS100.

El análisis de los plaguicidas organoclorados en las muestras de agua se efectuó mediante la extracción en fase sólida (EFS) seguida de cromatografía de gases utilizando un detector de captura de electrones (CG-CE Agilent Technologies 6890N). Para la extracción en fase sólida (EFS) se utilizaron cartuchos Strata C-18 de Phenomenex®.

La limpieza de las matrices de macroinvertebrados se siguió de acuerdo a Barbour *et al.* (1999), la clasificación e identificación de los macroinvertebrados se realizó utilizando las guías taxonómicas de Heckman (2006, 2008, 2011) Merritt *et al.* (2008), Tachet *et al.* (2010) y Novelo-Gutiérrez (1997a, 1997b). El cálculo y la selección de las métricas se realizó de acuerdo a Serrano Balderas *et al.* (2015).

Los resultados obtenidos en cada uno de los periodos muestreados se compararon entre sí, observándose que en periodo de secas las concentraciones de los aniones y cationes, así como los valores de pH y conductividad fueron más elevados respecto al periodo de post-lluvias.

Respecto a las propiedades fisicoquímicas del agua; los valores de pH medidos en ambos periodos muestreados se encontraron dentro de las especificaciones que establece la NOM-032-ECOL-1993 al igual que los valores de conductividad, las concentraciones de fluoruro y boro. Cabe mencionar que las demás especies mayores analizadas no tienen límites máximos permisibles por la NOM-032-ECOL-1993, sin embargo las concentraciones detectadas de nitratos fueron elevadas en ambos periodos muestreados como consecuencia de las actividades humanas.

Para el caso de los metales pesados y el arsénico, se observó que las concentraciones de Cd, Pb y As fueron más altas en periodo de secas (aproximadamente de 0.016 mg/L de Cd, 0.026 mg/L de Pb y 0.009 mg/L de As total) que en periodo de post-lluvias (cerca de 0.009 mg/L de Cd, 0.010 mg/L de Pb y 0.006 mg/L de As total). Los metales Cu y Zn presentaron concentraciones por debajo del límite de detección. Los valores obtenidos de los metales fueron comparados con los límites permisibles de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996, los cuales se encontraron dentro de los límites especificados; y también a los límites permisibles según lo establece la NOM-032-ECOL-1993, destacando el Cd por encontrarse justo en el límite de la especificación en periodo de post-lluvias y porque en periodo de secas supera el límite máximo permisible, mientras que las concentraciones de Pb y de As se encontraron dentro de los límites establecidos. Respecto a los metales hierro y manganeso, éstos presentaron mayores concentraciones en periodo de post-lluvias (0.275 mg/L de hierro y 0.250 mg/L de manganeso) que en secas (0.070 mg/L y 0.100 mg/L respectivamente), posiblemente debido a su asociación con la materia orgánica y partículas del suelo. Los valores obtenidos de ambos metales se encontraron por debajo de los límites permisibles según lo establece la NOM-001-SEMARNAT-1996; mientras que de acuerdo con las especificaciones de la NOM-032-ECOL-1993 las concentraciones del Mn en periodo de post-lluvias rebasaron el límite máximo permitido.

Respecto a los plaguicidas organoclorados, las muestras de los sitios H1, H2 y H3 presentaron concentraciones más altas en periodo de post-lluvias que en periodo de secas. Sin embargo, fue en periodo de secas donde se detectó mayor número de plaguicidas organoclorados (13, 11 y 7 plaguicidas respectivamente) para los sitios H1, H2 y H3.

Los plaguicidas organoclorados que destacaron por su concentración en periodo de post-lluvias fueron el BHC-I, BHC-IV, endosulfán-I y DDT, mientras que en periodo de secas destacó únicamente el endosulfán-I.

Para las muestras de macroinvertebrados se calcularon diferentes métricas (métricas de riqueza y de enumeración, índices de diversidad y similitud, índices bióticos, métricas en función de la alimentación y el índice de enfoque multimétrico para ríos del noroeste de

México) de acuerdo a Serrano Balderas *et al.* (2015) con el fin de evaluar la calidad del agua e identificar la métrica con mayor correlación con los contaminantes analizados. De forma general todos los sitios muestreados tienen una mala calidad de agua. Las métricas mostraron diversos resultados de correlación.

Estadísticamente se observó una correlación positiva entre 1 a 3 parámetros fisicoquímicos y 1 o 2 métricas biológicas en los sitios H1, H2, H4 y H5 del periodo de post-lluvias y en los sitios H1 y H2 del periodo de secas. Los sitios H3 y H4 del periodo de secas no se correlacionaron con ninguna variable ni índice biológico.

Por otra parte, casi no se observó una correlación positiva entre los plaguicidas organoclorados de interés y algunas de las métricas calculadas a excepción de los sitios H2 del periodo de post-lluvias y del sitio H1 del periodo de secas.

Del ACP de la nube de individuos de los índices biológicos y los parámetros fisicoquímicos se observó lo siguiente:

Para el periodo de post-lluvias, el sitio H1 se describe principalmente por HCO_3^- , Cl^- , Pb y porcentaje de organismos filtradores-colectores, e IBB; el sitio H2 por Cd y número total de taxa; el sitio H3 por pH) y los sitios H4 y H5 por As total, porcentaje de coleópteros y porcentaje de taxa dominante. En cuanto al periodo de secas, el sitio H1 se describió por la correlación entre el pH, conductividad, Na^+ y porcentaje de organismos depredadores, el sitio H2 se explicó por la presencia de HCO_3^- y el porcentaje de organismos filtradores-colectores, el sitio H5 se caracterizó por los coeficientes de Jaccard y Sørensen; y el número de familias sin mostrar correlación evidente con algún parámetro fisicoquímico específico. De acuerdo con los ejes 1 y 2 del ACP, los sitios H3 y H4 del periodo de secas no mostraron una contribución significativa en la construcción de los ejes del plano del ACP y por lo tanto no se observó ninguna correlación con las variables analizadas.

Respecto al ACP de la nube de individuos de los índices biológicos y los plaguicidas organoclorados se obtuvo lo siguiente:

En el periodo de post-lluvias el sitio H1 se describió por los índices de Simpson y Shannon, los coeficientes de Jaccard y Sørensen y el sitio H4 se caracterizó por el porcentaje de organismos filtradores-colectores; en dichos sitios no se encontró alguna

correlación cercana con algunos de los plaguicidas organoclorados estudiados. El sitio H3 se describió por la presencia de BHC-I, BHC-IV y endosulfán-I sin haberse correlacionado con alguna métrica. Por otra parte el sitio H2 se explicó principalmente por la presencia de DDD, endosulfán-I, endrín cetona y los índices BMWP y BMWP.

En el periodo de secas el sitio H1 se explicó por el ICS, el porcentaje de organismos depredadores, el BHC-I, endrín, DDD y metoxicloro. Los sitios H4 y H5 se describieron principalmente por el porcentaje de coleópteros, porcentaje de organismos raspadores y el IBB sin correlacionarse con alguno de los plaguicidas organoclorados estudiados.

El sitio H5 (periodo de post-lluvias) y los sitios H2 y H3 (periodo de secas) mostraron no contribuir en la construcción de los ejes del plano del ACP, por lo que las variables estudiadas aparentemente no pueden explicar a los sitios anteriormente mencionados.

Por lo que se puede concluir, que el río Tula se encuentra contaminado por la presencia de las concentraciones significativas de nitratos, de los metales cadmio y manganeso, así como por las concentraciones de BHC-I, BHC-IV, heptacloro, endrín, endosulfán-I y endosulfán-II, lo que propicia que predominen los macroinvertebrados tolerantes a los mismos, dando un diagnóstico rápido y sencillo sobre la calidad del agua.

Capítulo 1. Introducción.

Los compuestos organoclorados conforman un importante grupo de contaminantes orgánicos persistentes, los cuales han causado preocupación a nivel internacional, debido a su impacto al medio ambiente (Shukla *et al.*, 2006). Los plaguicidas clorados, tales como el DDT y el endosulfán, han sido ampliamente usados en las últimas décadas para el control de plagas en la agricultura, así como en el área de salud pública. En la actualidad estos productos siguen empleándose en países en desarrollo como México.

Las actividades agrícolas son una de las principales fuentes de contaminación por plaguicidas. Aproximadamente el 47% del producto aplicado en los cultivos se deposita en el suelo o es transportado hacia aguas colindantes para finalmente dispersarse en la atmósfera (Iwata *et al.*, 1993). Esta situación depende de condiciones climáticas como la lluvia, la dirección del viento, las características geológicas del sitio (e.g. tipo de suelo, corrientes de agua), y de otros factores como las características químicas (solubilidad, volatilidad), físicas (e.g. líquido, polvo, aerosol, etc.) o las técnicas de aplicación (aérea, terrestre, etc).

El estado de Hidalgo tiene el primer lugar en la producción de coliflor, ejote, alfalfa verde y maguey pulquero (INEGI, 2009), irrigando los terrenos de cultivo con afluentes del río Tula, el cual recibe las aguas residuales sin tratamiento generadas por la Ciudad de México (SEMARNAT, 2011), por lo que el sistema acuático del río Tula se encuentra altamente deteriorado por materia orgánica y seguramente por compuestos inorgánicos u orgánicos como los plaguicidas.

El monitoreo de la calidad del agua es necesario para poner en práctica medidas de protección o de conservación del recurso acuático con el fin de proteger el ecosistema y prevenir riesgos a la salud humana. La preocupación por el rescate y conservación de los recursos naturales, en especial de los ríos ha hecho que se desarrollen alternativas para evaluar la calidad del agua por contaminación orgánica de manera rápida y a bajo costo, tal es el caso de indicadores biológicos basados en macroinvertebrados los cuales son comúnmente utilizados en países desarrollados. Sin embargo, en países en desarrollo como México el uso de indicadores biológicos basados en macroinvertebrados es muy poco utilizado. Comúnmente la evaluación de la calidad del agua se realiza con

base a las propiedades físicas (sólidos en sus diferentes formas) y químicas (demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, pH, conductividad y aniones, cationes y metales disueltos) del agua (CONAGUA, 2013).

Este proyecto tuvo como finalidad: (1) evaluar el contenido de plaguicidas organoclorados en el agua del río Tula y (2) evaluar la calidad del agua del río Tula usando macroinvertebrados.

Justificación.

El poco control legal del uso de plaguicidas ha originado su uso desmesurado y por consiguiente su introducción al medio ambiente, provocando la contaminación de ríos y alterado el ecosistema acuático. Por otro lado, la evaluación de la calidad del agua en México por medio de indicadores biológicos basados en macroinvertebrados es muy escasa.

De ahí la importancia de analizar muestras de agua de ríos, con la finalidad de conocer su grado de contaminación, en particular del río Tula, ya que el agua es empleada para el riego agrícola; y demostrar la utilidad de indicadores biológicos basados en macroinvertebrados para la evaluación de la calidad del agua, puesto que son indicadores de fácil recolección, apreciables a simple vista, relativamente sencillo de clasificar y que responden rápidamente a cambios en las condiciones ambientales.

Hipótesis

Se espera que en periodo de post-lluvias, las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos, metales pesados y plaguicidas se encuentren en concentraciones inferiores respecto al periodo de secas. Esta disminución se deberá al efecto de dilución producido por un incremento en la cantidad de agua en la corriente del río Tula.

Por otro lado, debido a que el río Tula recibe una gran descarga de aguas residuales provenientes de la ciudad de México, se espera que la diversidad de macroinvertebrados sea muy pobre, principalmente en los puntos de muestreo cercanos a descargas de aguas residuales, siendo en la época de secas, en donde se observará menor diversidad de macroinvertebrados.

Finalmente, se espera encontrar correlaciones estrechas entre los contaminantes analizados y los indicadores biológicos basados en macroinvertebrados.

Objetivos

Objetivos generales.

- Evaluar el grado de contaminación del río Tula por metales pesados (cadmio, plomo, hierro, cobre, manganeso, zinc), arsénico total y plaguicidas organoclorados (BHC-I, BHC-II, BHC-III, BHC-IV, heptacloro, aldrín, epóxido de heptacloro, endosulfán-I, dieldrín, DDE, endrín, endosulfán-II, DDD, aldehído de endrín, sulfato de endosulfán, DDT, cetona de endrín y metoxicloro).
- Evaluar la utilidad de indicadores basados en macroinvertebrados para la evaluación de la calidad del agua en el río Tula.

Objetivos específicos.

- Determinar pH, potencial de óxido-reducción (ORP), conductividad y especies mayores en muestras del río Tula muestreadas en periodo de post-lluvias y secas.
- Cuantificar la concentración total de As, Cd, Fe, Mn, Pb y Zn en muestras de agua del río Tula muestreadas en periodo de post-lluvias y secas.
- Cuantificar la concentración total de plaguicidas organoclorados en muestras de agua del río Tula muestreadas en periodo de post-lluvias y secas.
- Identificar los plaguicidas organoclorados que se encuentran frecuentemente presentes a lo largo del río Tula.
- Identificar taxonómicamente cada uno de los macroinvertebrados colectados en cada punto de muestreo en periodo de post-lluvias y secas.
- Distinguir la métrica basada en macroinvertebrados más adecuada para el monitoreo de la calidad del agua.
- Definir la correlación entre los plaguicidas organoclorados, los elementos mayores y las distintas métricas calculadas.

Capítulo II. Hidrología del río Tula, Hidalgo.

El río Tula tiene sus orígenes en el cerro de San Pablo, el cual forma parte de la Sierra de la Catedral, que constituye el parte aguas entre las cuencas del río Pánuco y Lerma (Motelongo, 2008).

La corriente principal la forma el río Tula, cuyo curso superior se conoce con el nombre de río Tepeji, que descarga sus aguas, a la altura del poblado de Tepeji, en la Presa Requena río abajo, al poniente del poblado de Tula. Sus aguas son almacenadas por la Presa Endó, y ya con el nombre de río Tula, continua hacia el norte del área de estudio, donde, en las cercanías de Ixmiquilpan, se le une el río Actopan. El río Tula desemboca en el río San Juan en las cercanías de Zimapán y, con el aporte de río Hondo, constituyen el río Moctezuma (Del Arenal, 1978).



Figura 1. Mapa hidrográfico del río Tula, Hidalgo (<http://d-maps.com/>).

El río Tula atraviesa distintos municipios del Estado de Hidalgo. Los municipios que principalmente irriga el río Tula son el sur de Zimapán, sureste de Tasquillo, suroeste de Ixmiquilpan, de norte a sur y por el centro a los municipios de Progreso de Obregón, Mixquihuala de Juárez, Tezontepec de Aldama, Tula de Allende hasta llegar a Tepeji del Río de Ocampo. Algunos municipios emplean gran parte del suelo para uso agrícola destacando Mixquihuala de Juárez (81.8%), Tezontepec de Aldama (62.4%), Progreso de Obregón (62.2%), Ixmiquilpan (56%) y Tula de Allende (53.2%), Tasquillo y Zimapán destinan al 34.9% y 16.5%, respectivamente de suelo para la agricultura (INEGI, 2009).

El río Tula, constituye los orígenes del colector general de la Región Hidrológica N° 26 que se encuentra entre los meridianos 98°41' y 99°41' de longitud oeste y entre los paralelos 19° 36 y 20° 41' de latitud norte y comprende un área de 6551 Km². Y descarga en el Golfo de México a la altura de la ciudad de Tampico, Tamaulipas (Motelongo, 2008).

Capítulo III. Marco químico.

3.1 Definición de plaguicida.

De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS) (1976), un plaguicida es cualquier sustancia o mezcla de éstas cuya función es prevenir o controlar toda especie indeseada de plantas y animales; es también considerada como cualquier sustancia o mezcla de sustancias que regulen el crecimiento vegetal. La OMS aclara que el término plaguicida abarca también a cualquier sustancia que se emplee para combatir plagas durante la producción, almacenamiento, transporte, comercialización o elaboración de alimentos para el hombre y los animales, o que se administre a estos últimos para prevenir insectos o arácnidos que se encuentren dentro o sobre sus cuerpos. Sin embargo, este término no se aplica a antibióticos u otros productos químicos administrados a los animales con otros fines, como estimular su crecimiento o modificar el comportamiento reproductivo, ni a los fertilizantes (Fernicola, 1985).

3.1.1. Clasificación de plaguicidas.

Los plaguicidas se pueden clasificar de distintas formas (Ramírez & Lacasaña, 2001) tales como:

- Tipo de organismo al que va dirigido: insecticidas, acaricidas, fungicidas, herbicidas, entre otros.
- Naturaleza química: inorgánicos u orgánicos; y estos últimos a su vez en naturales o sintéticos.
- Grupo químico del principio activo: compuestos organofosforados, compuestos carbamato, compuestos organoclorados, piretroides, derivados del biperidilo, triazinas, tiocarbamatos, derivados del ácido fenoxiacético, derivados de la cumarina, derivados del nitroclorofenol, compuestos organomercuriales, entre otros.
- Vida media en el medio ambiente: persistentes, poco persistentes, no persistentes.
- Toxicidad: sumamente peligroso, muy peligroso, peligroso, poco peligroso. Esta propiedad se basa principalmente en la toxicidad vía oral en ratas y ratones; y generalmente el valor se registra como DL₅₀ (Dosis Letal Media) o CL₅₀ (Concentración Letal Media). Ambos parámetros dependen directamente de varios factores como la presentación del producto, la vía de entrada, la edad o el sexo.

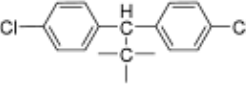
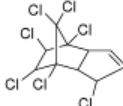
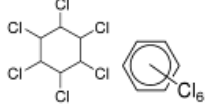
3.2 Definición y propiedades fisicoquímicas de plaguicidas organoclorados.

Los plaguicidas del tipo organoclorados son los plaguicidas más ampliamente utilizados. Químicamente los plaguicidas organoclorados son hidrocarburos clorados, es decir, son compuestos orgánicos sintéticos con una o varias moléculas de cloro en su fórmula molecular, lo que confiere una alta estabilidad física y química (e.g. baja solubilidad en agua, poco volátiles, alta solubilidad en solventes orgánicos) (Neilson, 1996). Sus características físicas y químicas favorecen su persistencia en el medio ambiente y su lenta biodegradación teniendo una vida media aproximadamente de 5 años, aunque varía según el producto (Ramírez & Lacasaña, 2001). Por mencionar algunos ejemplos, de los plaguicidas organoclorados de mayor persistencia destacan el DDT y endrín con una vida media de 10 años, el dieldrín con una vida media de 7 años, el aldrín con 5 años de vida media, el heptacloro con 4 años de vida media y lindano con una vida media de 2 años (Calva & Torres, 1998).

3.2.1 Estructura química de plaguicidas organoclorados.

Estructuralmente los plaguicidas organoclorados comprenden los derivados clorados del etano (e.g. DDT); los derivados clorados de los ciclodienos (e.g. clordano, aldrín, dieldrín, heptacloro, endrina y toxafeno); y los compuestos relacionados con el hexaclorociclohexano y bencenos clorados (e. g. lindano) (c.f. Tabla 1) (Fernícola, 1985).

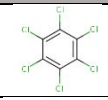
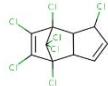
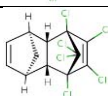
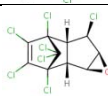
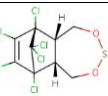
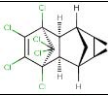
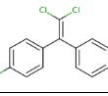
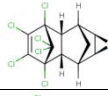
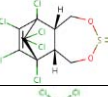
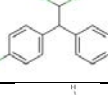
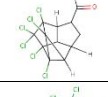
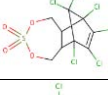
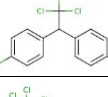
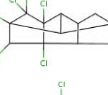
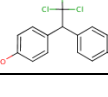
Tabla 1. Clasificación estructural de los plaguicidas organoclorados.

Clasificación química.	Estructura química.	Ejemplos de plaguicidas organoclorados.
Derivados clorados del etano.		4,4'-DDT, dicofol, pertano, metoxicloro
Derivados clorados del ciclodieno.		Aldrín, dieldrín, endosulfán, clordano, endrín, heptacloro
Derivados del hexaclorociclohexano y bencenos clorados.		Lindano (γ -hexaclorociclohexano).

Existe una larga lista de plaguicidas organoclorados, disponibles en el mercado, sin embargo, debido a su alta toxicidad y a su persistencia en el medio ambiente varios plaguicidas organoclorados han sido prohibidos para su uso. Los compuestos prohibidos para su uso incluyen: aldrín, dieldrín, DDT, DDE (compuestos prohibidos en E.E.U.U). (Calva & Torres, 1998).

Para el presente trabajo se estudiaron algunos plaguicidas organoclorados cuyo uso ha sido restringido. A continuación se listan los plaguicidas analizados (c.f. Tabla 2).

Tabla 2. Lista de algunos plaguicidas organoclorados estudiados. La tabla incluye el nombre común, su fórmula condensada, su masa molecular así como su estructura química.

Nombre común del plaguicida organoclorado.	Número CAS	Fórmula condensada	Masa molecular (g/mol)	Estructura química
Hexaclorobenceno	118-74-1	C ₆ Cl ₆	284.784	
Heptacloro	76-44-8	C ₁₀ H ₆ Cl ₇	373.320	
Aldrín	309-00-2	C ₁₂ H ₈ Cl ₆	364.913	
Heptacloro epóxido	1024-57-3	C ₁₀ H ₆ Cl ₇ O	389.320	
Endosulfán-I	959-98-8	C ₉ H ₆ Cl ₆ O ₃ S	406.927	
Dieldrín	60-57-1	C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O	380.912	
DDE	72-55-9	C ₁₄ H ₈ Cl ₄	318.029	
Endrín	72-20-8	C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O	380.912	
Endosulfán-II	33213-65-9	C ₉ H ₆ Cl ₆ O ₃ S	406.927	
DDD	72-54-8	C ₁₄ H ₁₀ Cl ₄	320.045	
Endrín aldehído	7421-93-4	C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O	380.912	
Endosulfán sulfato	1031-07-8	C ₉ H ₆ Cl ₆ O ₄ S	422.926	
DDT	50-29-3	C ₁₄ H ₉ Cl ₅	354.4901	
Endrín cetona	53494-70-5	C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O	380.912	
Metoxicloro	72-43-5	C ₁₆ H ₁₅ Cl ₃ O ₂	345.651	

En la siguiente tabla se listan algunas propiedades físicas de varios plaguicidas organoclorados analizados en este proyecto.

Tabla 3. Propiedades físicas (punto de fusión (Pf), punto de ebullición (Peb), coeficiente de reparto (Log P) y solubilidad en agua) de algunos plaguicidas organoclorados analizados en este proyecto (Shen & Wania, 2005).

Nombre del plaguicida organoclorado.	Pf (°C)	Peb (°C)	Log P (agua-octanol)	Solubilidad en agua a 25 °C (mg/L).
Hexaclorobenceno	231.8	325	5.73	0.0062
Heptacloro	95.5	310	6.1	0.18
Aldrín	104	-	6.5	0.017
Heptacloro epóxido	160	-	4.98	0.20
Endosulfán-I	-	-	3.83	0.51
Dieldrín	175.5	330	5.4	0.195
DDE	89	336	6.51	0.04
Endrín	226-230	-	5.2	0.25
Endosulfá- II	-	-	3.83	0.45
DDD	109.5	350	6.02	0.09
Endrín aldehído	-	-	4.80	0.024
Endosulfán sulfato	181-182	-	3.66	0.48
DDT	108.5	-	6.91	0.0055
Endrín cetona	-	-	-	-
Metoxicloro	87	346	5.08	0.10

3.2.2 Impacto ambiental y transporte de los plaguicidas organoclorados en el medio ambiente.

El uso de plaguicidas ha aumentado de una manera drástica a partir de su introducción en 1940, llegando a millones de toneladas a nivel mundial cuyo uso ha continuado principalmente en países en vías de desarrollo.

En México la cantidad de insecticidas organoclorados usados intensivamente hasta los años 80's fue de 26,700 toneladas (Rosales-Hoz, 1978) y seguramente esta cifra ha aumentado considerablemente hasta el día de hoy.

Se ha establecido que sólo un 0.1 por ciento de la cantidad de plaguicidas aplicado elimina a las plagas, mientras que el restante (99.9%) se distribuye en el medio ambiente, contaminando directamente al suelo y el agua; y por tanto, alterando el equilibrio del ecosistema (Torres & Capote, 2004), además estos compuestos pueden ser transportados por el viento y por el agua a lugares distantes de donde son utilizados (c.f. Figura 2).

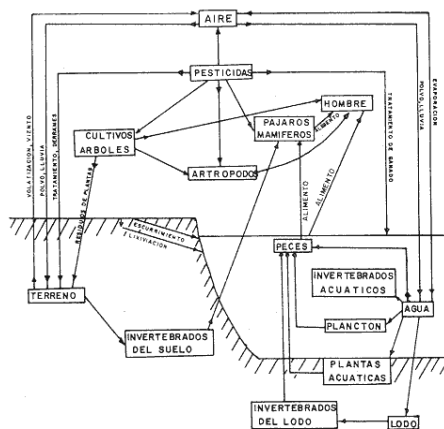


Figura 2. Distribución de plaguicidas en el medio ambiente (Rosales–Hoz, 1978).

Dos fuentes puntuales de contaminación de plaguicidas organoclorados son los efluentes industriales o vertidos accidentales, y las fuentes difusas, como la agricultura o la escorrentía urbana.

La contaminación de suelos y aguas, tanto superficiales como subterráneas, por el uso de plaguicidas depende de varias variables incluyendo; el tipo y la cantidad de plaguicida utilizado, las diferentes vías de exposición, los factores que afectan el transporte de sustancias químicas desde el campo a los cuerpos de agua y de suelos (e.g. las propiedades fisicoquímicas inherentes del compuesto, las condiciones ambientales, las características del paisaje incluyendo la topografía y, las prácticas de gestión de labranza, selección de cultivos y métodos de aplicación) (Sabik *et al.*, 2000).

3.2.3 Toxicología de plaguicidas organoclorados.

En general los plaguicidas organoclorados o sus metabolitos son contaminantes ubicuos de varios tejidos en humanos y en mamíferos en general. A causa de su alta lipofilidad, tienden a acumularse principalmente en el tejido celular subcutáneo, en el componente graso de la leche materna y en la sangre. Los compuestos comúnmente encontrados en una intoxicación son por ejemplo; el DDT, el aldrín, el dieldrín y el endrín, así como el endosulfán y el lindano (Dewailly *et al.*, 1999). Dichos compuestos ingresan al cuerpo humano principalmente por las vías digestiva, respiratoria o dérmica, no obstante, la vía principal de ingreso de los plaguicidas es a través de los alimentos, sobre todo los que contienen alta cantidad de grasas.

En la Tabla 4 se compila los usos de los plaguicidas organoclorados, así como la sintomatología que causa cada uno de ellos al ser ingeridos.

Tabla 4. Usos, efectos por intoxicación y DL₅₀ de algunos plaguicidas organoclorados estudiados en este proyecto (<http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/>).

Nombre del plaguicida organoclorado.	Usos	Efectos que causa por intoxicación.	DL ₅₀ oral en rata (mg/Kg).	Observaciones.
Hexaclorobenceno	Fungicida agrícola y agente para el tratamiento de semillas.	Somnolencia y cambios en actividades motoras.	10,000.0	-
Heptacloro	Control de termitas y otros insectos.	Entusiasmo, agresión, y convulsiones.	40.0	Se continúa empleando, a pesar de que el heptacloro fue eliminado en los Estados Unidos durante la década de 1980.
Aldrín	Insecticida.	Degradación de hígado graso, edema pulmonar crónico, convulsiones, náusea y vómito.	39.0	La fabricación y el uso ha sido descontinuado en los EE.UU.
Epóxido de heptacloro	Insecticida	Somnolencia y convulsiones.	15.0	Plaguicida persistente y es tóxico para los animales y los seres humanos.
Endosulfán-I	Insecticida y acaricida.	-	76.0	Persistente y es extremadamente tóxico para la mayoría de los peces.
Dieldrín	Control de las langostas y de termitas.	Convulsiones, somnolencia, edema pulmonar crónico, Degradación de hígado graso, náuseas y vómito.	38.3	Su uso ha sido cancelado o suspendido en los Estados Unidos.
DDE	-.	-	880.0	Metabolito del DDT.
Endrín	Control de las langostas y de termitas.	Ataxia, cianosis, disnea, náuseas, vómito, trombocitopenia, convulsiones y dolor de cabeza.	3.0	Su uso ha sido cancelado o suspendido en los Estados Unidos.
Endosulfán-II	-	-	240.0	-
DDD	Insecticida.	Entusiasmo y convulsiones.	113.0	Metabolito del DDT. Irrita levemente la piel.
Endrín aldehído	Insecticida y acaricida.	-	-	-
Endosulfán sulfato	-	-	18.0	-
DDT	Pesticida.	Convulsiones, somnolencia, ataxia, debilidad muscular, náuseas, vómito y edema pulmonar agudo.	87.0	Sustancia predecible como carcinógeno.
Endrín cetona	-	-	10.0	-
Metoxicloro	-	Somnolencia, convulsiones, ataxia, entusiasmo	1855.0	Tiene efectos estrogénicos en los mamíferos.

3.2.4 Mecanismo de acción de los plaguicidas organoclorados.

Los plaguicidas organoclorados afectan principalmente el metabolismo de lípidos, ya que cambia la vía de glucosa en las células, induciendo estrés oxidativo celular que afecta la función mitocondrial y, por tanto, interrumpe el estado neuronal y hormonal del cuerpo (Karami-Mohajeri, 2011).

El mecanismo de acción del DDT es interferir con el intercambio de cationes, prolongando la apertura de los canales de Na⁺ en la transmisión del impulso nervioso en el axón de las células de Sistema Nervioso Central e impide que se restaure la polarización después del paso del impulso, teniendo en consecuencia una sucesión de impulsos más o menos continuos a lo largo de la fibra, seguidos de un impulso simple (Lund & Narahashi, 1983). Por otra parte, los plaguicidas derivados del benceno (e.g. el lindano) y de ciclodienos (e.g. heptacloro), inhiben el flujo de cloro regulado por el ácido gamma amino butírico (GABA) bloqueando la transmisión del impulso nervioso a nivel neuromuscular (Ponce *et al.*, 2006). Reflejándose con una sintomatología clínica característica por la intoxicación de plaguicidas organoclorados, con alteraciones sensoriales como hormigueo, entumecimiento, visión borrosa, alteración mental, aprensión, desorientación, pérdida del conocimiento y convulsiones. Los insecticidas más convulsivantes son lindano, dieldrín, endrín, clordano, heptacloro, toxafeno y estrobano. Cabe mencionar, que en dosis moderadas pueden además de causar alteraciones mentales y sensoriales, ocasionar contorsiones musculares, sin producir convulsiones.

El metabolismo de los plaguicidas organoclorados se realiza lentamente en el hígado por medio de la inducción enzimática microsomal, a través de mecanismos de oxidación (epoxidación) y conjugación (Chadwick *et. al*, 1977), transformando las moléculas liposolubles en hidrosolubles para que puedan ser eliminadas por el riñón. En general, estos plaguicidas se eliminan lentamente, a través de la bilis, heces, orina y leche materna.

Capítulo IV. Métodos de análisis.

4.1 Extracción en fase sólida (EFS).

En las últimas décadas, instrumentos sofisticados han sido desarrollados, principalmente para separar y detectar compuestos químicos. La preparación de la muestra es la etapa crítica, ya que consume más tiempo y puede considerarse como la fuente principal de incertidumbre en el análisis general (Berrueta *et al.*, 1995).

4.1.1 Definición de extracción en fase sólida (EFS).

La extracción en fase sólida (EFS), es una técnica ampliamente utilizada para el pre-tratamiento de muestras, y consiste en pasar un volumen conocido de muestra a través de un adsorbente sólido (cartucho, columna o disco) de manera específica, bajo condiciones cuidadosamente controladas que favorezcan la adsorción preferencial del analito sobre los componentes de una matriz, removiendo de la disolución tantos compuestos que interfieran en el análisis como sea posible (Simpson, 2000). El analito luego es recuperado del adsorbente, extrayéndolo en un pequeño volumen de una mezcla de solvente apropiada que reacciona más fuerte con ellos que con la fase sólida (Rubinson, 2000).

4.1.2 Ventajas del uso de extracción en fase sólida.

En la actualidad la extracción en fase sólida es la técnica de pre-concentración más utilizada debido a que el consumo de disolventes orgánicos es reducido, los tiempos requeridos son cortos, y la manipulación de la muestra es pequeña (Bruzzoniti *et al.*, 2006).

4.1.3 Fases sólidas utilizadas en la extracción en fase sólida.

En la Tabla 5, se mencionan algunos ejemplos de fases sólidas disponibles y sus aplicaciones, junto con algunos disolventes que se emplean para remover el analito de dichas fases.

Tabla 5. Compuestos sólidos para la extracción en fase sólida (Rubinson, 2000).

Nombre	Identidad	Características superficiales	Tipos de enlace, condiciones y ejemplos.
Octadecil	(-C ₁₈ H ₃₇)	Hidrofóbico No polar	Especies hidrofóbicas que proceden de soluciones acuosas, por ejemplo productos orgánicos.
Octilo	(-C ₈ H ₁₇)	Hidrofóbico	Especies hidrofóbicas que proceden de soluciones acuosas (unidas con menor fuerza que C ₁₈).
Sílice	$\begin{array}{c} \text{OH} \quad \text{OH} \\ \quad \\ \text{-O-Si-O-Si-O-} \end{array}$	Hidrofílica Polar Neutra	Especies de polaridad baja a moderada que proceden de soluciones no acuosas, por ejemplo vitaminas liposolubles.
Florisil	Silicato de magnesio	Hidrofílica Polar Levemente básica	Especies de polaridad baja a moderada que proceden de soluciones no acuosas, por ejemplo: grasas o bifenilos policlorados.
Alúmina A (alúmina ácida)	$\begin{array}{c} \text{OH} \quad \text{OH} \\ \quad \\ \text{-O-Al-O-Al-O-} \end{array}$	Hidrofílica Polar Ácida Enlazador de cationes	Especies hidrofílicas en soluciones no acuosas, como por ejemplo antibióticos, cafeína.
Alúmina N (alúmina neutra)	$\begin{array}{c} \text{OH} \quad \text{OH} \\ \quad \\ \text{-O-Al-O-Al-O-} \end{array}$	Hidrofílica Polar Neutra	Especies hidrofílicas en soluciones no acuosas, por ejemplo petróleo.
Alúmina B (alúmina básica)	$\begin{array}{c} \text{OH} \quad \text{OH} \\ \quad \\ \text{-O-Al-O-Al-O-} \end{array}$	Hidrofílica Polar Básica Enlazador de cationes	Especies hidrofílicas en soluciones no acuosas, por ejemplo esteroides, pesticidas.
Aminopropilo	-C ₃ H ₆ NH ₂	Hidrofílica Moderadamente polar Ligeramente básica Enlazador de aniones	Analitos en disolventes acuosos u orgánicos, por ejemplo: fenoles, petróleo o sacáridos.
Cianopropilo	-C ₃ H ₆ CN	Hidrofóbico Casi no polar Neutro	Analitos en disolventes acuosos u orgánicos, por ejemplo: péptidos hidrofóbicos o pesticidas.
Diol	$\begin{array}{c} \text{OH} \quad \text{OH} \\ \quad \\ \text{-CH}_2\text{-CH}_2\text{-} \end{array}$	Hidrofóbico Casi no polar Neutro	Trazas de elementos en agua; proteínas y péptidos en disolventes acuosos u orgánicos.
Estireno divinilbenceno		Hidrofóbico Neutro	Productos orgánicos en agua, por ejemplo: hidrocarburos poliaromáticos, vitamina B ₁₂ .
Enlazador de aniones (intercambio aniónico fuerte)	-CH ₂ CH ₂ -N(CH ₃) ₃	Hidrofílica Enlazador de aniones	Aniones en agua o en disolventes mixtos acuosos, por ejemplo Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻ .

En la extracción en fase sólida moderna el adsorbente se encuentra empaquetado entre dos discos en un cartucho de polipropileno y la fase líquida es vertida a través del cartucho ya sea por succión o por presión positiva (gravedad, gas presurizado inyección con jeringa o por centrifugación) (Berrueta *et al.*, 1995).

4.1.4 Procedimiento general de la extracción en fase sólida.

La fase experimental consiste en cinco etapas (Poole, 1981), las cuales se describen a continuación (c.f. Figura 3):

4.1.4.1 Etapa de acondicionamiento.

La activación del adsorbente y de los grupos funcionales se consigue al pasar un volumen de disolvente o mezcla de disolventes apropiados a través de la columna de acuerdo a sus propiedades químicas. Los discos secos de la columna se solvatan convenientemente, aumentando el área superficial disponible para la interacción con la muestra y para eliminar las impurezas del adsorbente. El incumplimiento de esta etapa con eficacia dará lugar a recuperaciones pobres del analito debido a la retención reducida y la aparición de picos de interferencia en el cromatograma.

Para activar adsorbentes hidrofílicos se usa generalmente metanol o acetonitrilo, mientras que para los hidrofóbicos se usa hexano o cloruro de metileno.

4.1.4.2 Etapa de carga de muestra.

Esta etapa consiste en la introducción de la muestra en la parte superior del lecho del adsorbente. Aquí, se retendrán los analitos de interés, algunos contaminantes u otros componentes de la matriz podrán atravesar la columna sin ser retenidos. Para obtener la máxima eficacia se debe controlar el caudal de la muestra.

4.1.4.3 Etapa de lavado.

El lavado permite la eliminación de cualquier resto de compuestos que puedan interferir manteniendo los analitos en el lecho del adsorbente. Se pueden usar disolventes o mezcla de disolventes de diferente tipo para mejorar la eficiencia del lavado. La elección del disolvente para esta etapa es crítico, ya que éste debe desorber efectivamente los componentes de la matriz sin afectar a los analitos de interés.

4.1.4.4 Etapa de secado.

Las trazas de solvente se eliminan haciendo circular aire a través de la columna. Esta etapa mejora el rendimiento de la extracción.

4.1.4.5 Etapa de elución.

Se pasa un solvente adecuado por la columna para eliminar la interacción analito-solvente y eluir el 100% de los compuestos de interés. El solvente adecuado ha de tener la mínima interacción con las impurezas, dejándolas en el lecho del adsorbente. El

volumen de elución debe ser el menor posible para mantener un factor de concentración alto.

4.1.4.6 Etapa de concentración.

Los compuestos de interés se concentran evaporando una parte del solvente. Es necesario secar el eluato con sulfato de sodio anhidro para eliminar posibles trazas de agua. Al final de esta etapa, la muestra concentrada está lista para ser analizada.

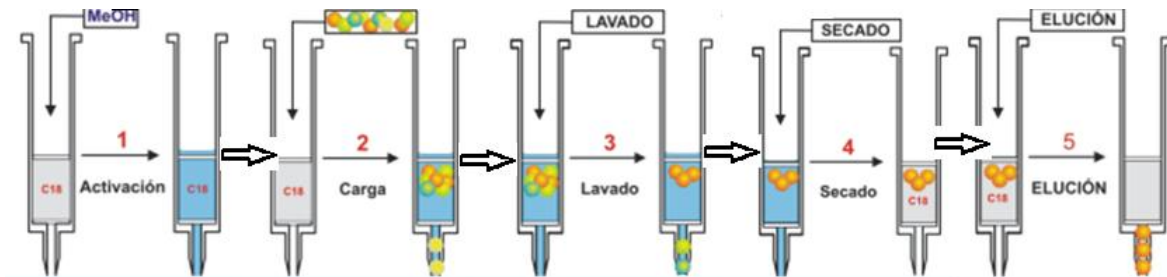


Figura 3. Diagrama general del proceso de extracción en fase sólida (http://www.cromlab.es/EFS_Principal.htm).

4.1.5 Sorbentes empleados en la extracción en fase sólida.

Existen diferentes tipos de sorbentes que se seleccionan en función de los analitos que se quieran determinar, y se comercializan en forma de discos o cartuchos. Los sorbentes para extracción en fase sólida son comúnmente clasificados por la naturaleza de sus principales interacciones o mecanismos de retención con el analito de interés (c.f. Tabla 6). Los tres mecanismos de extracción más comúnmente usados en SPE son fase inversa, fase normal e intercambio iónico.

Tabla 6. Mecanismos de extracción y sus aplicaciones (Phenomenex®).

Mecanismo	Aplicaciones típicas
Fase inversa	Extracción de analitos hidrofóbicos o analitos polares en matrices acuosas.
Fase normal	Extracción de analitos no polares en matrices orgánicas.
Intercambio iónico	Extracción de analitos cargados en matrices acuosas o matrices orgánicas no polares.

4.2 Cromatografía de gases.

4.2.1 Definición de cromatografía.

La cromatografía es una técnica instrumental de separación por distribución entre dos fases, una de las cuales es estacionaria y la otra móvil (Skoog *et al.*, 1995). Varios tipos de cromatografía son posibles, dependiendo de la naturaleza de las dos fases involucradas: sólido-líquido (capa fina, papel o columna), líquido-líquido y gases-líquido (fase vapor) (Zárraga Ávila, 2009).

Entre las técnicas cromatográficas más empleadas está la cromatografía de gases, ya que ofrece una alta capacidad de separación y sensibilidad para detectar compuestos volátiles, además es una técnica muy eficiente y rápida para separar plaguicidas en agua (Guardia Rubio *et al.*, 2007). No obstante, aunque la cromatografía de gases se emplea para separar mezclas en fase gaseosa, ésta se ve limitada cuando se utiliza para separar compuestos termoestables y con un peso molecular menor a 1,000, ya que se emplean temperaturas máximas de trabajo de 400°C (Skoog *et al.*, 1995).

De manera general, la cromatografía de gases se lleva a cabo de la siguiente manera; se inyecta un volumen pequeño de muestra a separar en una corriente de gas inerte a elevada temperatura; esta corriente de gas atraviesa una columna cromatográfica que separará los componentes de la muestra con un mecanismo de partición (cromatografía gas líquido), de adsorción (cromatografía gas sólido o de una mezcla de ambos). Los componentes de la columna emergerán a tiempos discretos y pasarán a un sistema de detección adecuado (Skoog *et al.*, 1995).

El grado de separación que puede lograrse entre los componentes de una columna es uno de los aspectos más importantes a considerar en cromatografía de gases. Además, existen otros factores que pueden influir en la separación de interés tales como la dimensión de la columna, la velocidad del flujo del gas portador, el volumen de la muestra y la presión de la columna (Skoog *et al.*, 1995).

4.2.2 Descripción del equipo de cromatografía de gases.

Un cromatógrafo de gases consta de 6 partes principales (c.f. Figura 4):

- Fuente de gas acarreador
- Sistema de inyección
- Horno cromatográfico
- Columna cromatográfica
- Sistema de detección
- Sistema de registro



Figura 4. Cromatógrafo de gases (<http://www.directindustry.es/prod/agilent-technologies-life-sciences-and-chemical/product-32598-558074.html>).

4.2.2.1 Fuente de gas acarreador.

El gas acarreador es una fase móvil gaseosa químicamente inerte. Los gases acarreadores empleados en cromatografía de gases son: hidrógeno, helio, nitrógeno, argón, entre otros. Estos gases se suministran en tanques presurizados. Se requieren reguladores de presión, calibradores y medidores de flujo para controlar la velocidad del flujo del gas

4.2.2.2 Sistema de inyección de muestras.

Para que la columna sea eficiente, es necesario que la muestra sea de un volumen pequeño y en disolución (0.5 μ L). Se emplean microjeringas calibradas para inyectar muestras líquidas a través de un diafragma o septum de caucho o silicona. Para las

muestras gaseosas se utilizan válvulas rotatorias con bucles de inyección (Rouessac, 2003).

4.2.2.3 Inyectores.

El inyector es la puerta de entrada de la muestra en el cromatógrafo. Tiene dos funciones: vaporizan la muestra a analizar e incorporar la muestra a la corriente del gas portador que se dirige a la columna.

Las características de los inyectores así como los modos de inyección dependen del tipo de columnas que se utilicen, ya que afecta la calidad de la separación.

Los tipos de inyectores más empleados son los siguientes (Rouessac, 2003):

- Inyector de vaporización directa: el volumen de muestra introducida es inmediatamente vaporizada, se recomienda para columnas empacadas o grandes columnas capilares y un caudal del gas portador de 8 mL/min.
- Inyector con o sin división: para columnas capilares de poca capacidad de muestra. Existen dos modos: con división (*split*) o sin división (*splitless*).
- Inyector a temperatura programable: el diseño del inyector es del tipo *split/splitless*, con la ventaja de que la inyección se puede programar en intervalos de temperatura de 20 a 300°C.

4.2.2.4 Horno cromatográfico.

La función del horno del cromatógrafo de gases es mantener la columna termostalizada a una temperatura fija, con variación de $\pm 1^\circ\text{C}$, a una velocidad fija y constante. Por esta última razón, el horno debe tener escasa inercia térmica y un sistema de control de temperatura muy sofisticado que incluya un control en las variaciones de temperatura y el tiempo en el que éstas deben realizarse.

Para columnas empacadas el volumen de las muestras a inyectar oscila entre décimos de microlitro y 20 μL . Las columnas capilares necesitan volúmenes de muestra menor por lo que se requiere de un disgregador para liberar una fracción conocida (1:100 a 1:500) de la muestra inyectada y el exceso desechado.

4.2.2.5 Columnas cromatográficas.

Existen dos tipos de columnas, las columnas empaquetadas o rellenas y las columnas capilares o abiertas. En las columnas empaquetadas, la fase estacionaria está inmovilizada por impregnación o por reacción química con el soporte poroso, mientras que las columnas capilares constan de una capa fina de fase estacionaria, la cual puede estar depositada o unida mediante un enlace químico a la superficie interna de la columna.

4.2.2.5.1 Columnas empacadas.

Las columnas empacadas se fabrican de tubos de vidrio o de metal; con una longitud de 2 a 3 m y con un diámetro interior entre 2 a 4 mm. Por lo general, se presentan como bobinas con diámetros de aproximadamente 15 cm.

El empaque o soporte, están constituidos por tierra de diatomeas tratadas con dimetildiclorosilano o silicatos fósiles (kieselgurhr, trípoli) cuyo esqueleto es químicamente comparable con la de la sílice amorfa. El empaque se emplea con el fin de reducir la tendencia del empaque a adsorber compuestos polares.

4.2.2.5.2 Columnas capilares.

Las columnas capilares fabricadas comúnmente de vidrio o sílice fundido, tienen diámetros interiores de 0.25 a 0.50 mm y longitudes de 25 a 50 m, sus superficies internas están recubiertas de una capa delgada de la fase estacionaria, la cual puede ser cualquiera de los líquidos mencionados en la Tabla 7.

Tabla 7. Algunos ejemplos de fases estacionarias líquidas comunes para cromatografía gas-líquido (Skoog *et. al.*, 1995).

Fase estacionaria	Nombre comercial común	Temperatura máxima (°C).	Aplicaciones comunes.
Polidimetil siloxano	OV-1, SE-30	350	Fase no polar de propósitos generales; hidrocarburos; aromáticos polinucleares; fármacos; esteroides; PCBS.
Fenil-polidimetil siloxano al 5%	OV-3, SE-52	350	Ésteres metílicos de ácidos grasos; alcaloides; fármacos; compuestos halogenados.
Fenil-polidimetil siloxano al 50%	OV-17	250	Fármaco; esteroides; pesticidas; glicoles.
Trifluoropropil-polidimetil siloxano al 50%	OV-210	200	Aromáticos clorados; nitroaromáticos; bencenos alquil sustituidos.
Polietilén glicol	Carbowax 20M	250	Ácidos libres, alcoholes; ésteres; aceites esenciales; glicoles.
Cianopropil-polidimetil siloxano al 50%	OV-275	240	Ácidos grasos poliinsaturados; ácidos de resina; ácidos libres; alcoholes.

Las fases estacionarias sólidas están constituidas por materiales adsorbentes (e.g. sílice o aluminio activados), sales minerales, tamices moleculares de 5 Å, vidrios, polímeros porosos o grafito.

4.2.2.6 Detectores.

Una vez que la muestra es separada por la columna, se dispone a la salida un sistema de detección, el cual responde rápidamente a concentraciones pequeñas de soluto.

Algunas características deseables en un detector son: respuesta lineal, estabilidad, y respuesta uniforme para una amplia variedad de especies químicas o una respuesta predecible y selectiva hacia una o más clases de solutos. Sin embargo, ningún selector sencillo satisface estos requisitos.

4.2.2.6.1 Tipos de detectores.

Los detectores utilizados en cromatografía de gases, de forma general se dividen en detectores universales y detectores específicos. Los primeros ofrecen la ventaja de

responder a cualquier sustancia que sea eluida por la columna, sin embargo, para mezclas complejas ésta característica resulta ser un inconveniente. El segundo tipo de detectores responden solo a un grupo de compuestos para el cual fueron específicamente diseñados. Los detectores que se utilizan comúnmente son: el detector de conductividad térmica, el detector de ionización de llama, el detector de captura electrónica, el detector fotométrico de llama, el detector de fotoionización, entre otros.

4.2.2.6.1.1 Detector de conductividad térmica.

Este dispositivo universal consiste de una fuente cargada eléctricamente cuya temperatura a energía eléctrica constante depende de la conductividad térmica del gas que lo rodea, pueden ser helio o hidrógeno. El elemento calentado puede ser un alambre fino de platino, oro o tungsteno. La resistencia eléctrica de este elemento depende de la conductividad de este gas. Normalmente se utilizan detectores gemelos; uno se coloca sobre la cámara de inyección de la muestra, y el otro inmediatamente debajo de la columna. Los detectores se incorporan en dos brazos de un circuito de puente sencillo de modo que la conductividad térmica del acarreador se cancele. Así, para cantidades pequeñas de especies orgánicas causan decrementos grandes en la conductividad térmica del efluente de la columna, lo cual produce un aumento en la temperatura del detector.

Las ventajas del detector de la conductividad térmica incluyen: su sencillez, linearidad, respuesta general y carácter no destructivo. La limitación más importante es su sensibilidad relativamente baja (10^{-9} g/mL).

4.2.2.6.1.2 Detector de ionización de llama.

Detector universal más utilizado. Estos dispositivos están basados en el hecho de que la mayor parte de los compuestos orgánicos, cuando se pirolizan en una flama caliente, producen intermediarios iónicos que conducen electricidad a través de la flama. Con este detector se utiliza el hidrógeno como gas acarreador, y el eluente se mezcla con oxígeno y se quema con un mechero equipado con electrodos. La detección incluye el monitoreo de la conductividad de los productos de combustión. El detector de llama presenta una sensibilidad elevada (10^{-13} g/mL), una gran respuesta lineal y poco ruido. Una desventaja del detector de ionización es que destruye la muestra (Skoog *et al.*, 1995).

4.2.2.6.1.3 Detector de captura de electrones.

Es un dispositivo selectivo y muy sensible a derivados halogenados de compuestos orgánicos. Una corriente de nitrógeno ionizada por un haz de electrones generados por una fuente radioactiva β^- de energía débil (lámina de tritio o de ^{63}Ni radioactivo), circula entre dos electrodos, de modo que en reposo se establece una corriente basal debida a los electrones libres, mientras que si la zona es atravesada por moléculas que contienen halógeno (F, Cl o Br) la intensidad de corriente disminuye, ya que las moléculas halogenadas captan parte de los electrones para formar iones más pesados y por tanto menos móviles, relacionándose con la concentración de la muestra (McNair, 1981).

4.2.2.6.1.4 Detector de fotoionización.

Detector altamente selectivo para hidrocarburos que contienen azufre o fósforo. Consiste en irradiar el compuesto eluido con una lámpara UV que emita fotones muy energéticos. La fotoionización se produce cuando la energía del fotón es superior a la energía de la primera ionización del compuesto. La recogida de los electrones liberados en un electrodo unido al borde de un electrómetro permite efectuar medidas de concentraciones (McNair, 1981).

El detector de fotoionización tiene la ventaja de funcionar a más de 400°C , no es destructivo, y además, la ionización es reversible.

4.2.2.7 Sistema de registro.

Después de que la muestra pasa por el detector, donde se mide la concentración de cada compuesto químico, se genera una señal eléctrica. Esta señal se transmite a un sistema de registro e integración, el cual genera un cromatograma, que es una gráfica en función del tiempo (o del volumen de la fase móvil adicionada) cuya representación gráfica es mediante picos simétricos (c.f. Figura 5) que son útiles tanto para análisis cualitativo como cuantitativo. Las posiciones de los picos sobre el eje de los tiempos se pueden emplear para identificar los componentes de la muestra; las áreas bajo los picos proporcionan una medida cuantitativa de la cantidad de cada especie.

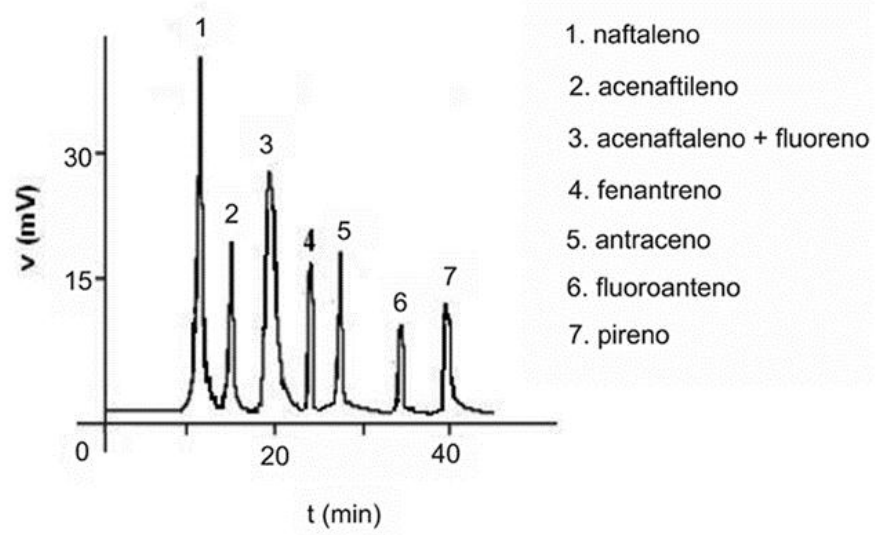


Figura 5. Ejemplo de cromatograma (Santana Romero *et al.*, 2012).

Capítulo V. Marco biológico.

5.1 Evaluación biológica de la calidad del agua.

Existen diversos factores estresantes en el medio ambiente tales como: los contaminantes, el aumento o la escasez de nutrientes, la hipoxia, la turbidez, los sedimentos suspendidos así como hábitats y regímenes hidrológicos alterados que pueden impactar a los recursos acuáticos (Figueroa *et al.*, 2007).

Los organismos vivos que habitan en los cursos de agua presentan adaptaciones evolutivas a determinadas condiciones ambientales y presentan límites de tolerancia a las diferentes modificaciones de las mismas. Los límites de tolerancia varían para cada organismo acuático frente a una determinada alteración. Así, se pueden observar organismos *sensibles* que no soportan alteraciones al medio (organismos *intolerantes*) y organismos con menor sensibilidad a las alteraciones del medio (organismos *tolerantes*). Si la alteración llega a un nivel letal para los intolerantes, estos mueren y su lugar es ocupado por comunidades de organismos tolerantes. Del mismo modo, aun cuando la perturbación no sobrepase el umbral letal, los organismos intolerantes abandonan la zona alterada, con lo cual dejan espacio libre que puede ser colonizado por organismos tolerantes. De modo que, variaciones anormales en la composición y estructura de las comunidades de organismos vivos de los ríos pueden interpretarse como signos evidentes de algún tipo de contaminación (Alba-Tercedor, 1996).

5.2 Definición de bioindicador.

El concepto de bioindicador aplicado a la evaluación de la calidad del agua, es definido como el conjunto de especies que poseen requerimientos particulares en relación con un grupo de variables físicas o químicas (e.g. los cambios de presencia/ausencia, número, morfología o de conducta de esa especie en particular), las cuales son utilizadas para indicar el nivel de degradación de un ecosistema acuático. Es decir, que un bioindicador es aquel cuyas respuestas biológicas son observadas frente a una perturbación ecológica y están referidos como organismos o sistemas biológicos que sirven para evaluar variaciones en la calidad ambiental (Toro, 2011).

5.2.1 Ventajas del uso de los bioindicadores.

Las dos características más importantes de los bioindicadores son: 1) la identificación de las interacciones entre el contaminante y el organismo, y 2) la medición de efectos sub-letales. Por análisis químicos, solo puede medirse una fracción de los contaminantes presentes sin evidenciar los efectos adversos. Los bioindicadores, por su parte, indican la presencia de contaminantes producidos tanto por contaminación difusa como puntual. La sub-letalidad y detección de efectos tempranos conduce a acciones de prevención y remediación (Lorelei *et al.*, 2007).

Además, para el monitoreo de exposición, los bioindicadores tienen la ventaja de reaccionar rápidamente a la exposición y así poder cuantificar únicamente los contaminantes biológicamente disponibles, y como monitores de efectos ellos son capaces de integrar los efectos de múltiples factores estresantes (Toro, 2011).

La principal razón para utilizar bioindicadores en el monitoreo del impacto de la contaminación es que, opuesto a los análisis químicos, los bioindicadores: proveen una medida integrada de la biodisponibilidad de los contaminantes en el tiempo. Mientras que los análisis químicos proporcionan información instantánea, la cual no refleja la evolución de una carga contaminante (López *et al.*, 2009).

5.2.2 Macroinvertebrados como bioindicadores.

Para poder evaluar el deterioro ambiental de un ecosistema acuático debido a un contaminante es necesaria la selección de una comunidad bioindicadora de calidad del agua y el conocimiento previo de la biota que caracteriza la zona de estudio. Uno de los grupos de microorganismos acuáticos más utilizados para el monitoreo, son los macroinvertebrados de la comunidad bentónica.

Entre las ventajas que poseen los macroinvertebrados se pueden mencionar las siguientes (Moya *et. al*, 2009):

- la naturaleza sedentaria de muchas especies, lo cual facilita la evaluación especial de efectos adversos a largo plazo en la comunidad;
- presentan ciclos de vida relativamente cortos reflejando con mayor rapidez las alteraciones del medio ambiente mediante cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades;

- son de amplia distribución, abundantes y de fácil recolección, ya que son visibles a simple vista;
- viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden a acumularse toxinas, las cuales se incorporan a las cadenas tróficas a través de ellos;
- son sensibles a los factores de perturbación y responden a las sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos.

5.2.3 Macroinvertebrados y su uso como indicadores bióticos.

El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos es de larga tradición en países desarrollados. Los primeros estudios en donde utilizaron los macroinvertebrados como bioindicadores en la evaluación de la calidad de los recursos acuáticos fue en Alemania, a principios de siglo XX, con el sistema sapróbico de Kolkwitz y Marsson (1902). Otros científicos europeos retomaron este concepto en los años sesenta y desarrollaron nuevos índices tales, como el índice Biótico de Trent (IBT) (Woodwiss, 1964), el Índice de Chandler (Chandler, 1970), el Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Armitage *et al.*, 1983); el Índice Biológico de Calidad General (IBQG), Índice Biótico Belga (IBB), entre otros.

Por otra parte, el concepto de biondicación fue utilizado en Estados Unidos a partir de los años cincuenta. Por mencionar algunos índices que se desarrollaron en Estados Unidos están el Índice Biótico de Beck (IBB) (Beck, 1955), el Índice de Comparación Secuencial (ICS) (Cairns & Dickson, 1971) o el Índice Biótico de Familia (IBF) (Hauer & Lamberty, 1996), entre otros.

En Latinoamérica, el uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos en la evaluación de la calidad del agua de sistemas acuáticos es muy escaso. Sin embargo, su uso se ha popularizado en los últimos años principalmente en Colombia (Roldán, 1988 y 1992), Brasil (Kuhlmann, 1997) y otros países latinoamericanos. Siendo Colombia el país de América Latina que presentó los primeros trabajos utilizando indicadores biológicos.

5.3 México y el uso de indicadores biológicos.

Actualmente a nivel mundial existe un creciente interés por preservar los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, en México hay una continua degradación de estos ecosistemas

debido al aumento de la explotación de los recursos naturales. Además, la degradación de los recursos acuáticos mexicanos se ve agudizado ya que solo el 5% de aguas residuales reciben algún tipo de tratamiento (CONAGUA, 2013).

A partir de 2005 en México se ha monitoreado la calidad del agua de zonas con influencia antropogénica utilizando tres indicadores: la Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO₅), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST). Estos parámetros permiten reconocer gradientes que van desde una condición relativamente natural o sin influencia de la actividad humana, hasta el agua que muestra indicios o aportaciones importantes de descargas de aguas residuales municipales y no municipales, así como áreas con deforestación severa (CONAGUA, 2013).

Si bien el DBO₅ puede dar indicios del estado biológico de los sistemas acuáticos, éste no proporciona información adicional sobre la degradación de los sistemas acuáticos. Por otra parte, los organismos biológicos (e.g. plantas acuáticas, peces o macroinvertebrados) al presentar alteraciones en sus funciones (comportamiento, alimentación, diversidad) pueden revelar el nivel de degradación de los sistemas acuáticos. Es por ello, que el uso de indicadores biológicos pueden ser de gran utilidad en estudios del monitoreo de la calidad de aguas superficiales. Sin embargo, en México el uso de plantas acuáticas, peces o macroinvertebrados en los estudio del monitoreo de la calidad de los afluentes naturales es muy escaso.

5.4 Métricas que emplean a los macroinvertebrados como bioindicadores.

Existe una gran variedad de métricas basadas en el uso de macroinvertebrados. En este estudio se consideraron 34 métricas de acuerdo a Serrano Balderas *et al.* (2015), las cuales están agrupadas en : A) medidas de riqueza, B) medidas de enumeración, C) índices de diversidad y similitud, D) índices bióticos, E) medidas en función del grupo alimenticio y F) enfoque multimétrico. A continuación, se describen de forma breve cada uno de las métricas.

5.4.1 Medidas de riqueza y enumeración.

Las medidas de riqueza es simplemente el número de organismos encontrados en todas las muestras. Las familias Efemeróptera, Plecóptera y Tricóptera son consideradas de

mayor riqueza ya que se encuentran en ambientes no alterados, mientras que en ecosistemas alterados la riqueza disminuye y podrían observarse Quironomos y Oligoquetos, organismos que toleran la contaminación.

Las medidas de enumeración son calculadas estimando la abundancia relativa de grupos sensibles a la contaminación respecto al total de organismos de macroinvertebrados. Las medidas de enumeración utilizadas en este estudio son: número de familias en común, % EPT, % Efemeróptera, % Plecóptera, % Tricóptera, % Coleóptera, % Díptera, % *Chironomidae*, relación EPT/*Chironomidae*, % género dominante y % taxa dominante.

5.4.2 Índices de diversidad y similitud.

Cuatro índices de diversidad (Índice de Shannon, Índice de Simpson, Índice de Margalef y el Índice de Comparación Secuencial) y dos índices de similitud (Coeficiente de Jaccard y Coeficiente de Sørensen) fueron utilizados en este estudio. Las ecuaciones empleadas para los índices de Shannon, Simpson y Margalef son las siguientes:

Índice de Shannon

$$D = p_i - \log p_i$$

Índice de Simpson

$$D = \frac{-1 \sum n_i (n_i - 1)}{N(N-1)}$$

Índice de Margalef

$$D = S - \frac{(1)}{\log N}$$

Donde: p_i = es la proporción de individuos de cada taxón; $p_i = n_i/N$

n_i = es el número total de organismos de cada taxón (familia)

N = es el número total de organismos de cada taxa

S = es el número total de taxones.

Valores elevados de los índices de Shannon y Margalef indican una alta diversidad y aparentemente, el ecosistema acuático se encuentra limpio. Para el caso del índice de Simpson, valores pequeños del índice corresponden a una alta diversidad. Con la finalidad de simplificar la interpretación del índice de Simpson se utilizó la forma transformada (1-D ó 1/D), en donde la diversidad es mayor cuando los valores del índice de Simpson son altos.

El Índice de Comparación Secuencial (ICS) evalúa la diversidad, y se calcula usando la siguiente expresión;

$$\text{ICS} = \frac{\text{número de corridas}}{\text{número total de organismos}}$$

El índice de diversidad representa la diversidad biológica encontrada en una corriente de agua. Se recomienda se emplee este índice para muestras que contengan menos de 250 organismos. El índice de diversidad se interpreta como sigue: valores superiores a 12 caracterizan corrientes saludables y por ende presentan gran diversidad. Valores menores de 8 representan ecosistemas contaminados. Valores intermedios, entre 8 y 12, corresponde a corrientes semi-contaminados.

El procedimiento para estimar el ICS es como sigue:

Considerar una muestra que contenga macroinvertebrados. Los macroinvertebrados, se colocan en una charola para ser examinados según su apariencia (c. f. Figura 6). Contando de izquierda a derecha, los organismos son comparados entre si al encontrarse con un organismo con apariencia diferente a este se considerará como una nueva corrida hasta encontrar un nuevo organismo.

Para ejemplificar el procedimiento de conteo de corridas se presentan el inciso A y B de la Figura 6. En el inciso A se observa que el primer organismo representa una corrida. En el mismo ejemplo se observa que seguido del primer organismo se encuentran tres organismos similares, los cuales pertenecen a una nueva corrida (corrida 2). Finalmente los últimos cuatro organismos similares entre sí por lo que se consideran como una nueva corrida (corrida 3).

En el inciso B, dos organismos de formas similares (corrida 1), seguido de ocho organismos que no se parecen físicamente a los anteriores perteneciendo a otras nuevas corridas. De esta manera se tienen 3 corridas en el inciso A y 4 corridas en el inciso B.

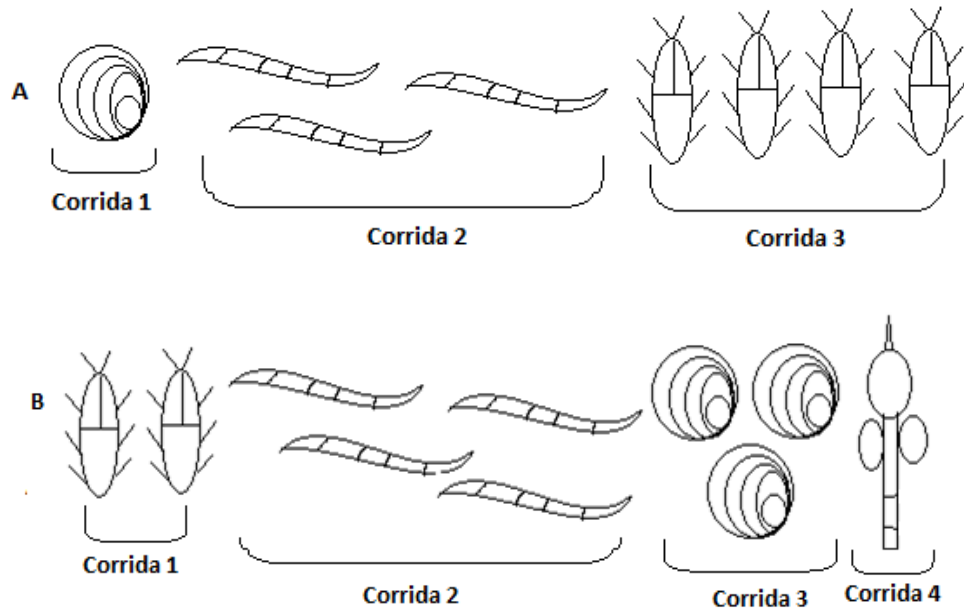


Figura 6. Ejemplo del proceso del conteo de macroinvertebrados para determinar el número de corridas (cada forma representa un organismos diferente). El número de corridas es empleado para calcular el Índice de Comparación Secuencial (ICS).

Los Coeficientes de Jaccard y Sørensen son índices de similitud usados para evaluar las principales diferencias entre sitios muestreados. Se utilizan datos de presencia-ausencia y se calcula con las siguientes ecuaciones:

$$\text{Coeficiente de Jaccard: } C_j = \frac{j}{(a + b - j)}$$

$$\text{Coeficiente de Sørensen: } C_s = \frac{2j}{(a + b)}$$

Donde: j es el número de taxa (familias) en común entre el sitio A y el B.

a es el número total de taxa (familias) en el sitio A.

b es el número total de taxa (familias) en el sitio B.

5.4.3 Índices bióticos.

Los índices bióticos empleados en este estudio son: Índice Biótico de Trent, Índice Biótico Extendido, Índice Biótico de Beck, Índice Biótico de Familia y los índices bióticos británicos Biological Monitoring Working Party y su índice de valor medio asociado el Average Score Per Taxon.

5.4.3.1 Índice Biótico de Trent (IBT).

Los organismos usados para el cálculo de este índice son identificados a nivel de familia, género o especie dependiendo del tipo de organismo. El valor de este índice es de 0 a 10, en donde 10 representa corrientes limpias. El valor de este índice disminuye conforme aumenta la contaminación. En la Tabla 8, se encuentran agrupados los macroinvertebrados y el valor del índice biótico necesario para estimar el índice biótico de Trent. La tabla tiene dos ejes: en el vertical están los valores de riqueza encontrados y en el horizontal se encuentran los macroinvertebrados menos tolerantes.

Tabla 8. Índice Biótico de Trent (IBT). Clave de grupos para la estimación del Índice Biótico de Trent y valores del Índice Biótico relacionado al número total de grupos presentes en una muestra (Metcalf, 1989).

Grupo de macroinvertebrados que pertenece:		Nombres comunes:					
Larvas de la familia Tricóptera		Frigáneas					
Larvas y adultos de la familia Coleóptera		Escarabajos					
Familia de Dípteros (excepto gusanos de sangre)		Moscas verdaderas					
Familia de Anélidos-Oligoquetos		Lombrices					
Ninfas del género Plecóptera		Neópteros					
Ninfas del género Efemeróptera		Efímeras					
Especies de Anélidos- Hirudinea		Sanguijuelas					
Especies de Molúscos		Caracoles					
Especies de Crustáceos		Camarones, piojo de agua					
Larvas de la familia Megalóptera		Siálidos					
<i>Chironomus thumni</i>		Gusano de sangre					
Índice Biótico de Trent							
			Número total de grupos presentes				
			de 0 a 1	de 2 a 5	de 6 a 10	de 11 a 15	16
			Índice Biótico				
Limpia	Presencia de ninfas de Plecóptera.	Más de un especie	-	VII	VIII	VIII	IX
		Solo una especie	-	VI	VII	VIII	IX
Organismos con tendencia a desaparecer conforme el grado de contaminación aumente.	Presencia de ninfas de Efemeróptera (excluyendo <i>Baetis</i>).	Más de un especie	-	VI	VII	VIII	IX
		Solo una especie	-	V	VI	VII	VIII
	Presencia de larvas de Tricóptera o <i>Baetis</i> .	Más de un especie	-	V	VI	VII	VIII
		Solo una especie	IV	IV	V	VI	VII
	Presencia de <i>Gammarus</i> .	Todas las especies anteriores ausentes	III	IV	V	VI	VII
	Presencia de <i>Asellus</i> .	Todas las especies anteriores ausentes	III	IV	V	VI	VII
Presencia de gusanos tubulares y/o larvas rojas de Quironomos.	Todas las especies anteriores ausentes	I	II	III	IV	-	
Contaminada	Todas las especies anteriores ausentes	Algunos organismos tales como <i>Eristalis tenax</i> , ya que no requiere oxígeno disuelto.	-	I	II	-	-

5.4.3.2 Índice Biótico Extendido (IBE).

Los valores de IBE se determinan considerando la abundancia de familias específicas de macroinvertebrados de acuerdo a la tolerancia de factores de estrés. Los valores de IBE van del 0 al 14. Se calculan usando una tabla de 2 ejes (c.f. Tabla 9): el eje vertical corresponde a los valores de riqueza encontrados y el eje horizontal corresponde a organismos bajo factores de estrés (Unidades Sistemáticas, US). Para determinar la calidad del ecosistema acuático. Los valores de IBE son calculados y convertidos a “clases de calidad”. Los organismos usados para calcular el Índice Biótico Extendido (IBE), son identificados a nivel de familia o género.

Tabla 9. Tabla para calcular los valores del Índice Biótico Extendido (IBE) en Clases de Calidad. (Guetti, 1997). US: Número de unidades sistemáticas observadas del grupo taxonómico.

Grupos de fauna que determinan su presencia en el eje horizontal		Número Total de Unidades Sistemáticas que constituyen a la comunidad (eje vertical).								
		De 0 a 1	De 2 a 5	De 6 a 10	De 11 a 15	De 16 a 20	De 21 a 25	De 26 a 30	De 31 a 35	Más de 36
Presencia de Plecóptera (<i>Leuctra</i>)	Más de una US	-	-	8	9	10	11	12	13	14
	Únicamente una US	-	-	7	8	9	10	11	12	13
Presencia de Efemeróptera (excepto <i>Baetidae</i> y <i>Caenidae</i>)	Más de una US	-	-	7	8	9	10	11	12	-
	Únicamente una US	-	-	6	7	8	9	10	11	-
Presencia de Tricóptera (incluidos <i>Baetidae</i> y <i>Caenidae</i>)	Más de una US	-	5	6	7	8	9	10	11	-
	Únicamente una US	-	4	5	6	7	8	9	10	-
<i>Gammarus</i>	Todas las US anteriores están ausentes	-	4	5	6	7	8	9	10	-
<i>Asellus</i>	Todas las US anteriores están ausentes	-	3	4	5	6	7	8	9	-
Oligoquetos y/o Quironomos	Todas las US anteriores están ausentes	1	2	3	4	5	-	-	-	-
Todos los organismos anteriores	Todas las US anteriores están ausentes	0	1	2	3	-	-	-	-	-

Clase	Valor IBE	Características ambientales	Color
I	10-14	Muy bueno, no perturbado	Azul
II	8-9	Bueno, moderadamente perturbado	Verde
III	6-7	Regular, perturbado	Amarillo
IV	4-5	Malo, muy perturbado	Anaranjado
V	0-3	Muy malo, fuertemente perturbado	Rojo

5.4.3.3 Índice Biótico de Beck (IBB).

Para calcular este índice, los macroinvertebrados son contados y organizados de acuerdo a tres clasificaciones propuestas por Beck (c.f. Tabla 10). Las tres clases categóricas de macroinvertebrados dependen de su tolerancia a la contaminación orgánica. Estas se definen como:

Organismos de Clase I (Sensibles o intolerantes): organismos que exhiben una rápida respuesta a la degradación del ambiente acuático, reduciéndose en número.

Organismos de Clase II (Facultativos): organismos que son capaces de sobrevivir bajo condiciones polisapróbicas.

Organismos de Clase III (Tolerantes): organismos que tienen alta resistencia a las condiciones adversas dentro del ambiente acuático.

Una vez que los organismos han sido contados y clasificados, el Índice Biótico de Beck se calcula con la siguiente ecuación:

$$IB = 2 N1 + N2$$

Donde: IB es el Índice Biótico de Beck

N1 es el número de organismos perteneciente a la Clase I.

N2 es el número de organismos perteneciente a la Clase II.

El intervalo de valores del índice es de 0 a 40. A valores pequeños del índice, la contaminación en el medio acuático es mayor.

Tabla 10. Clases de macroinvertebrados bentónicos de acuerdo al Índice Biótico de Beck (IBB) (Beck, 1995).

Macroinvertebrado	Clase	Macroinvertebrado	Clase
Tricóptera		Crustácea	
<i>Hydropsychidae</i>	1	<i>Astacidae</i>	2
<i>Hydroptilidae</i>		Turbellaria	
<i>Limnephilidae</i>		<i>Planaridae</i>	2
<i>Leptoceridae</i>		Diptera	
<i>Helicopsychidae</i>		<i>Tipulidae</i>	2
<i>Psychomyiidae</i>		Molusca	
<i>Goeridae</i>		<i>Pleuroceridae</i>	2
Plecóptera		Diptera	
<i>Perlidae</i>	1	<i>Tabanidae</i>	2
<i>Perlodidae</i>		Crustácea	
Efemeróptera		<i>Asellidae</i>	2
<i>Baetidae</i>	1	Diptera	
<i>Heptageniidae</i>		<i>Simuliidae</i>	2
<i>Ephemeridae</i>		Molusca	
Megalóptera		<i>Physidae</i>	3
<i>Corydalidae</i>	1	<i>Ancylidae (Iapa)</i>	3
Bivalvia		Anélida	
<i>Unionidae</i>	1	<i>Oligochaeta</i>	3
Coleóptera		Diptera	
<i>Elmidae</i>	1	<i>Chironomidae</i>	3
<i>Psephenidae</i>		Anélida	
Odonata Zygoóptera		<i>Hirundinea</i>	3
<i>Coenagrionidae</i>	2	Diptera	
<i>Agrionidae</i>		<i>Psychodidae</i>	3
Odonata Anisóptera			
<i>Aeshnidae</i>	2		
<i>Gomphidae</i>			
<i>Libellulidae</i>			

5.4.3.4 Índice Biótico de Familia (IBF).

Incluye a otros macroinvertebrados que artrópodos, y usa valores de tolerancia a nivel de familia (Hilsenhoff, 1988; Plafkin *et al.*, 1989). Los organismos son identificados a nivel de familia. Los valores de tolerancia asignados van del 0 (para organismos muy intolerantes a la contaminación orgánica) a 10 (para organismos muy tolerantes a la contaminación orgánica) (c.f. Tabla 11). El IBF se calcula empleando la siguiente ecuación:

$$\text{IBF} = \frac{\sum x_i t_i}{n}$$

Donde x_i es el número de organismos en cada taxón (familia)

t_i es el valor de tolerancia de cada taxón (familia).

n es el número total de organismos en cada muestra.

Tabla 11. Evaluación de la calidad del agua usando el Índice Biótico de Familia (IBF) y los valores de tolerancia para cada familia (Hilsenhoff, 1988).

Familias de la clase	Valor de tolerancia	Familias de la clase	Valor de tolerancia	Familias de la clase	Valor de tolerancia
Plecóptera		Tricóptera		Anfípoda	
<i>Leuctridae</i>	0	<i>Glossosomatidae</i>	0	<i>Gammaridae</i>	4
<i>Pteronarcyidae</i>		<i>Odontoceridae</i>		<i>Talitridae</i>	8
<i>Capniidae</i>	1	<i>Rhyacophilidae</i>		Isópoda	
<i>Chloroperlidae</i>		<i>Brachycentridae</i>	1	<i>Asellidae</i>	8
<i>Perlidae</i>		<i>Lepidostomatidae</i>		Megalóptera	
<i>Nemouridae</i>	2	<i>Psychomyiidae</i>	2	<i>Corydalidae</i>	0
<i>Perlodidae</i>		<i>Helicopsychidae</i>	3	<i>Sialidae</i>	4
<i>Taeniopterygidae</i>		<i>Philpotamidae</i>		Lepidóptera	
Efemeróptera		<i>Sericostomatidae</i>	4	<i>Pyralidae</i>	5
<i>Ephemerellidae</i>	1	<i>Hydropsychidae</i>		Coleóptera	
<i>Leptophlebiidae</i>	2	<i>Hydroptilidae</i>		<i>Elmidae</i>	4
<i>Metretopodidae</i>		<i>Leptoceridae</i>		<i>Psephenidae</i>	
<i>Oligoneuriidae</i>		<i>Limnephilidae</i>		<i>Dryopidae</i>	5
<i>Polymitarcyidae</i>		<i>Phryganeidae</i>	Molusca		
<i>Baetiscidae</i>	3	<i>Molannidae</i>	6	<i>Lymnaeidae</i>	6
<i>Baetidae</i>	4	<i>Polycentropodidae</i>		Anélida	
<i>Ephemeridae</i>		Diptera		<i>Oligochaeta</i>	8
<i>Heptageniidae</i>		<i>Blephariceridae</i>	0		
<i>Potomanthidae</i>		<i>Athericidae</i>	2		
<i>Tricorythidae</i>		<i>Tipulidae</i>	3		
<i>Caenidae</i>	7	<i>Dolichopodidae</i>	4		
<i>Siphonuridae</i>		<i>Ceratopogonidae</i>	6		
Odonata		Otros <i>Chironomidae</i> (incluyendo rosas)			
<i>Gomphidae</i>	1	<i>Empididae</i>			
<i>Aeshnidae</i>	3	<i>Ephydriidae</i>			
<i>Cordulegastridae</i>		<i>Muscidae</i>			
<i>Macromiidae</i>		<i>Simuliidae</i>			
<i>Calopterygidae</i>	5	<i>Tabanidae</i>			
<i>Coenagrionidae</i>	9	<i>Chironomidae</i> (Chironini)	8		
<i>Gomphidae</i>		<i>Psychodidae</i>	10		
<i>Lestidae</i>		<i>Syrphidae</i>			
<i>Libellulidae</i>					

Índice Biótico de Familia	Calidad del Agua	Grado por contaminación orgánica
0.00-3.75	Excelente	Sin contaminación orgánica aparente.
4.76-4.25	Muy buena	Ligera contaminación orgánica.
4.26-5.00	Buena	Algo de contaminación orgánica.
5.01-5.75	Regular	Contaminación orgánica regular.
5.76-6.50	Mala	Significativa contaminación orgánica.
6.51-7.25	Muy mala	Considerable contaminación orgánica.
7.26-10.00	Pésima	Severa contaminación orgánica.

5.4.3.5 Biological Monitoring Working Party (BMWP).

Para calcular el BMWP, se suma la puntuación individual de cada familia presente en una muestra. Valores elevados del BMWP indican que un sitio está limpio (sin contaminación); mientras que a bajos valores del BMWP, el sitio se encuentra contaminado (c.f. Tabla 12).

Tabla 12. Sistema de puntuación del Biomonitoring Workig Party (BMWP).

Familias	Puntaje	
<i>Siphonuridae Heptageniidae Leptophlebiidae Ephemerellidae</i>	10	
<i>Potamanthidae Ephemeridae</i>		
<i>Taeniopterygidae Leuctridae Capniidae Perlodidae Perlidae</i>		
<i>Chloroperlidae</i>		
<i>Aphelocheiridae</i>		
<i>Phryganeidae</i>		
<i>Leptoceridae Molannidae Beraeidae Odontoceridae</i>		
<i>Sericostomatidae Goeridae Lepidostomatidae Brachycentridae</i>		
<i>Astacidae</i>	8	
<i>Lestidae Agriidae Gomphidae Cordulegasteridae Aeshnidae</i>		
<i>Corduliidae Libellulidae</i>		
<i>Psychomyiidae Philopotamidae</i>		
<i>Caenidae</i>	7	
<i>Nemouridae</i>		
<i>Rhyacophilidae Polycentropodidae Limnephilidae</i>		
<i>Neritidae Viviparidae Ancylidae</i>	6	
<i>Hydroptilidae</i>		
<i>Unionidae</i>		
<i>Corophiidae Gammaridae</i>		
<i>Platycnemididae Coenagriidae</i>		
<i>Mesoveliidae Hydrometridae Gerridae Nepidae Naucoridae</i>		
<i>Notonectidae4 Pleidae Corixidae</i>	5	
<i>Halplidae Hygrobiidae Dystiscidae Gyrinidae</i>		
<i>Hydrophilidae Crambidae Helodidae Dryopidae Elimidae</i>		
<i>Chrysomelidae Curculionidae</i>		
<i>Hydropssychidae</i>		
<i>Tipulidae Simuliidae</i>		
<i>Planariidae Dendrocoelidae</i>		
<i>Baetidae</i>		4
<i>Sialidae</i>		
<i>Piscicolidae</i>		
<i>Valvatidae Hydrobiidae Lymnaeidae Physidae Planorbidae</i>	3	
<i>Sphaeriidae</i>		
<i>Glossiphoniidae Hirudinea Eropobdellidae</i>		
<i>Asellidae</i>		
<i>Chironomidae</i>	2	
<i>Oligoqueta (la clase completa)</i>	1	

5.4.3.6 Average Score Per Taxon (ASPT).

El ASPT se calcula dividiendo la puntuación del BMWP entre el número total de los contribuyentes del taxa. Valores elevados de ASPT caracterizarán por agua limpia (sin contaminantes) con un número relativamente grande de taxones con alta puntuación. Bajos valores de ASPT son distintivos de sitios contaminados que no tienen muchos taxones con alta puntuación (c.f. Tabla 13).

Tabla 13. Biological Monitoring Working Party (BMWP) y Average Score Per Taxon (ASPT) y su índice de calidad relacionado (Armitage *et al.*, 1983; Friedrich *et al.*, 1996 National Water Council, 1981).

Puntaje del BMWP.	Puntaje del ASPT.	Categoría.	Interpretación.
0 – 10	< 3.60	Muy mala.	Fuertemente contaminada.
11 – 40	3.61 – 4.20	Mala.	Contaminada.
41 – 70	4.21 – 4.80	Moderada.	Moderadamente contaminada.
71 – 100	4.81 – 5.40	Buena.	Limpia pero ligeramente contaminada.
>100	>5.41	Muy buena.	Sin contaminación.

5.4.4 Métricas con base a los grupos alimenticios.

Seis medidas con base a los grupos alimenticios fueron utilizadas en este estudio, estas incluyen: a los filtradores-colectores, raspadores, fragmentadores, depredadores y colectores-depositadores. Los grupos alimenticios presentados aquí se basan en mecanismos de comportamiento y alimentación (Merrit *et al.*, 2008).

Tabla 14. Grupos funcionales de acuerdo a su alimentación (GFA): Clasificación y fuentes alimenticias. Materia orgánica particulada gruesa (MOPG); Materia orgánica particulada fina (MOPF) (Merrit *et al.*, 2008).

Grupos funcionales	Mecanismos de alimentación en función al tamaño de partícula.	Recursos alimenticios predominantes.	Tamaño de partícula (mm).
Fragmentadores	Mastican madera o tejido de plantas vasculares vivas.	MOPG-descomponen plantas vasculares.	> 1.0
Filtradores-colectores	Alimentadores en suspensión: filtran las partículas del agua.	MOPF-descomponen partículas detritales: algas, bacterias y heces.	0.01 - 1.0
Colectores-depositadores	Alimentadores de depósito: ingieren sedimentos o partículas sueltas que reúnen en áreas de deposición.	MOPF-descomponen partículas detritales: algas, bacterias y heces.	0.05 - 1.0
Raspadores	Se alimentan de rocas, superficies de madera o tallos de plantas acuáticas.	Atacan al perifiton, algas no filamentosas y asociadas a detritus, microflora y fauna, y heces.	0.01 - 1.0
Depredadores	Capturan o engullen presas o tejidos; ingieren fluidos corporales.	Presas-animales vivos.	> 0.5

5.4.5 Enfoque multimétrico.

El Índice de Integridad Biótica (IIB) para macroinvertebrados fue propuesto por Weigel *et al.* (2002) para corrientes del centro oeste de México. Este índice está compuesto de ocho métricas incluyendo: la captura por unidad de esfuerzo, la riqueza genérica, el porcentaje de los géneros EPT, el porcentaje de individuos *Chironomidae*, el Índice Biológico de Familia (Hilsenhoff), el porcentaje de individuos depositadores (% Depo), el porcentaje de individuos depredadores (% Depre) y el porcentaje de individuos de colectores (% Colect). El puntaje final del IIB se usa después para clasificar la corriente en una de cinco calidades (c.f. Tabla 15).

Tabla 15. Valores de calidad del índice multimétrico y su relación biológica en respuesta a las condiciones ambientales (Weigel *et al.*, 2002).

Métrica	Pobre (0)	Al límite (5)	Bueno (10)
Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)	≤ 50	-	>50
Riqueza genérica (RG)			
Área de la cuenca ≤ 400 Km ²	≤ 13	14- 22	≥ 23
Área de la cuenca > 400 Km ²	≤ 11	-	≥ 12
% EPT			
Área de la cuenca ≤ 400 Km ²	< 32	32 - 38	> 38
Área de la cuenca > 400 Km ²	< 35	35 - 55	> 55
% individuos <i>Chironomidae</i> (% Midge)	> 25	de 5 - 25	< 5
Índice Biológico de Hilselhoff (IBH)	> 5.0	4.25 -5.0	< 4.25
% de individuos depositadores (% Depo)	> 75	55 - 75	< 55
% de individuos depredadores (% Depred)	< 4	de 4 - 14	> 14
% de individuos de colectores (% Colect)	> 48	44 - 48	< 44

Valor y la calificación cualitativa	Respuesta biológica a condición ambiental
75-80 Muy buena	Comparable con sitios mínimamente influenciados por contaminación. La cantidad de macroinvertebrados es abundante y el %EPT es superior en el sitio muestreado debido al tamaño de la corriente. Los Quironomos están ausentes o el %Midge es muy bajo. El valor numérico del IBF es bajo al igual que %Depo, indicando que no hay contaminación orgánica suspendida y la materia orgánica sedimentaria es indetectable. El %Depred es elevado y el %Colect es bajo indicando el predominio de especies con alimentación especializada. Posiblemente las fuentes no puntuales de contaminación orgánica son mínimas o se encuentran distantes del sitio muestreado.
60-70 Buena	Sitios generalmente con bajos niveles de contaminación en los que las fuentes no puntuales de contaminación han influido en algunos aspectos del ambiente de los macroinvertebrados. La riqueza del sitio (GR) y el %EPT son generalmente altos, pero no pueden estar en el máximo para el tamaño de la corriente. A menudo el %Midge, el %Depo y el %Colect aumentan. El grado de contaminación orgánica puede reflejarse en los valores de IBF.
50-55 Regular	Sitios contaminados por fuentes puntuales que pueden estar en pequeñas cantidades o encontrarse distantes al sitio muestreado. El grado de contaminación por fuentes no puntuales es moderado a severo. La GR y el % EPT son de valores intermedios a bajos para el tamaño de la corriente. La presencia de odonatos y otros taxones depositadores es cada vez más frecuente. Los valores del IBF y el %Midge tienden a ser de intermedios a altos.
25-45 Mala	Sitios significativamente contaminados por fuentes puntuales presentes en el sitio o muy cercanos a este. La contaminación por sitios no puntuales puede ser severa. La riqueza del sitio y el porcentaje de EPT normalmente son bajos, pero son altos, debido al elevado %Midge. Los valores de IBF y el %Depo sugieren conjunto de macroinvertebrados muy tolerantes.
0-20 Muy mala	El sitio se encuentra severamente alterado por contaminación orgánica de fuente puntual. Valores de cero pueden resultar de que toda el agua sea desviada para el riego o de que se colecten <100 individuos en 4 CPUEs Los Quironomos son normalmente los únicos macroinvertebrados presentes y generalmente son abundantes. Si otros taxones están presentes, su abundancia es baja.

Capítulo VI. Metodología.

6.1 Recolección y almacenamiento de muestras de agua.

La toma de muestras se llevó a cabo en dos épocas; en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y en periodo de secas (Marzo del 2015), para comparar las concentraciones de los 18 plaguicidas detectados en cada uno de los periodos y encontrar una posible relación con la presencia o ausencia de las distintas familias de macroinvertebrados encontrados.

El muestreo fue realizado a lo largo del río Tula (c.f. Figura 7), en cinco puntos de muestreo localizados en las cercanías de diferentes municipios del estado de Hidalgo (c.f. Tabla 16). Las muestras de agua y macroinvertebrados fueron colectadas en cada punto de muestreo por duplicado.

Tabla 16. Localización geográfica de los municipios que atraviesa el río Tula.

Nombre del sitio	Localización del sitio	Latitud	Longitud	Altitud (msnm)
H1	Tasquillo	20° 33.703'	099° 18.581'	5778
H2	Ixmiquilpan	20° 28.829'	099° 13.277'	5678
H3	Ixmiquilpan	20° 29.585'	099° 13.310'	5598
H4	Tlacotalpilco	20° 22.451'	099° 13.414'	5588
H5	Progreso	20° 14.696'	099° 12.344'	5587

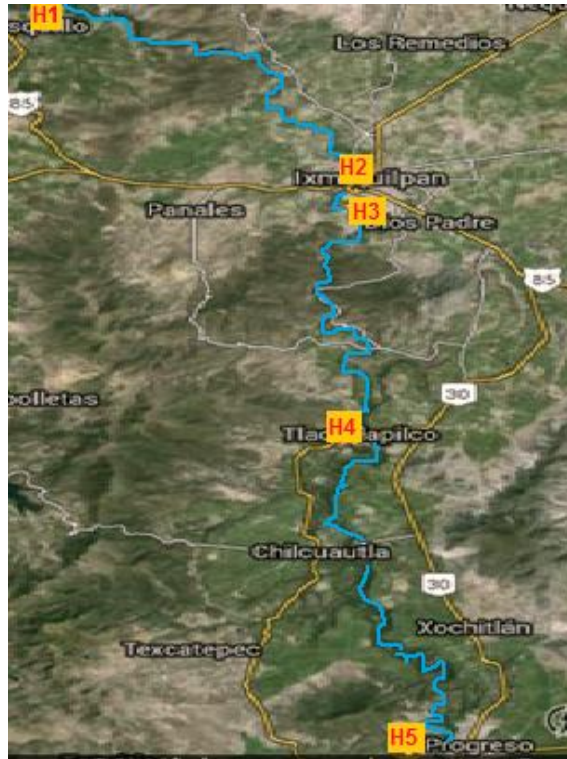


Figura 7. Mapa de los sitios muestreados en el río Tula estado de Hidalgo.

Cabe mencionar que con el fin de evaluar la contaminación por plaguicidas organoclorados, cuyo uso es restringido en México, se muestrearon intencionalmente dos sitios próximos a terrenos de cultivo; los sitios H2 y H3. Mientras que los sitios H1, H4 y H5 se encuentran localizados cerca de las comunidades, donde se sospecha un gran impacto de contaminación antropogénica.

Para el análisis de elementos mayores se colectaron muestras de agua en botellas de plástico con una capacidad de 1L. Para el análisis de metales pesados las muestras de agua fueron colectadas en botellas de plástico de 500 mL y acidificadas con ácido nítrico hasta un pH inferior a 2.0, con la finalidad de reducir al máximo la precipitación de los cationes de interés, así como su adsorción en las paredes del envase. Para el análisis de plaguicidas las muestras de agua fueron colectadas en botellas de vidrio color ámbar de 500 mL. Posteriormente, las muestras fueron trasladadas al laboratorio en una hielera a una temperatura de 4°C con la finalidad de evitar posibles alteraciones químicas durante el tiempo que transcurre entre la toma de muestra y su análisis.

6.2 Análisis de muestras de agua.

6.2.1 Determinaciones de parámetros fisicoquímicos.

Las mediciones de pH y conductividad se efectuaron *in situ*. Para determinar el pH de las muestras se empleó un potenciómetro marca ORION, calibrándolo con soluciones buffer de pH 4, 7 y 10 a la temperatura del agua. Para medir la conductividad de las muestras se calibró un conductímetro marca Conductronic PC-18 con una solución estándar de 1990 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

6.2.2 Determinación de especies mayores.

Posteriormente se realizaron los análisis de especies mayores considerando la metodología utilizada por Armienta et al. (1987). Se determinó alcalinidad (CO_3^{2-} y HCO_3^-) mediante el método de titulación; la dureza (Ca^{2+} , Mg^{2+}) mediante el método titulométrico de EDTA; cloruros y fluoruros (Cl^- , F^-) se determinaron por el método potenciométrico; sodio y potasio (Na^+ , K^+) mediante espectroscopia de absorción atómica con emisión, sulfatos (SO_4^{2-}) mediante el método turbidimétrico, sílice (Si) mediante el método del molibdosilicato y el boro (B) mediante el método del ácido carmínico.

6.2.3 Cuantificación de metales.

Para la determinación de metales en agua, las muestras de agua fueron filtradas a través de un filtro de 4 μm . Posteriormente, las muestras filtradas y acidificadas se analizaron mediante espectroscopia de absorción atómica.

La cuantificación de arsénico se llevó a cabo mediante espectroscopia de absorción atómica por generación de hidruros y sistema FIAS, para lo cual se empleó la espectroscopia de absorción atómica marca Perkin Elmer modelo AAnalyst100 y se usó como combustible una mezcla de aire-acetileno. La generación del hidruro se consiguió tratando la muestra con una disolución de borohidruro de sodio (NaBH_4) en medio ácido (HCl 10%) previa reducción con yoduro de potasio.

Para la cuantificación de plomo, manganeso, cobre, cadmio y zinc se empleó el espectrómetro de absorción atómica por horno de grafito marca Perkin Elmer AAnalyst100 y HGA.

6.2.4 Cuantificación de plaguicidas organoclorados.

6.2.4.1. Extracción en fase sólida.

Previo a la extracción en fase sólida y para evitar contaminación el material fue lavado con agua y jabón y posteriormente se sumergió en HCl al 10% durante dos horas con el fin de eliminar residuos de materia orgánica. Seguido de la acidificación, el material se enjuagó con agua MilliQ y se secó perfectamente. Una vez seco, se enjuagó con acetona y después con hexano para eliminar residuos de cualquier compuesto orgánico.

Las muestras fueron manipuladas dentro de las 48 horas después de haber sido colectadas. Estas fueron filtradas a través de una membrana Millipore de 0.45 µm.

En un sistema Manifold, se colocaron cartuchos Strata C-18 marca Phenomenex®, con una capacidad de 200 mg/ 6mL. Los cartuchos fueron acondicionados usando 5 mL de diclorometano, 5 mL de metanol y finalmente 5 mL de agua MilliQ, a una velocidad de flujo de 1mL/min. Posteriormente las muestras de agua fueron introducidas a través de los cartuchos a una velocidad de flujo de 1 mL/min. Una vez que los 500 mL de muestra fueron filtrados, se removió la máxima cantidad de agua contenida dentro del cartucho pasando aire durante 15 minutos.

Los compuestos orgánicos de interés que retuvieron los cartuchos fueron diluidos con 2 mL de diclorometano y colectados en un vial de vidrio color ámbar en el que se conservó la muestra libre de agua. En caso de que la muestra contuviera trazas de agua, se agregó sulfato de sodio anhidro y se trasvasó a otro vial ámbar limpio y seco.

Las muestras que se obtuvieron de la extracción fueron llevadas a sequedad con nitrógeno y reconstituidas con 1 mL de una mezcla acetato de etilo: hexano (25:75, %v/v). Finalmente las muestras fueron almacenadas en viales ámbar y conservadas a 4°C para su análisis por cromatografía de gases.

6.2.4.2. Cromatografía de gases

Se trabajó con un cromatógrafo de gases acoplado a un detector por captura de electrones (CG-EC Agilent Technologies 6890N).

La columna capilar utilizada fue modelo Agilent 19091S-A433, empleando nitrógeno como gas portador, con una velocidad de flujo de 1 mL/min. Se inyectó 1 µL en modo *splitless*.

La rampa de temperaturas empleada para el análisis fue la siguiente: la temperatura inicial fue de 80°C durante 1 minuto, a partir de dicha temperatura se ascendió a 175°C a una velocidad de 30°C/min, esa segunda temperatura se mantuvo durante 4 min y luego a una velocidad de 6°C/min se elevó la temperatura a 215°C, la cual se mantuvo por 2 minutos para posteriormente ascenderla a una temperatura final de 290°C a 15°C/min.

En la siguiente Figura se resumen los pasos realizados para la determinación de los plaguicidas organoclorados.

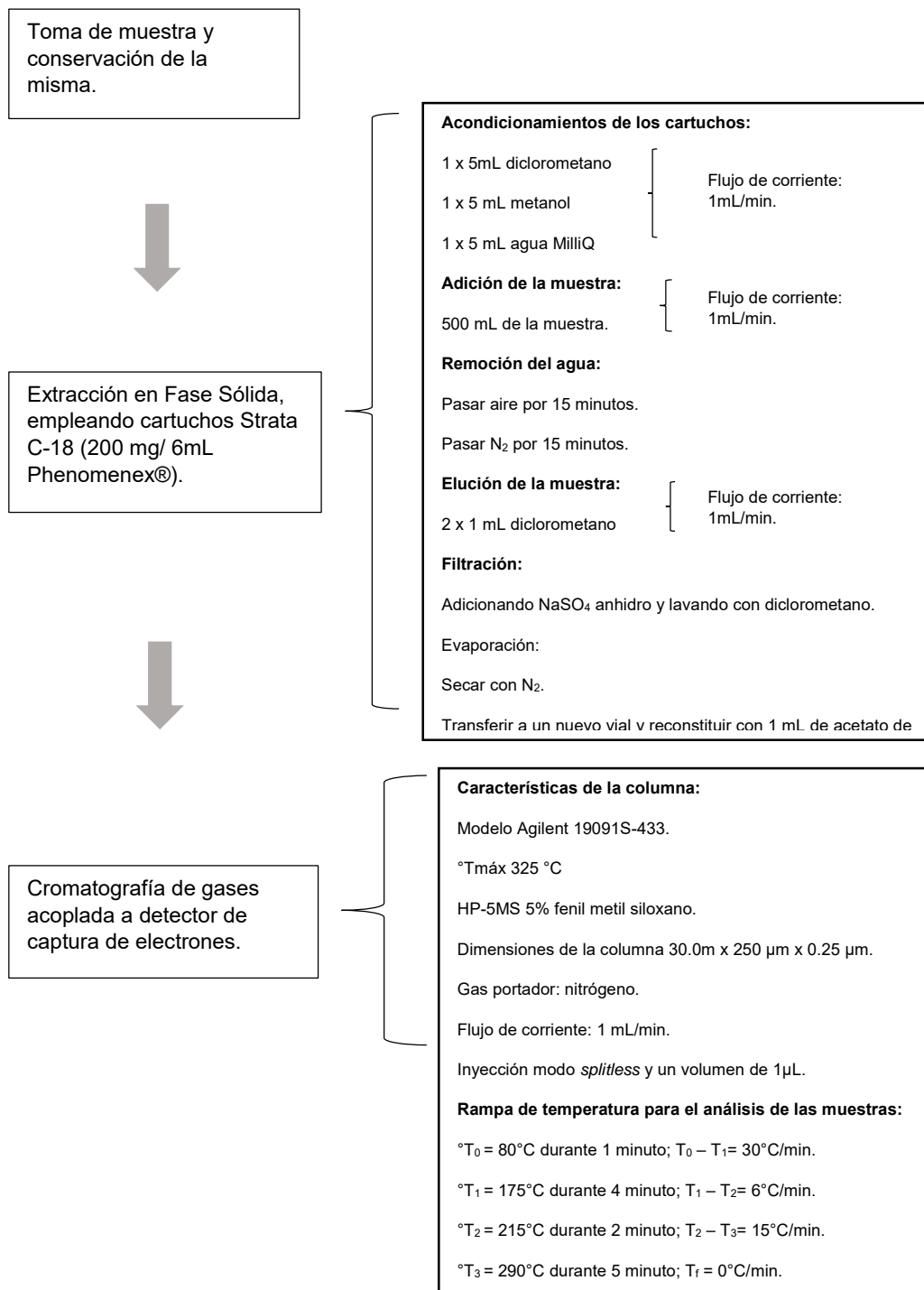


Figura 8. Diagrama de flujo para la determinación de plaguicidas organoclorados.

6.2.5 Análisis de muestras de macroinvertebrados.

6.2.5.1 Recolección de muestras de macroinvertebrados.

Se tomaron muestras lo más representativas posible, de los distintos hábitats y sustratos encontrados en los sitios de muestreo. Se seleccionaron zonas de fácil acceso, lo más

distanciadas de la orilla, tratando de evitar las zonas estancadas (Jáimez-Cuéllar *et al.*, 2002). Se evitaron zonas lejanas de descarga, que pudieran afectar la representatividad del sitio y la calidad del hábitat (Barbour *et al.*, 1999). Las muestras fueron colectadas por duplicado con la ayuda de una red Surber.

Las matrices en las que habitan los macroinvertebrados, tales como piedras, hojarasca o raíces, fueron limpiadas o “lavadas” cuidadosamente con la mano para recuperar la mayor parte de organismos. El material colectado se colocó dentro de bolsas de plástico Ziploc y se fijaron con etanol al 70%. Las muestras debidamente etiquetadas fueron transportadas al laboratorio para su posterior cuantificación e identificación taxonómica a nivel de familia.

6.2.5.2 Separación e identificación de macroinvertebrados.

El material colectado en terreno se limpió y separó cuidadosamente para evitar romper las estructuras de validez taxonómica de los macroinvertebrados. Posteriormente los organismos fueron identificados y contabilizados, determinando las abundancias de cada familia por sitio de muestreo en cada uno de los periodos muestreados.

La identificación de organismos se realizó usando diferentes claves taxonómicas (Heckman, 2006, 2008, 2011; Merrit *et al.*, 2008; Tachet *et al.*, 2010; Novelo-Gutiérrez, 1997a, 1997b).

Finalmente se calcularon diferentes índices con enfoques de diversidad y bióticos de acuerdo a Serrano Balderas *et al.* (2015).

Capítulo VII. Resultados y discusión.

A continuación se muestran los resultados de los diferentes análisis realizados.

7.1 Propiedades fisicoquímicas.

Los resultados del análisis en el laboratorio de los muestreos realizados en el río Tula de diferentes épocas se detallan a continuación.

Tabla 17. Resultados de pH, conductividad y especies mayores de las muestras tomadas en el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014).

Muestra	pH	Ω ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	CO_3^{2-} (mg/L)	HCO_3^- (mg/L)	SO_4^{2-} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	F^- (mg/L)
H1	7.20 \pm 0.02	1152 \pm 4	N.D.	391.3 \pm 2.4	104 \pm 2	121.3 \pm 0.4	0.53 \pm 0.00
H2	7.40 \pm 0.06	1078 \pm 4	N.D.	383.2 \pm 0.0	98 \pm 1	110.3 \pm 0.4	0.50 \pm 0.00
H3	7.40 \pm 0.04	1077 \pm 5	N.D.	384.0 \pm 1.1	97 \pm 1	111.0 \pm 0.7	0.48 \pm 0.01
H4	7.36 \pm 0.04	1076 \pm 3	N.D.	388.8 \pm 1.2	96 \pm 1	111.0 \pm 0.0	0.52 \pm 0.01
H5	7.20 \pm 0.02	1019 \pm 6	N.D.	382.5 \pm 5.7	89 \pm 1	107.3 \pm 0.4	0.51 \pm 0.01

Continuación de la Tabla 17. Resultados de pH, conductividad y especies mayores de las muestras tomadas en el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014).

Muestra	Na^+ (mg/L)	K^+ (mg/L)	Ca^{2+} (mg/L)	Mg^{2+} (mg/L)	Boro (mg/L)	SiO_2 (mg/L)	NO_3^- (mg/L)
H1	148.2 \pm 0.5	22.8 \pm 0.0	52.1 \pm 0.0	25.8 \pm 0.0	0.66 \pm 0.01	47.14 \pm 1.73	49.74 \pm 0.17
H2	138.8 \pm 0.4	22.6 \pm 0.1	46.1 \pm 0.0	24.9 \pm 0.0	0.68 \pm 0.02	45.14 \pm 0.35	25.60 \pm 0.00
H3	135.3 \pm 0.4	22.5 \pm 0.1	46.1 \pm 0.0	24.3 \pm 0.0	0.65 \pm 0.01	45.19 \pm 0.26	27.08 \pm 12.80
H4	135.0 \pm 3.5	22.4 \pm 0.3	44.1 \pm 0.0	24.8 \pm 0.6	0.65 \pm 0.01	44.50 \pm 0.61	39.65 \pm 7.24
H5	126.5 \pm 2.1	21.8 \pm 0.0	42.6 \pm 0.7	23.4 \pm 0.4	0.58 \pm 0.04	43.78 \pm 0.88	52.80 \pm 0.00

Tabla 18. Resultados de pH, conductividad y especies mayores de las muestras tomadas en el periodo de secas (Marzo del 2015).

Muestra	pH	Ω ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	CO_3^{2-} (mg/L)	HCO_3^- (mg/L)	SO_4^{2-} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	F^- (mg/L)
H1	7.82 \pm 0.09	1777 \pm 16	45 \pm 2	447.7 \pm 8.9	204 \pm 1	260.0 \pm 3.5	0.76 \pm 0.01
H2	7.67 \pm 0.09	1576 \pm 17	N.D.	554.8 \pm 0.0	146 \pm 2	175.5 \pm 7.1	0.75 \pm 0.01
H3	7.73 \pm 0.00	1578 \pm 7	37 \pm 0	472.9 \pm 0.0	137 \pm 6	163.3 \pm 0.4	0.77 \pm 0.00
H4	7.79 \pm 0.07	1568 \pm 12	42 \pm 7	471.3 \pm 15.6	156 \pm 3	166.8 \pm 5.3	0.77 \pm 0.01
H5	7.70 \pm 0.01	1565 \pm 1	40 \pm 0	488.6 \pm 4.5	131 \pm 2	169.5 \pm 1.4	0.76 \pm 0.00

Continuación Tabla 18. Resultados de pH, conductividad y especies mayores de las muestras tomadas en el periodo de secas (Marzo del 2015).

Muestra	Na ⁺ (mg/L)	K ⁺ (mg/L)	Ca ²⁺ (mg/L)	Mg ²⁺ (mg/L)	Boro (mg/L)	SiO ₂ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)
H1	238.2 ± 2.6	29.1 ± 0.0	95.8 ± 0.0	41.4 ± 0.4	0.75 ± 0.06	69.61 ± 0.53	47.12 ± 0.67
H2	187.5 ± 0.7	31.3 ± 1.1	80.7 ± 0.7	51.5 ± 0.4	0.68 ± 0.04	68.70 ± 0.76	40.65 ± 0.14
H3	188.2 ± 0.9	30.6 ± 0.1	86.4 ± 1.5	47.7 ± 0.4	0.72 ± 0.01	68.53 ± 1.29	39.87 ± 0.79
H4	188.3 ± 1.1	30.7 ± 0.1	86.4 ± 0.0	51.8 ± 0.0	0.71 ± 0.00	68.46 ± 0.42	42.12 ± 0.38
H5	187.2 ± 1.6	27.6 ± 0.1	87.4 ± 0.0	53.0 ± 0.0	0.78 ± 0.03	68.53 ± 0.83	37.57 ± 0.50

Como se aprecia en la Figura 9, las muestras analizadas en periodo de secas presentan concentraciones más elevadas en comparación con las muestras analizadas en periodo de post-lluvias. Dicho comportamiento se debe a que en época de secas la evaporación del agua es mayor, por lo que se observa un descenso en el nivel del agua (Chen *et al.*, 2001) y una concentración de las sales disueltas.

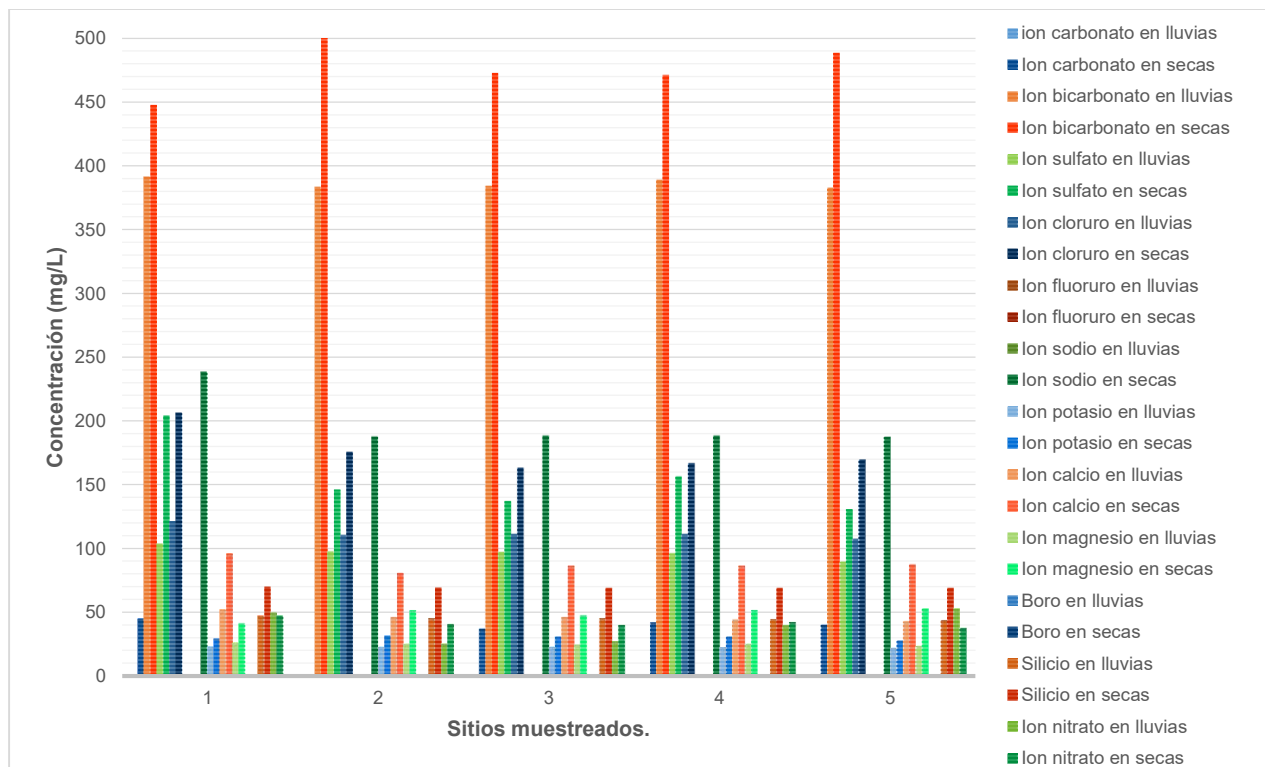


Figura 9. Comparación de los parámetros fisicoquímicos analizados de muestras de agua en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y en periodo de secas (Marzo del 2015):

A continuación se detallan cada una de las características fisicoquímicas del agua.

7.1.1 pH

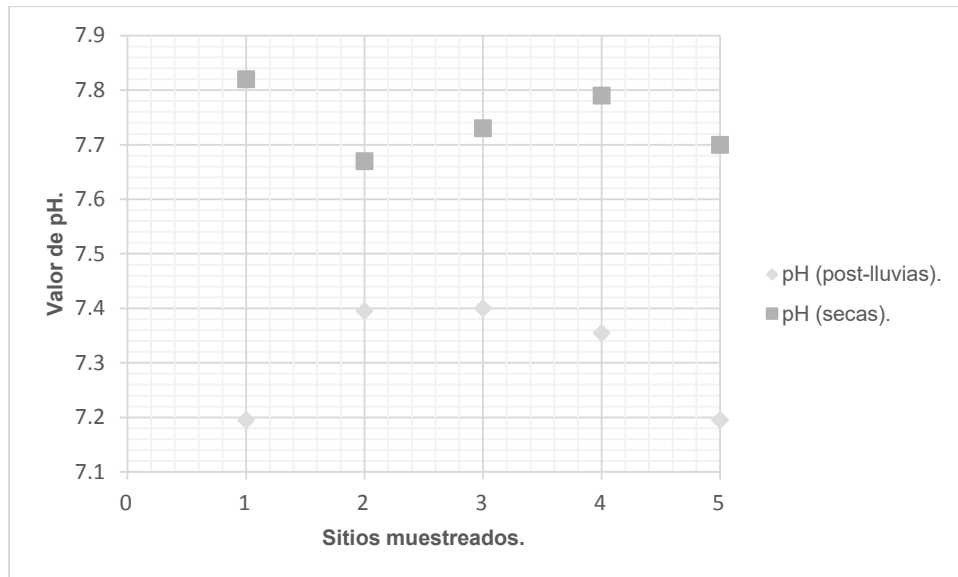


Figura 10. Comparación del pH del río Tula en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y en periodo de secas (Marzo del 2015).

Como se observa en la Figura 10, los valores de pH tienden a ser mayores en el periodo de secas (entre 7.65 a 7.85) con tendencia ligeramente alcalina en comparación con el periodo de post-lluvias, en el que los valores de pH se encuentran dentro del intervalo de 7.190 a 7.400 con una tendencia a pH neutros.

El sitio con mayor pH en periodo de secas fue el sitio H1 (7.82 ± 0.09), seguido de los sitios H4 y H3, con pH de 7.79 ± 0.07 y 7.73 ± 0.00 respectivamente. Los sitios con menor pH fueron los sitios H2 (7.67 ± 0.09) y H5 (7.70 ± 0.01). Mientras que en periodo de post-lluvias el sitio H3 presentó el pH más elevado 7.40 ± 0.04 , seguido del sitio H2 con un valor de pH de 7.40 ± 0.06 y el sitio H4 con una pH de 7.36 ± 0.04 , siendo los sitios H1 y H5, los sitios que presentaron valores de pH bajos con 7.20 ± 0.02 para ambos casos.

Cabe mencionar que los valores de pH de todos los sitios muestreados durante el periodo de post-lluvias y durante el periodo de secas se encontraron por dentro de los límites permisibles (6.5 a 8.5) establecidos en la NOM-032-ECOL-1993.

7.1.2 Conductividad.

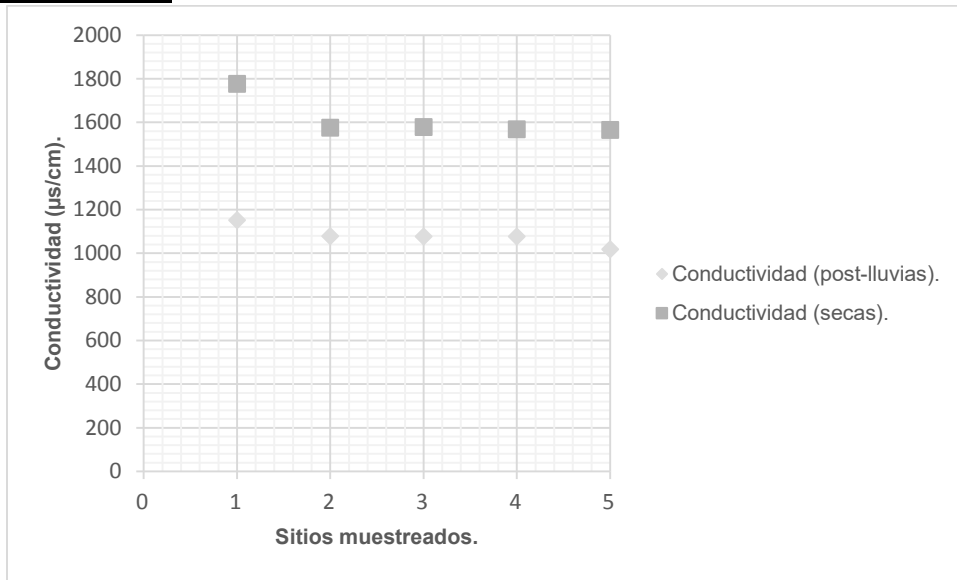


Figura 11. Comparación de la conductividad del río Tula en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y en periodo de secas (Marzo del 2015).

Por otra parte los valores de conductividad, propiedad asociada a la cantidad de iones disueltos en el agua, se presentó en el periodo de post-lluvias 0.5 veces por debajo de la conductividad media medida en el periodo de secas (c.f. Figura 11), lo que indica que en periodo de post-lluvias hay menor concentración de iones disueltos, debido al mayor volumen de agua que fluye por el río Tula.

Es de hacer notar que el sitio H1 para el periodo de post-lluvias presentó mayor conductividad ($1152 \pm 4 \mu\text{s/cm}$) y conforme se muestreó el resto de los sitios (H2, H3, H4 y H5) esta propiedad química fue disminuyendo de 1078 hasta 1019 $\mu\text{s/cm}$ en el sitio H5.

Respecto al periodo de secas se presentó una tendencia similar, presentando una primer disminución de conductividad del sitio H1 al sitio H2, de $1777 \pm 16 \mu\text{s/cm}$ a $1576 \pm 17 \mu\text{s/cm}$. Posteriormente hubo una segunda disminución a partir de los sitios H3 hasta el sitio H5; con una conductividad de $1578 \pm 7 \mu\text{s/cm}$ para el sitio H3, una conductividad de $1568 \pm 12 \mu\text{s/cm}$ para el sitio H4 y una conductividad de $1565 \pm 1 \mu\text{s/cm}$ para el sitio H5.

Cabe mencionar que los valores de conductividad medidos en ambos periodos de muestreo se encontraron por debajo de 2 000 $\mu\text{s/cm}$, valor establecido por la NOM-032-ECOL-1993.

7.1.3 Iones: cloruro, fluoruro, sodio y potasio.

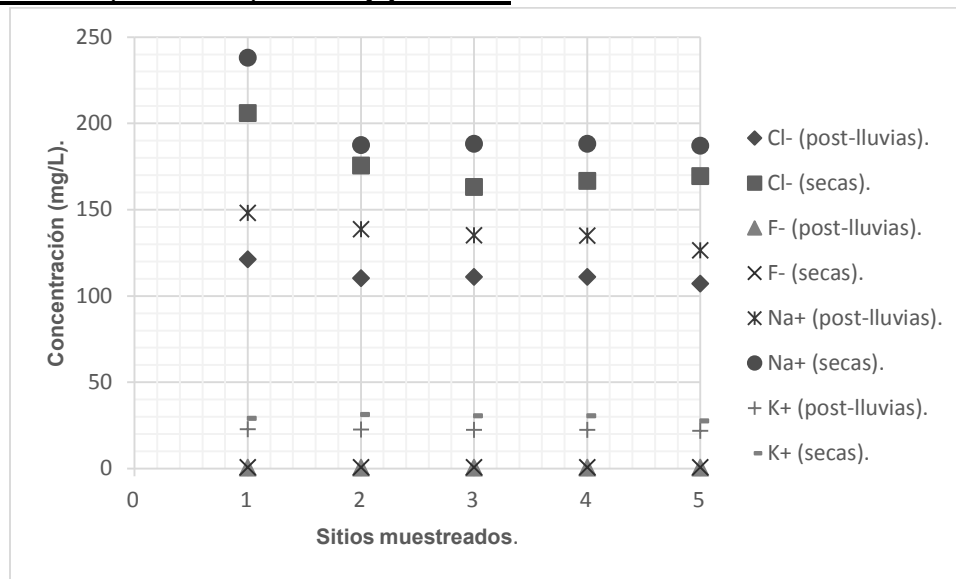


Figura 12. Comparación de las concentraciones de los aniones cloruro y fluoruro; y de los cationes sodio y potasio de las muestras analizadas del río Tula. Resultados obtenidos para el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y el periodo de secas (Marzo del 2015).

Como anteriormente se mencionó, la conductividad se relaciona directamente con la presencia de aniones y cationes disueltos en el agua; por lo que al haber mayor concentración de aniones (principalmente cloruro y fluoruro) y cationes (en mayor medida metales alcalinos como el sodio y potasio), la conductividad estará elevada como sucedió en el periodo de secas. Caso contrario cuando la concentración de iones sea baja, la conductividad será menor, como sucedió en periodo de post-lluvias.

Como se muestra en la Figura 12, los aniones F⁻ (fluoruro) y Cl⁻ (cloruro) se encontraron respectivamente 0.45 y 0.70 veces más altos en periodo de secas en comparación con el periodo de post-lluvias.

Para el caso de cloruro en periodo de secas, se observó que el sitio H1 contenía una mayor concentración de este anión, de 260.0 ± 3.5 mg/L, y conforme al orden de muestreo el contenido de cloruro disminuyó hasta el sitio H3 (H2 con 175.5 ± 7.1 mg/L y 163.3 ± 0.4 mg/L); después hubo un ligero incremento del contenido del anión en los sitios H4 (166.8 ± 5.3 mg/L) y H5 (169.5 ± 1.4 mg/L). Por otra parte en este periodo de secas,

el contenido de fluoruro presentó una disminución del sitio H1 al sitio H2 (de 0.76 ± 0.01 mg/L a 0.75 ± 0.01 mg/L) y a partir del sitio H3 al sitio H5 hubo una continua disminución de fluoruro (0.77 ± 0.00 mg/L para el sitio H3, 0.77 ± 0.01 mg/L para el sitio H4 y 0.76 ± 0.00 mg/L para el sitio H5).

En el periodo de post-lluvias hubo un menor contenido de cloruro y de fluoruro respecto al periodo de secas, en general se observó lo siguiente: una disminución del contenido de cloruro del sitio H2 (110.3 ± 0.4 mg/L) disminuyó respecto al sitio H1 (121.3 ± 0.4 mg/L); de acuerdo al orden de muestreo la concentración de cloruro disminuyó nuevamente a partir del sitio H3 al sitio H5 (con 111.0 ± 0.7 mg/L, 111.0 ± 0.0 mg/L y 107.3 ± 0.4 mg/L respectivamente). Mientras que se aprecia una disminución del contenido de fluoruro del sitio H1 al sitio H3 (0.53 ± 0.00 mg/L para H1, 0.50 ± 0.00 mg/L para H2 y 0.48 ± 0.01 mg/L para H3) y después hubo un ligero incremento en la concentración de fluoruro del sitio H4 y H5, con valores de 0.52 ± 0.01 mg/L y 0.51 ± 0.01 mg/L respectivamente.

Es de remarcar que las concentraciones de fluoruro obtenidas tanto en el periodo de post-lluvias como del periodo de secas se encontraron por debajo de 3.000 mg/L, límite que establece la NOM-032-ECOL-1993. Mientras que para el anión cloruro la norma anteriormente mencionada no establece límites permitidos.

Los cationes Na^+ (sodio) y K^+ (potasio) se encontraron 0.60 y 0.26 veces respectivamente más concentrados en periodo de post-lluvias. En periodo de secas, el contenido de sodio disminuyó del sitio H1 al H2 (de 238.2 ± 2.6 mg/L a 187.5 ± 0.7 mg/L) y a partir del sitio H3 al sitio H5 se presenta una segunda disminución del contenido de sodio (188.2 ± 0.9 mg/L para el sitio H3, 188.3 ± 1.1 mg/L para el sitio H4 y 187.2 ± 1.6 mg/L para el sitio H5). Respecto al contenido del catión potasio hay un incremento del sitio H1 al sitio H2, de 29.1 ± 0.0 mg/L a 31.3 ± 1.1 mg/L; y posteriormente hay una continua disminución de la concentración del catión a partir del sitio H3 al sitio H5 con valores de 30.6 ± 0.1 mg/L, 30.7 ± 0.1 mg/L y 27.6 ± 0.1 mg/L respectivamente.

Mientras que en periodo de post-lluvias hubo una disminución continua tanto del contenido del catión sodio como del catión potasio. La concentración del sodio descendió del sitio H1 al sitio H5 con valores de 148.2 ± 0.5 mg/L, 138.8 ± 0.4 mg/L, 135.3 ± 0.4 mg/L, 135.0 ± 3.6 mg/L y 126.5 ± 2.1 mg/L respectivamente; y también la concentración de potasio disminuyó del sitio H1 al H5 con valores de 22.8 ± 0.0 mg/L, 22.6 ± 0.1 mg/L, 22.5 ± 0.1 mg/L, 22.4 ± 0.3 mg/L y 21.8 ± 0.0 mg/L respectivamente.

La NOM-032-ECOL-1993 no tiene establecidos límites permisibles para ninguno de los cationes analizados.

7.1.4 Iones: bicarbonato, calcio y magnesio.

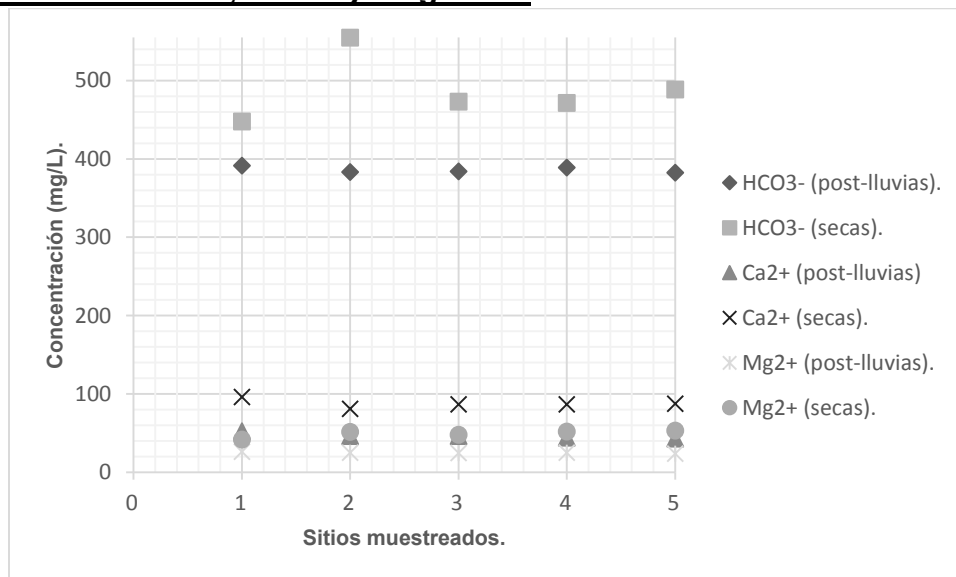


Figura 13. Comparación de las concentraciones del anión bicarbonato y de los cationes calcio y magnesio encontrados en el río Tula. Resultados obtenidos para el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y el periodo de secas (Marzo del 2015).

Para la alcalinidad, se reportaron las especies HCO_3^- (ion bicarbonato) y CO_3^{2-} (ion carbonato). De acuerdo a los valores obtenidos, en la Figura 13 se aprecia que en periodo de secas se presenta 20% más concentrado el HCO_3^- (bicarbonato) respecto al periodo de post-lluvias. Para el anión carbonato únicamente se detectaron concentraciones en periodo de secas. Por otra parte, se observó que en periodo de secas, donde las muestras tienden a tener valores de pH superiores a 7.6; las concentraciones tanto de

carbonato como de bicarbonato son altas en comparación con las muestras tomadas en periodo de post-lluvias particularmente en las muestras cuyos valores de pH tienden a ser inferiores a 7.3.

De esta manera en periodo de secas el sitio H1 presentó mayor contenido de carbonato con una concentración de 45 ± 2 mg/L seguido de una disminución del anión al sitio H3 con una concentración de 37 ± 0 mg/L, para después verse incrementada en el sitio H4 con 42 ± 7 mg/L y luego disminuir en el sitio H5 con 40 ± 0 mg/L. Cabe mencionar que la sensibilidad del equipo no pudo detectar el contenido de carbonato del sitio H2 para el periodo de secas al igual que todas las muestras colectadas en el periodo de post-lluvias no fueron detectadas por el equipo.

Respecto a las concentraciones del ion bicarbonato en el periodo de secas, el contenido del anión en el sitio H1 fue de 447.7 ± 8.9 mg/L, seguido de un incremento a 554.8 ± 0.0 mg/L en el sitio H2 para disminuir continuamente en los sitios H3 y H4 (de 472.9 ± 0.0 mg/L y 471.3 ± 15.6 mg/L respectivamente) y finalizar con un ligero incremento en el sitio H5 con 488.6 ± 4.5 mg/L. En el periodo de post-lluvias se presentó una tendencia similar al periodo de secas con una disminución del contenido de bicarbonato del sitio H1 al sitio H2 (de 391.3 ± 2.4 mg/L a 383.2 ± 0.0 mg/L), para después aumentar ligeramente en los sitios H3 (384.0 ± 1.1 mg/L) y H4 (388.8 ± 1.2 mg/L) y al final disminuir en el sitio H5 a 382.5 ± 5.7 mg/L.

Cabe mencionar que para ningunos de estos aniones, CO_3^{2-} y HCO_3^- , la NOM-032-ECOL-1993 no tiene establecidos valores máximos permisibles.

Las concentraciones de cationes como el magnesio (Mg^{2+}) y el calcio (Ca^{2+}) tienden a asociarse con los aniones anteriormente mencionados y se apreció que ambos cationes se encuentran aproximadamente 50% menos concentrados en periodo de post-lluvias, a diferencia del periodo de secas.

De esta manera para el periodo de secas en el sitio H1 se observó mayor concentración del catión calcio con 95.8 ± 0.0 mg/L y después la concentración de Ca^{2+} disminuyó en el sitio H2 con 80.7 ± 0.7 mg/L, para posteriormente incrementar ligeramente a partir de los sitios H3 al sitio H5 (de 86.4 ± 1.5 mg/L, 86.4 ± 0.0 mg/L hasta 87.4 ± 0.0 mg/L. El

cación magnesio (Mg^{2+}) presentó una tendencia similar a la del catión calcio; del sitio H1 al sitio H2 hubo una disminución de la concentración de magnesio de 41.4 ± 0.5 mg/L a 51.5 ± 0.5 mg/L para posteriormente disminuir en el sitio H3 a 47.7 ± 0.5 mg/L y aumentar en los sitios H4 y H5 con 51.8 ± 0.0 mg/L y 53.0 ± 0.0 mg/L respectivamente.

En periodo de post-lluvias la concentración de Ca^{2+} disminuyó continuamente del sitio H1 al sitio H5 con de concentraciones de 52.1 ± 0.0 mg/L para H1, 46.1 ± 0.0 mg/L para H2 y H3, 44.1 ± 0.0 mg/L para H4 y 42.6 ± 0.8 mg/L para H5. Para el Mg^{2+} en este mismo periodo de muestreo también hubo un decremento continuo desde el sitio H1 al sitio H5, sus respectivas concentraciones son las siguientes: H1; 25.8 ± 0.0 mg/L, para H2; 24.9 ± 0.0 mg/L, H3; 24.3 ± 0.0 mg/L, H4; 24.8 ± 0.6 mg/L y H5; 23.4 ± 0.4 mg/L.

La NOM-032-ECOL-1993 tampoco tiene establecidos valores máximos permisibles para los cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} .

7.1.5 Aniones: sulfato y nitrato.

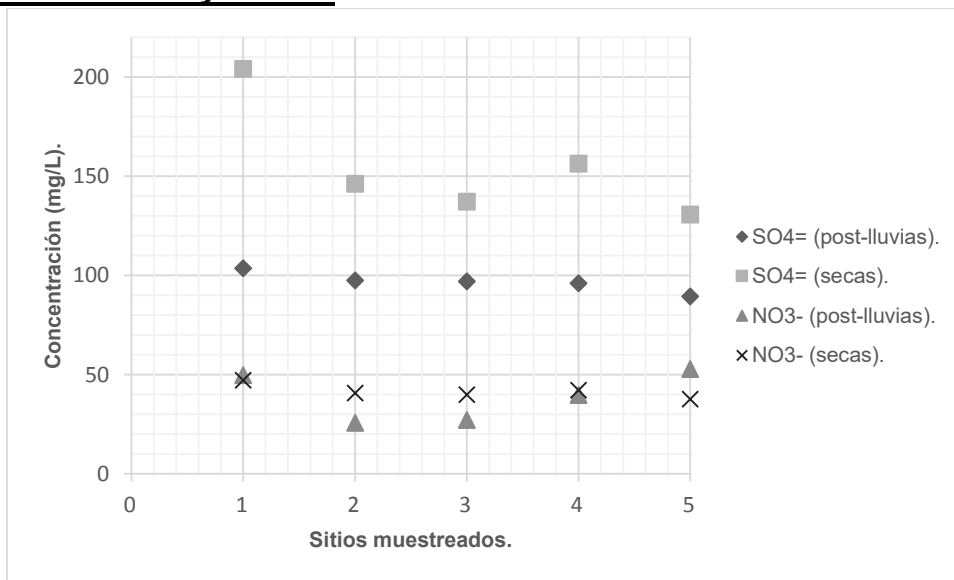


Figura 14. Comparación de las concentraciones los aniones sulfato y nitrato encontrados en el río Tula. Resultados obtenidos para el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y el periodo de secas (Marzo del 2015).

La concentración de sulfatos (SO_4^{2-}) y nitratos (NO_3^-) se presentan en mayor proporción en periodo de secas a diferencia de lo sucedido en periodo de post-lluvias, como lo muestra la Figura 14.

En el periodo de secas la concentración más alta de SO_4^{2-} se encontró en el sitio H1 (204 ± 1 mg/L) seguido de una disminución de la concentración de este anión para los sitios H2 (146 ± 2 mg/L) y H3 (137 ± 6 mg/L), para posteriormente aumentar en el sitio H4 (156 ± 3 mg/L) y nuevamente disminuir en el sitio H5 (131 ± 2 mg/L). Mientras que en periodo de post-lluvias el contenido de este anión fue disminuyendo en las muestras de acuerdo al orden de muestreo (H1; 104 ± 2 mg/L, H2; 98 ± 1 mg/L, H3; 97 ± 1 mg/L, H4; 96 ± 1 mg/L y H5; 89 ± 1 mg/L).

Respecto al contenido de nitratos, se observa que en periodo de secas la concentración es constante, mientras que en periodo de post-lluvias las muestras H1 y H5 presentan las concentraciones más elevadas (49.74 ± 0.17 mg/L y 52.80 ± 0.00 mg/L respectivamente), el resto de las muestras no muestran ninguna tendencia en particular. Este comportamiento en periodo de secas posiblemente se deba a la llegada continua de materia orgánica en descomposición proveniente por una parte de las descargas de la Ciudad de México y por otra a los desechos de los asentamientos humanos aledaños a los sitios muestreados, así como al lento flujo de la corriente que lo va distribuyendo río arriba.

De esta manera en periodo de secas el sitio H1 (47.12 ± 0.67 mg/L) presentó el mayor contenido de nitratos y para los siguientes puntos hay una disminución de este anión a 40.65 ± 0.14 mg/L para H2 y 39.87 ± 0.79 mg/L para H3, para después incrementar la concentración de nitratos en el sitio H4 42.12 ± 0.38 mg/L y disminuir nuevamente a 37.57 ± 0.50 mg/L para el sitio H5.

En periodo de post-lluvias, se observa una disminución del contenido de nitratos del sitio H1 al sitio H2 (de 49.74 ± 0.17 mg/L a 25.60 ± 0.00 mg/L), seguida de un incremento a partir del sitio H3 al sitio H5 con las siguientes concentraciones; 27.08 ± 12.80 mg/L para H3, 39.65 ± 7.24 mg/L para H4 y 52.80 ± 0.0 mg/L para H5. El aumento en las concentraciones de nitrato en los últimos tres puntos de muestreo se debe muy probablemente a las descargas de aguas residuales de los municipios aledaños.

Cabe mencionar que la NOM-032-ECOL-1993 no tiene establecidos límites permisibles para ninguno de estos aniones analizados (SO_4^{2-} y NO_3^-). Sin embargo, es importante destacar que las elevadas concentraciones de nitrato pueden deberse a procesos

naturales (e.g. intemperismo de minerales, descomposición de materia orgánica); así como provenir de las actividades humanas (e.g. escorrentía de terrenos cultivados, efluentes de tanques sépticos, fertilización excesiva con nitrógeno) (Pacheco J., *et. al.*, 2003), afectando considerablemente la calidad del agua.

7.1.6. Sílice y boro.

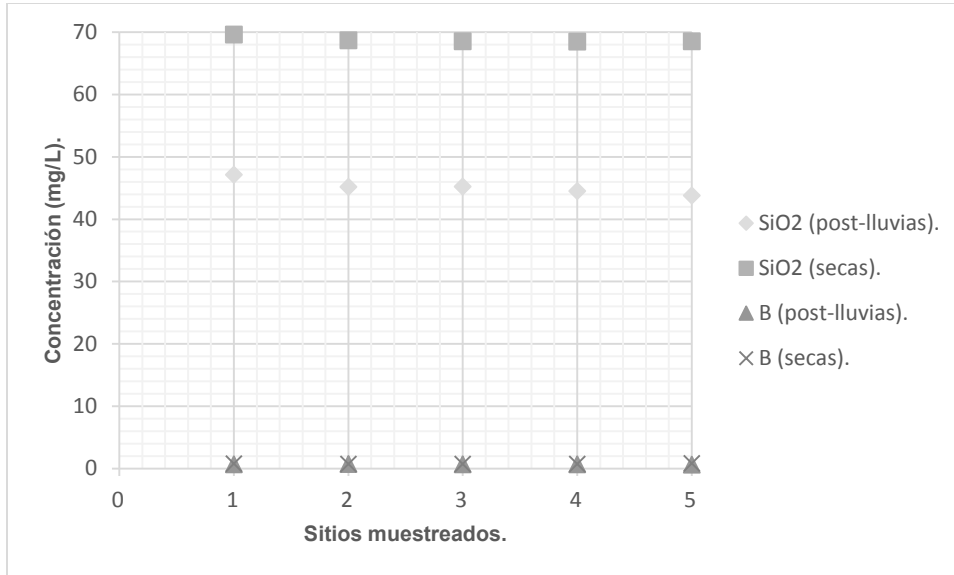


Figura 15. Comparación de las concentraciones de sílice y boro medidas en el río Tula. Resultados obtenidos para el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y el periodo de secas (Marzo del 2015).

En la Figura 15 se aprecia el contenido de SiO₂ y de B (óxido de silicio y boro respectivamente). Puede apreciarse que el óxido de silicio se encuentra aproximadamente 34% más concentrado en periodo de secas en comparación con el periodo de post-lluvias. El boro, siendo el borato (BO₃³⁻) su forma más común de encontrar en la naturaleza, se encontró aproximadamente 11% más concentrado en periodo de secas respecto al periodo de post-lluvias.

De tal forma, que en periodo de secas hay una disminución continua del contenido de SiO₂ desde el punto H1 al sitio H4 (69.61 ± 0.53 mg/L, 68.70 ± 0.76 mg/L, 68.53 ± 1.29 mg/L y 68.46 ± 0.42 mg/L respectivamente) y un ligero incremento en la concentración de óxido de silicio en el sitio H5 (68.53 ± 0.83 mg/L).

Respecto a la concentración de boro en periodo de secas, se apreció una distribución heterogénea en los sitios muestreados. Del sitio H1 al sitio H2 se observó que la concentración de boro disminuyó (de 0.75 ± 0.06 mg/ a 0.68 ± 0.04 mg/L). Posteriormente se observó que, la concentración de este metaloide aumentó a 0.72 ± 0.01 mg/L en el sitio H3, seguido de una disminución en el sitio H4 a 0.71 ± 0.00 mg/L y finalmente en el sitio H5 se observó un aumento de la concentración de boro a 0.78 ± 0.03 mg/L.

En periodo de post-lluvias la tendencia del SiO_2 y del B fue muy similar a la época de secas.

El óxido de silicio presenta a una disminución continua del sitio H1 al sitio H5; siendo el sitio H1 el sitio con mayor concentración de sílice con (47.14 ± 1.73 mg/L) y el H5 (43.78 ± 0.88 mg/L) el de menor concentración.

El boro tiene una tendencia irregular en periodo de post-lluvias. Del sitio H1 al sitio H2 se observó un ligero aumento de 0.66 ± 0.01 mg/L a 0.68 ± 0.02 mg/L, para posteriormente disminuir en el sitio H3 a 0.65 ± 0.01 mg/L, para nuevamente aumentar en el sitio H4 a 0.65 ± 0.01 mg/L y finalmente disminuir en el sitio H5 a 0.58 ± 0.04 mg/L.

Según lo establecido por la NOM-032-ECOL-1993, las concentraciones de boro se encontraron para los dos periodos muestreados por debajo del límite permisible (1.5 mg/L). Mientras que esta norma no tienen establecidos los límites máximos permisibles para el sílice.

7.2 Determinación de metales en agua.

Los resultados de la determinación de metales en las muestras de agua se presentan a continuación.

Tabla 19. Resultados del análisis de metales obtenidos en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014). N.D., corresponde a concentraciones no detectadas. Límite de detección: 0.05 mg/L.

Muestra	Cd (mg/L)	As H+ (mg/L)	Pb (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Mn (mg/L)	Zn (mg/L)
H1	0.009 ± 0.000	0.006 ± 0.000	0.010 ± 0.000	0.390 ± 0.028	N.D.	0.260 ± 0.014	N.D.
H2	0.010 ± 0.001	0.006 ± 0.000	0.010 ± 0.000	0.255 ± 0.092	N.D.	0.260 ± 0.014	N.D.
H3	0.009 ± 0.000	0.006 ± 0.000	0.009 ± 0.000	0.270 ± 0.028	N.D.	0.250 ± 0.000	N.D.
H4	0.009 ± 0.000	0.007 ± 0.000	0.010 ± 0.000	0.275 ± 0.007	N.D.	0.245 ± 0.007	N.D.
H5	0.009 ± 0.000	0.007 ± 0.000	0.009 ± 0.000	0.320 ± 0.085	N.D.	0.245 ± 0.007	N.D.

Tabla 20. Resultados del análisis de metales obtenidos en periodo de secas (Marzo del 2015). N.D., corresponde a concentraciones no detectadas. Límite de detección: 0.05 mg/L.

Muestra	Cd (mg/L)	As H+ (mg/L)	Pb (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Mn (mg/L)	Zn (mg/L)
H1	0.017 ± 0.000	0.009 ± 0.001	0.028 ± 0.001	0.135 ± 0.007	N .D.	0.120 ± 0.000	N.D.
H2	0.015 ± 0.001	0.010 ± 0.001	0.024 ± 0.000	0.075 ± 0.007	N .D.	0.110 ± 0.000	N.D.
H3	0.016 ± 0.000	0.009 ± 0.000	0.026 ± 0.002	0.070 ± 0.000	N .D.	0.105 ± 0.007	N.D.
H4	0.016 ± 0.001	0.009 ± 0.001	0.031 ± 0.007	0.130 ± 0.000	N .D.	0.120 ± 0.000	N.D.
H5	0.015 ± 0.000	0.010 ± 0.001	0.024 ± 0.001	0.700 ± 0.000	N .D.	0.100 ± 0.000	N.D.

En las tablas anteriores se aprecia que de los siete metales analizados, sólo cinco fueron detectados por el equipo. Las concentraciones de cobre y zinc no fueron detectadas, ya que los valores se encontraron por debajo de los límites de detección del equipo por lo que no se descarta la posibilidad de que estos metales se encuentren disueltos en agua del río Tula.

Es importante destacar que las concentraciones detectadas de arsénico, cadmio, hierro, manganeso y plomo en agua del río Tula, no son lo suficientemente elevadas como para desaparecer la vida acuática por completo, sin embargo existe la posibilidad de que las familias de macroinvertebrados encontradas ya se hayan adaptado a esas condiciones adversas con el fin de sobrevivir.

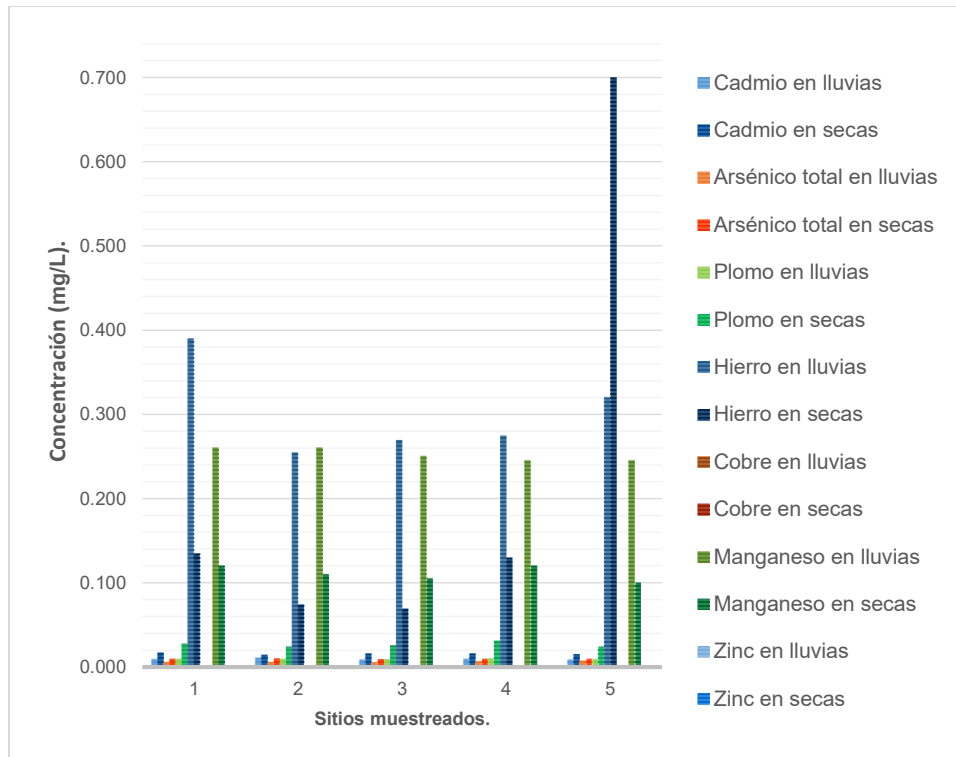


Figura 16. Comparación de la presencia de metales analizados en muestras de agua del río Tula. Resultados obtenidos para el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y el periodo de secas (Marzo del 2015).

En la Figura 16 se muestra la tendencia de los metales detectados en los diferentes periodos muestreados. En la Figura 16 se aprecia que la mayoría de los metales se encuentran en mayor concentración en periodo de secas respecto al periodo de post-lluvias, a excepción del hierro y del manganeso.

Las altas concentraciones de hierro y manganeso en periodo de post-lluvias podrían asociarse tanto al medio geológico como a la hidrografía de la cuenca donde se realizan actividades agrícolas (Arcos *et al.*, 2010), ya que los agricultores utilizan fertilizantes para el aporte de nutrientes esenciales que requieren los cultivos y garantizar su crecimiento, lo que favorece el aumento del contenido de estos metales particularmente en periodo de post-lluvias donde por efecto de arrastre los diferentes nutrientes son transportados hasta el afluente.

Las altas concentraciones de hierro observadas en el sitio H5 pueden deberse al contenido de materia orgánica tal como lo muestran estudios realizados por Kerndorff *et*

al., 1980. Kerndorff *et al.*, señala que el óxido de hierro se adsorbe a la materia orgánica, ya que interacciona con los grupos funcionales oxigenados que constituyen a los ácidos húmicos que conforman la materia orgánica, la cual queda suspendida en periodo de post-lluvias.

A continuación se detalla la tendencia de los diferentes metales analizados.

7.2.1 Cadmio y plomo.

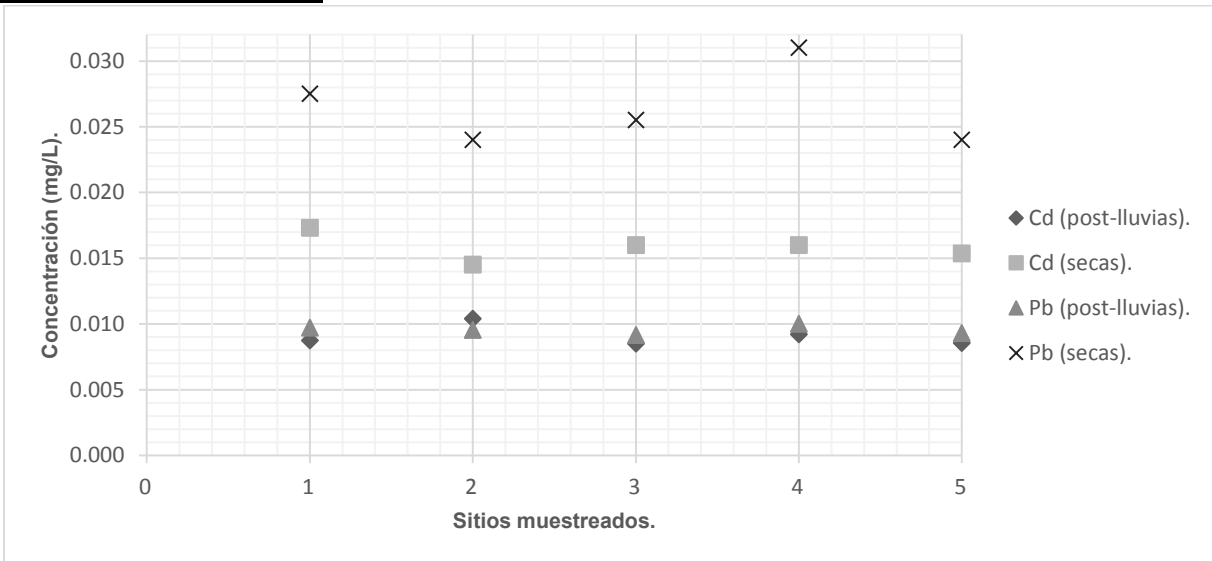


Figura 17. Comparación de las concentraciones de cadmio y plomo encontrados en el río Tula. Resultados obtenidos para el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y secas (Marzo del 2015).

En la Figura 17, se observa que tanto el cadmio como el plomo en periodo de secas se concentraron, 0.008 y 0.8 veces más concentrados respectivamente que en periodo de post-lluvias.

El contenido de cadmio en periodo de post-lluvias se detectó en concentraciones casi constantes de 0.009 ± 0.000 mg/L en los sitios H1, H3, H4 y H5, a excepción del sitio H2 que presentó un contenido un poco mayor de 0.010 ± 0.001 mg/L. Mientras que en periodo de secas las concentraciones detectadas de este metal mostró una tendencia irregular, pues el sitio H1 presentó una concentración de 0.017 ± 0.000 mg/L, para disminuir en el sitio H2 a 0.015 ± 0.001 mg/L, luego aumentar y mantenerse en los sitios H3 y H4 a una concentración de 0.016 ± 0.000 mg/L y descender en el sitio H5 a $0.015 \pm$

0.000 mg/L. Cabe mencionar que el contenido de cadmio detectado en cada uno de los periodos muestreados fue menor a 0.100 mg/L, límite máximo permitido por la NOM-001-SEMARNAT-1996; mientras que las concentraciones encontradas en periodo de post-lluvias se encuentran justo en el límite del valor máximo permisible y las concentraciones de periodo de secas rebasan el límite máximo permisible (0.010 mg/L) según lo establece la NOM-032-ECOL-1993.

Respecto al contenido de plomo, en periodo de post-lluvias la tendencia presentada fue casi constante, pues las concentraciones detectadas en este periodo fueron de 0.010 ± 0.000 mg/L (sitios H1, H2 y H4) y de 0.009 ± 0.000 mg/L (sitios H3 y H5). Mientras que en periodo de secas la tendencia fue heterogénea; ya que se detectó una mayor concentración en el sitio H1 (0.028 ± 0.001 mg/L), seguido de una disminución en el sitio H2 a 0.024 ± 0.000 mg/L, para después aumentar en los sitios H3 (0.026 ± 0.002 mg/L) y H4 (0.031 ± 0.007 mg/L). Finalmente una disminución en las concentraciones de plomo se observó en el sitio H5 (0.024 ± 0.001 mg/L). Ninguna de las concentraciones detectadas en cualquiera de los periodos muestreados rebasó los 0.200 mg/L, límite máximo permitido por la NOM-001-SEMARNAT-1996 ni el límite permisible (5.0 mg/L) por la NOM-032-ECOL-1993.

7.2.2 Hierro y manganeso.

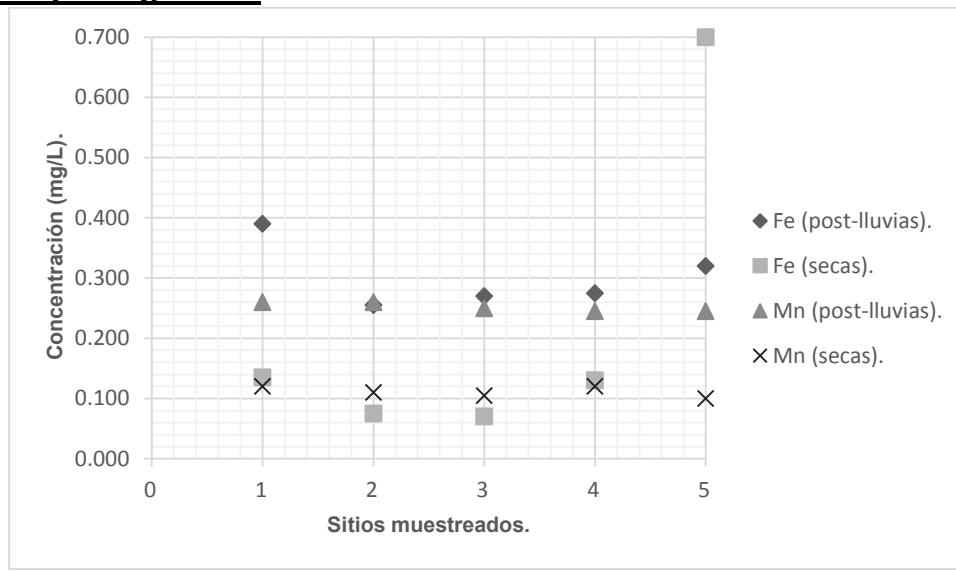


Figura 18. Comparación de las concentraciones de hierro y manganeso encontrados en el río Tula. Resultados obtenidos para el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y el periodo de secas (Marzo del 2015).

Los valores de hierro (Fe) medidos en las muestras analizadas fueron 0.74 veces mayores en periodo de post-lluvias que en periodo de secas.

En periodo de post-lluvias la tendencia presentada fue irregular, el sitio H1 presentó una concentración de 0.390 ± 0.028 mg/L, para disminuir significativamente a 0.255 ± 0.092 mg/L en el sitio H2, y aumentar continuamente en los sitios H3, H4 y H5 (0.270 ± 0.028 mg/L, 0.275 ± 0.007 mg/L y 0.320 ± 0.085 mg/L respectivamente). Una tendencia similar ocurrió para el periodo de secas, donde el sitio H1 presentó una concentración de 0.135 ± 0.007 mg/L, luego de una disminución continua en los siguientes dos sitios, H2 y H3 (0.075 ± 0.007 mg/L y 0.070 ± 0.000 mg/L respectivamente) y nuevamente aumentar a 0.130 ± 0.000 mg/L y 0.700 ± 0.000 mg/L en los sitios H4 y H5.

Las concentraciones de manganeso (Mn) de las muestras analizadas fueron 0.127 veces más elevadas en periodo de post-lluvias respecto al periodo de secas. Presentando una tendencia irregular en periodo de post-lluvias; donde los sitios H1 y H2 presentan una concentración de 0.260 ± 0.014 mg/L, seguido de una disminución a 0.250 ± 0.000 mg/L en el sitio H3, para nuevamente disminuir en los sitio H4 y H5 a 0.245 ± 0.007 mg/L. En

periodo de secas se mantuvo la heterogeneidad de concentraciones, de esta forma, en el sitio H1 se detectó un contenido de manganeso de 0.120 ± 0.000 mg/L, seguido de una disminución continua de los sitios H2 y H3 (a 0.110 ± 0.000 mg/L y 0.105 ± 0.007 mg/L respectivamente), seguido de un aumento considerable en el sitio H4 a 0.120 ± 0.000 mg/L y finalmente disminuir considerablemente a 0.100 ± 0.000 mg/L en el sitio H5.

Cabe mencionar que la NOM-001-SEMARNAT-1996 aún no ha establecido valores máximos permitidos para los metales, hierro y manganeso. Sin embargo, según lo establece la NOM-032-ECOL-1993, las concentraciones de hierro fueron menores a 5.0 mg/L en ambos periodos muestreados respetando el límite máximo permisible; mientras que las concentraciones de manganeso en periodo de post-lluvias fueron mayores al límite máximo permisible (0.2 mg/L) y en periodo de secas las concentraciones obtenidas se encontraron por debajo del límite permitido para este metal.

7.2.3 Arsénico total.

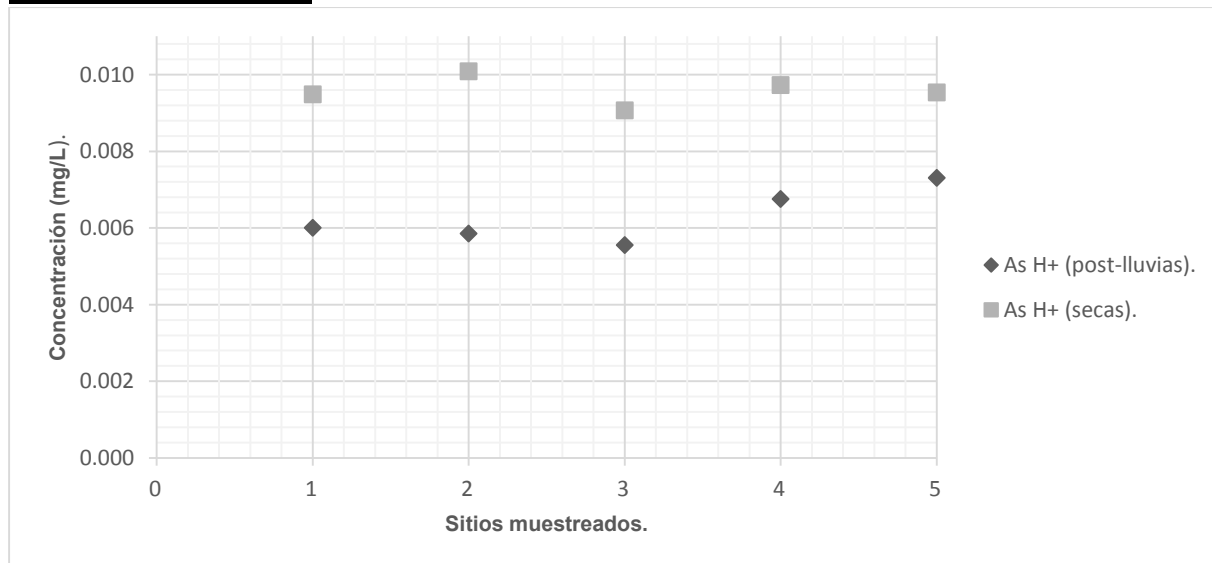


Figura 19. Concentraciones de arsénico en muestras acidificadas del río Tula. Resultados obtenidos para el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y el periodo de secas (Marzo del 2015).

El contenido de arsénico de muestras acidificadas es aproximadamente 33% mayor en periodo de secas que en periodo de post-lluvias.

El nivel de concentraciones de arsénico tanto en periodo de secas como en periodo de post-lluvias fue casi constante. En periodo de secas el sitio H1 y H3 presentaron concentraciones de 0.009 ± 0.001 mg/L, mientras que los sitios H2, H4 y H5 presentaron un contenido de arsénico total de 0.010 ± 0.001 mg/L. En periodo de post-lluvias, los sitios H1, H2 y H3 presentaron una concentración de arsénico de 0.006 ± 0.000 mg/L para después aumentar ligeramente a 0.007 ± 0.000 mg/L en los sitios H4 y H5.

Cabe mencionar que las concentraciones encontradas en periodo de post-lluvias se encuentran por debajo de los límites permisibles, 0.100 mg/L, según lo establece la NOM-001-SEMARNAT-1996, mientras que en periodo de secas las concentraciones se encuentran justo en el límite del valor permitido. Por otra parte, respecto lo establecido por la NOM-032-ECOL-1993 las concentraciones encontradas tanto en el periodo de post-lluvias como en el periodo de secas se encontraron por debajo de 0.100 mg/L, límite máximo permisible.

7.3 Determinación de plaguicidas organoclorados.

En seguida se muestran los resultados del análisis de los plaguicidas analizados cuyo uso en México se encuentra restringido.

Tabla 21. Concentraciones (mg/L) obtenidas de los diferentes plaguicidas organoclorados analizados de muestras de agua del río Tula en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014).

Muestra	BHC-I	BHC-II	BHC-III	BHC-IV	Heptacloro	Aldrín	Heptacloro epóxido	Endosulfán-I	Dieldrín
H1	N.D.	N.D.	N.D.	0.00614 ± 0.01020	0.00199 ± 0.00286	N.D.	0.00021 ± 0.00021	0.01156 ± 0.01445	0.00160 ± 0.00140
H2	0.00031 ± 0.00031	N.D.	N.D.	0.00345 ± 0.00085	0.03016 ± 0.00569	0.00047 ± 0.00097	0.00083 ± 0.00061	0.00559 ± 0.00726	N.D.
H3	0.00518 ± 0.00854	N.D.	N.D.	0.00661 ± 0.00925	0.00167 ± 0.00423	0.00117 ± 0.00078	0.00079 ± 0.00073	0.05960 ± 0.00629	0.00172 ± 0.00211
H4	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
H5	0.01322 ± 0.01246	N.D.	N.D.	0.01524 ± 0.01377	0.00416 ± 0.00197	0.00164 ± 0.00221	N.D.	0.00811 ± 0.00886	N.D.

Continuación de la Tabla 21. Concentraciones (mg/L) obtenidas de los diferentes plaguicidas organoclorados analizados de muestras de agua del río Tula en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014). N.D., corresponde a no detectado y N.A., corresponde a no analizado.

Muestra	DDE	Endrín	Endosulfán - II	DDD	Endrín aldehído	Endosulfán sulfato	DDT	Endrín cetona	Metoxicloro
H1	0.00160 ± 0.00140	0.00050 ± 0.00296	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
H2	N.D.	N.D.	N.D.	0.00096 ± 0.00096	N.D.	0.00067 ± 0.00067	0.01067 ± 0.00483	N.D.	N.D.
H3	0.00172 ± 0.00211	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.00229 ± 0.00148	N.D.	N.D.
H4	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
H5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

Tabla 22. Concentraciones (mg/L) obtenidas de los diferentes plaguicidas organoclorados analizados de muestras de agua del río Tula en periodo de secas (Marzo del 2015). N.D., corresponde a no detectado.

Muestra	BHC-I	BHC-II	BHC-III	BHC-IV	Heptacloro	Aldrín	Heptacloro epóxido	Endosulfán-I	Dieldrín
H1	0.00106 ± 0.00035	0.00082 ± 0.00032	0.00031 ± 0.00017	0.00045 ± 0.00004	N.D.	0.00029 ± 0.00003	N.D.	0.00550 ± 0.00453	0.00163 ± 0.00316
H2	0.00026 ± 0.00003	0.00116 ± 0.00046	0.00013 ± 0.00005	0.00057 ± 0.00072	N.D.	0.00041 ± 0.00012	N.D.	0.00366 ± 0.00002	0.00032 ± 0.00016
H3	N.D.	0.00037 ± 0.00014	N.D.	0.00015 ± 0.00011	N.D.	N.D.	N.D.	0.00459 ± 0.00096	N.D.
H4	0.00013 ± 0.00011	N.D.	N.D.	0.000004 ± 0.00024	N.D.	0.00004 ± 0.00007	N.D.	0.00900 ± 0.00083	0.00097 ± 0.00146
H5	N.D.	0.00007 ± 0.00004	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.00977 ± 0.00080	0.00065 ± 0.00011

Continuación de la Tabla 22. Concentraciones (mg/L) obtenidas de los diferentes plaguicidas organoclorados analizados de N.D., corresponde a no detectado.

Muestra	DDE	Endrín	Endosulfán - II	DDD	Endrín aldehído	Endosulfán sulfato	DDT	Endrín cetona	Metoxicloro
H1	0.00163 ± 0.00316	0.00176 ± 0.00147	0.00218 ± 0.00077	0.01467 ± 0.01335	N.D.	N.D.	0.00022 ± 0.00141	N.D.	0.00058 ± 0.00788
H2	0.00032 ± 0.00016	0.00129 ± 0.00014	0.00129 ± 0.00220	N.D.	N.D.	N.D.	0.00112 ± 0.00069	N.D.	N.D.
H3	N.D.	0.00071 ± 0.00068	0.00020 ± 0.00022	0.00452 ± 0.00539	N.D.	N.D.	0.00128 ± 0.00019	N.D.	N.A.
H4	0.00097 ± 0.00146	0.00161 ± 0.00036	0.00018 ± 0.00026	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
H5	0.00065 ± 0.00011	0.00032 ± 0.00114	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

De los 18 plaguicidas analizados en los dos periodos muestreados, únicamente se detectaron y cuantificaron 13 plaguicidas. De manera general, se observó que, en periodo de post-lluvias los plaguicidas se encontraron en mayor concentración que en periodo de secas, sin embargo, en este último periodo se encontraron un mayor número de plaguicidas.

Se puede apreciar que en periodo de post-lluvias los plaguicidas que destacaron por su presencia entre los sitios muestreados fueron el BHC-I, BHC-IV, el endosulfán-I y el DDT, cuyas concentraciones oscilan entre 0.0020 y 0.0500 mg/L (c.f. Tabla 21), mientras que en periodo de secas el plaguicida cuyas concentraciones fueron las más elevadas fue el endosulfán-I con concentraciones entre 0.0030 y 0.0090 mg/L (c.f. Tabla 22).

Es importante destacar, que los sitios en los que aparece N.D. (no detectado) no necesariamente significan que estén libres de plaguicidas organoclorados, sino, que el equipo no lo detectó debido a su sensibilidad.

En las siguientes Figuras se presentarán las tendencias de los plaguicidas analizados en cada uno de los periodos muestreados.

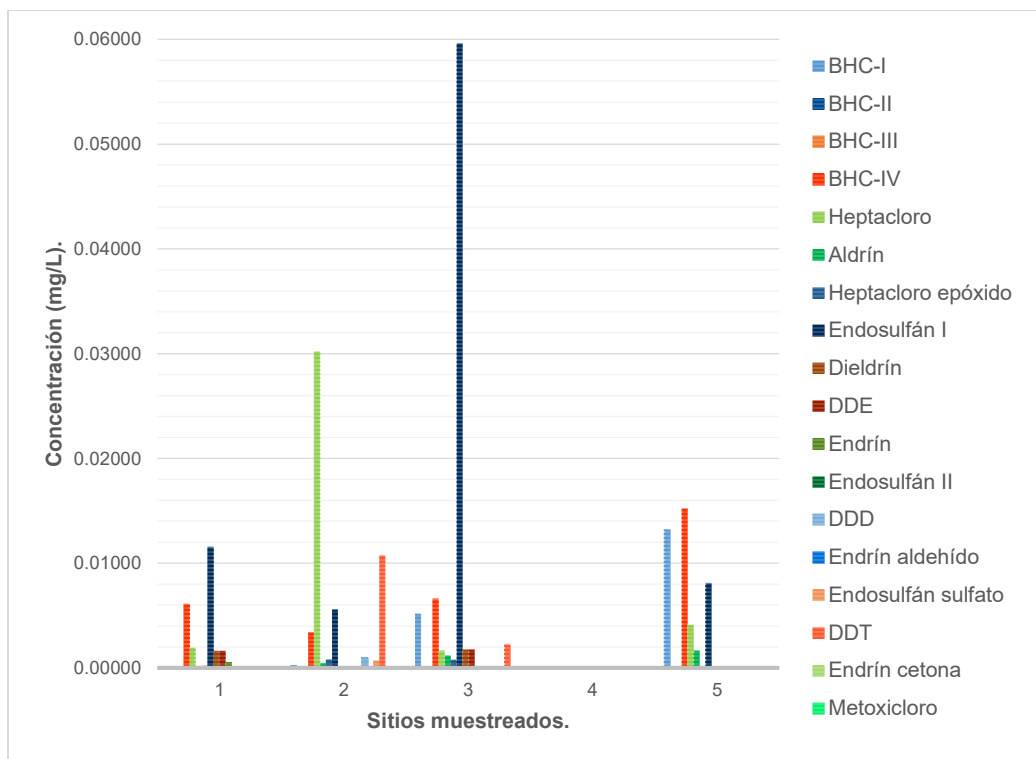


Figura 20. Comparación de las concentraciones de plaguicidas organoclorados obtenidas en el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014).

La Figura 20, muestra el comportamiento de los plaguicidas analizados en periodo de post-lluvias, observándose variabilidad en las concentraciones de plaguicidas entre cada sitio. Se observa que los primeros tres sitios cuentan con un mayor número de plaguicidas detectados; 7 (H1), 9 (H2) y 9 (H3) plaguicidas respectivamente. Esto se debe posiblemente a que los sitios H1, H2 y H3 se encuentran cerca de terrenos de uso agrícola y debido al efecto de escorrentía, los plaguicidas son arrastrados hasta la corriente del río Tula (hacia el norte, del sitio H5 al H1).

Por otro lado, el sitio H5 sólo presentó 5 plaguicidas, siendo el lugar con menor número de plaguicidas identificados debido a que en este sitio se localiza lejos de terrenos agrícolas y cercanos a asentamientos humanos. Para el caso del sitio H4, debido a la pérdida de muestras, únicamente se lograron analizar las muestras tomadas en periodo de secas.

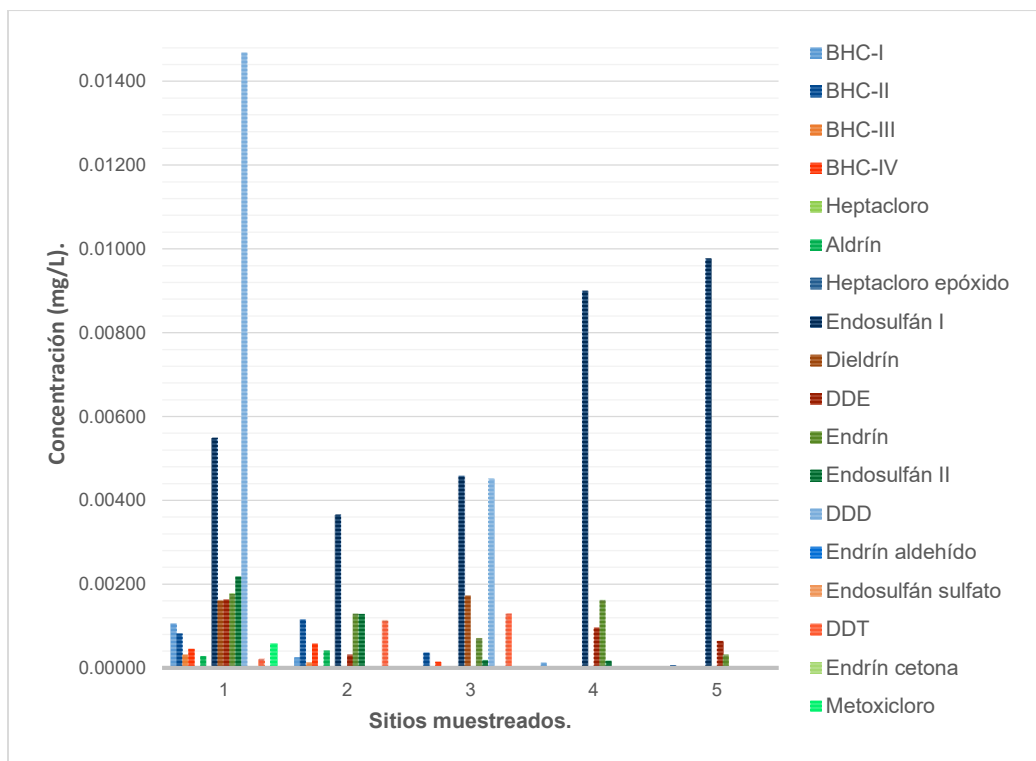


Figura 21. Comparación de las concentraciones de plaguicidas organoclorados obtenidas en el periodo de secas (Marzo del 2015).

En la Figura 21 se muestra la manera en que se comportaron los plaguicidas en periodo de secas. Para ambos periodos de muestreo se observó que los sitios con mayor número de plaguicidas en el periodo de secas fueron los sitios H1 (13 plaguicidas), H2 (11 plaguicidas) y H3 (7 plaguicidas). La razón por la que el sitio H1 presentó el mayor número de plaguicidas es posiblemente debida a la acumulación de los plaguicidas después de haber sido movilizados en periodos de post-lluvias y concentrados gracias a la evaporación de agua en periodo de secas. El uso de plaguicidas organoclorados para el control de plagas se evidencia en los sitios H2 y H3, ya que están localizados cerca de terrenos agrícolas.

7.3.1 Derivados de hexaclorobenceno.

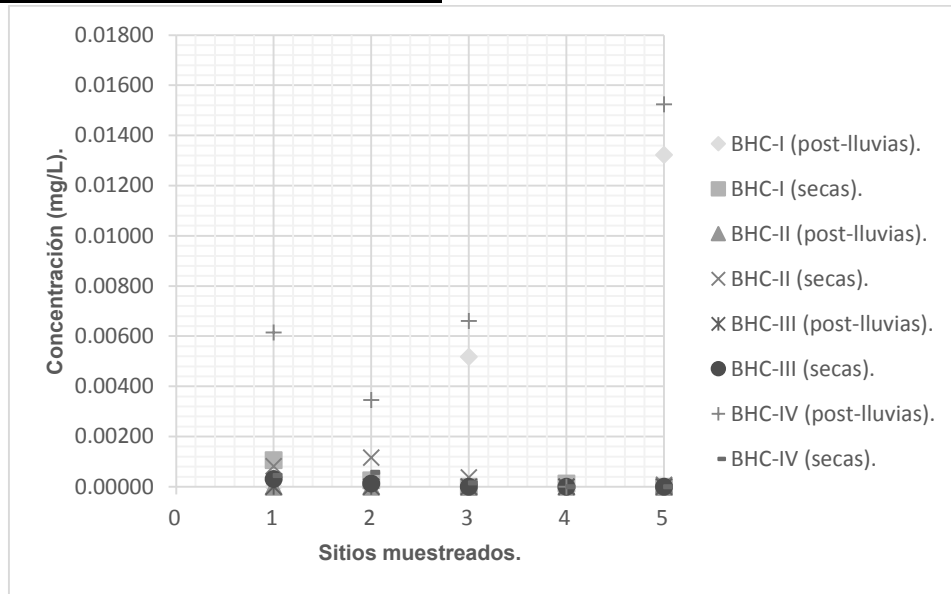


Figura 22. Comparación de las concentraciones de BHC-I, BHC-II, BHC-III y BHC-IV obtenidas en los periodos de post-lluvias (Noviembre del 2014) y de secas (Marzo del 2015).

En la Figura 22, se muestra que en los sitios H1 y H2 del periodo de secas se encuentran todos los plaguicidas derivados del hexaclorobenceno (BHC-I, BHC-II, BHC-III y BHC-IV) a diferencia de los que sucede en periodo de post-lluvias donde únicamente se identificaron 1 o 2 derivados del BHC. Cabe mencionar que en periodo de secas las concentraciones detectadas fueron inferiores a 0.00100 mg/L y en periodo de post-lluvias superiores de 0.00300 mg/L.

En los sitios H3 y H5 muestreados en periodo de post-lluvias se presentaron concentraciones de BHC-IV con 0.00661 ± 0.00925 mg/L y 0.01524 ± 0.01377 mg/L respectivamente. Mientras que para el BHC-I los sitios H3 y H5 presentaron las concentraciones más altas (0.00518 ± 0.00854 mg/L y 0.01322 ± 0.01246 mg/L respectivamente).

Las concentraciones de los plaguicidas BHC-I y BHC-IV de las muestras pertenecientes a los sitios H3 y H5 (periodo de secas y post-lluvias) rebasaron los límites máximos permisibles según el PROY-NMX-AA-071-SCFI-2008 que es de 0.00100 mg/L para la protección de la vida acuática.

7.3.2 Heptacloro y heptacloro epóxido.

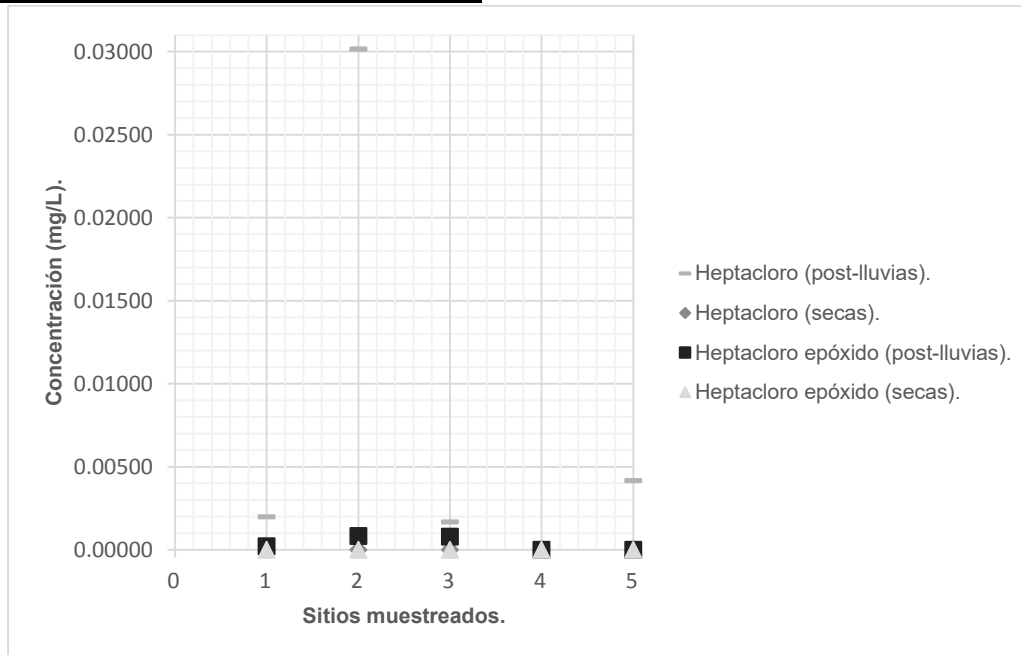


Figura 23. Comparación de las concentraciones de heptacloro y heptacloro epóxido obtenidas en los periodos de post-lluvias (Noviembre del 2014) y de secas (Marzo del 2015).

Respecto al heptacloro y heptacloro epóxido (c.f. Figura 23), se observó que el contenido de heptacloro es considerablemente más alto en el periodo de post-lluvias para el sitio H2 (0.03016 ± 0.00569 mg/L) que en los sitios H1 (0.00199 ± 0.00286 mg/L), H3 (0.00167 ± 0.00423 mg/L) y H5 (0.00416 ± 0.00197 mg/L). De igual forma, se observó que los sitios H2 y H3 del periodo de post-lluvias presentaron las concentraciones más altas de heptacloro epóxido (0.00083 ± 0.00061 mg/L y 0.00079 ± 0.00073 mg/L respectivamente).

En periodo de secas ambos plaguicidas no fueron detectados en ninguno de los sitios.

Según lo establece el PROY-NMX-AA-071-SCFI-2008 el límite máximo permitido para heptacloro es de 0.00050 mg/L y los resultados obtenidos tanto en periodo de post-lluvias como en periodo de secas rebasan el límite para la conservación de la vida acuática. Respecto al heptacloro epóxido, aún no existen normas que establezcan valores límites para este compuesto en México.

7.3.3 Aldrín, dieldrín y metoxicloro.

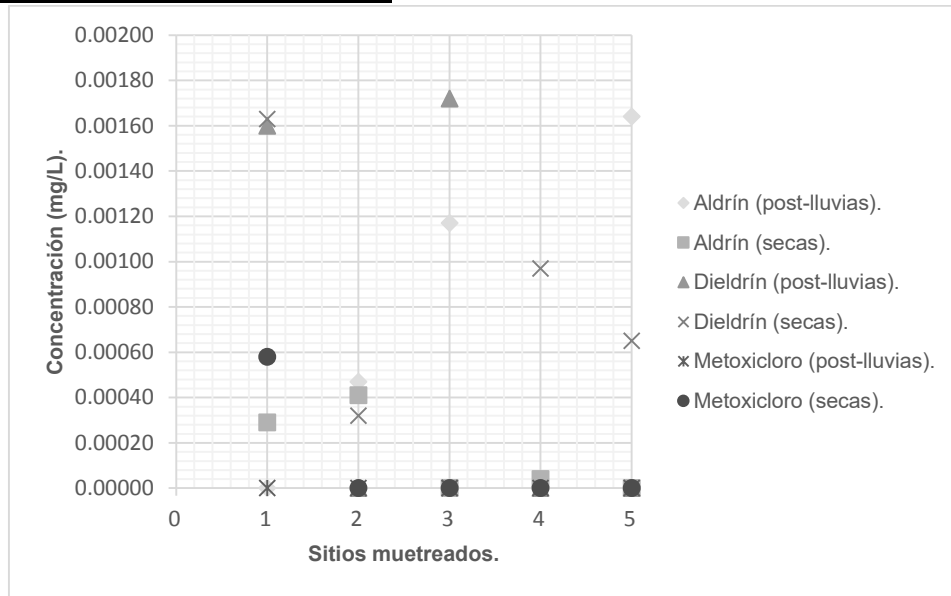


Figura 24. Comparación de las concentraciones aldrín, dieldrín y metoxicloro obtenidas en los periodos de post-lluvias (Noviembre del 2014) y de secas (Marzo del 2015).

Como muestra la Figura 24, los plaguicidas aldrín y dieldrín fueron detectados principalmente en periodo de post-lluvias en concentraciones más altas respecto al periodo de secas, destacando el aldrín en los sitios H5 y H3 con una concentración de 0.00164 ± 0.00221 mg/L y 0.00117 ± 0.00078 mg/L respectivamente; mientras que el sitio H2 presentó el más bajo contenido de aldrín 0.00047 ± 0.00097 mg/L. Por otra parte, el dieldrín se detectó en los sitios H1 (0.00160 ± 0.00140 mg/L) y H3 (0.00171 ± 0.002101 mg/L). Cabe mencionar que el metoxicloro no fue detectado en periodo de post-lluvias.

En periodo de secas se encontraron todos los plaguicidas pertenecientes a este grupo, el aldrín se detectó en los sitios H1 (0.00029 ± 0.00003 mg/L), H2 (0.00041 ± 0.00012 mg/L) y el sitio H4 (0.000004 ± 0.00007 mg/L). Mientras que el dieldrín se detectó en concentraciones más elevadas en los sitios H1 (0.00163 ± 0.00316 mg/L) y H4 (0.00097 ± 0.00146 mg/L). Los sitios que presentaron las concentraciones más pequeñas de dieldrín fueron los sitios H2 (0.00032 ± 0.00016 mg/L) y H5 (0.00065 ± 0.00011 mg/L). El metoxicloro fue identificado únicamente en el sitio H1 con una concentración de 0.00058 ± 0.00788 mg/L.

El PROY-NMX-AA-071-SCFI-2008 establece valores máximos permitidos de 0.00200 mg/L para el dieldrín y de 0.000005 mg/L para el metoxicloro, los resultados obtenidos para el primer plaguicida en ambos periodos se encontraron por debajo del límite, mientras que la concentración para el metoxicloro, en el único sitio (H1) donde se presentó del periodo de secas, superó el valor permitido. Es importante mencionar que para el aldrín aún no se establecen valores máximos en el país.

7.3.4 Endrín, endrín aldehído y endrín cetona.

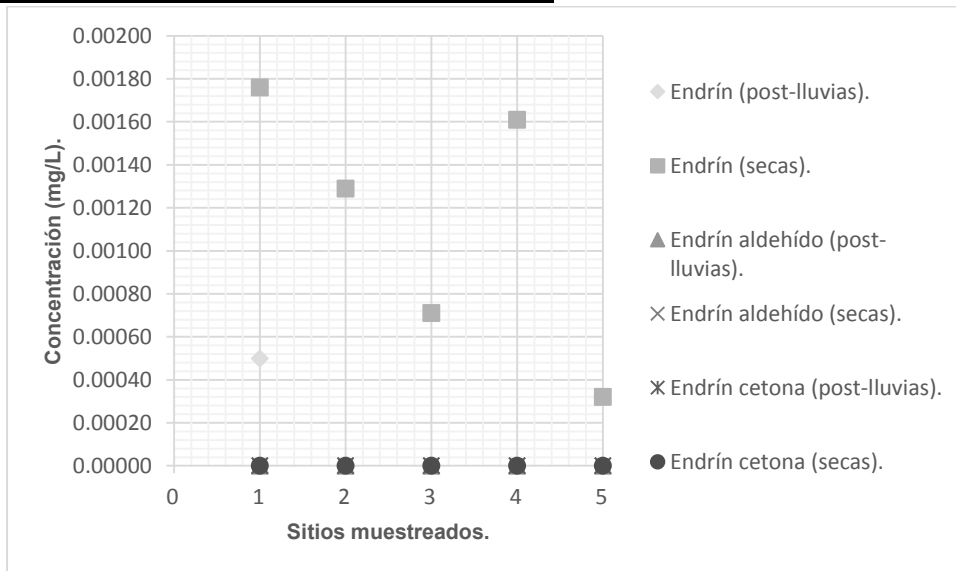


Figura 25. Comparación de las concentraciones de endrín, endrín aldehído y endrín cetona obtenidas en los periodos de post-lluvias (Noviembre del 2014) y de secas (Marzo del 2015).

El plaguicida endrín es el que se encontró en mayor concentración en el periodo de secas en los sitios H1 (0.00176 ± 0.00147 mg/L), H2 (0.00129 ± 0.00014 mg/L) y H4 (0.00161 ± 0.00036 mg/L); mientras que los sitios que presentaron bajas concentraciones de este plaguicida fueron los sitio H3 (0.00071 ± 0.00068 mg/L) y H5 (0.00032 ± 0.00114 mg/L) (c.f. Figura 25). En periodo de post-lluvias el endrín fue detectado únicamente en el sitio H1 con una concentración de 0.00050 ± 0.00296 mg/L.

Respecto a los compuestos derivados del endrín; el endrín aldehído y el endrín cetona no fueron detectados en ningún sitio de los dos periodos muestreados.

Cabe mencionar que el PROY-NMX-AA-071-SCFI-2008 establece una concentración máxima permitida del endrín de 0.00002 mg/L, valor que es rebasado en las muestras analizadas. Para endrín aldehído y endrín cetona aún no se establecen límites máximos.

7.3.5 DDT y derivados.

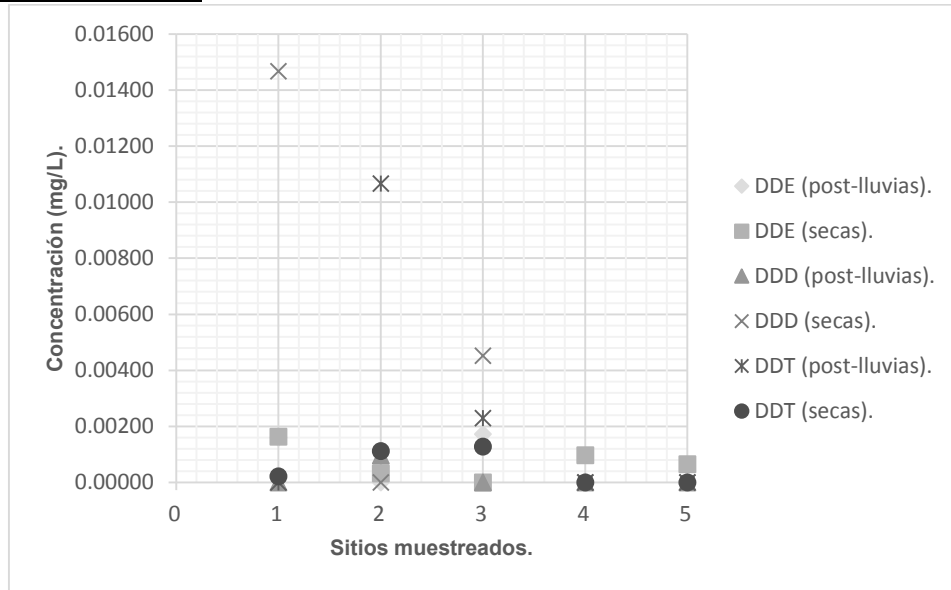


Figura 26. Comparación de las concentraciones de DDE, DDD y DDT obtenidas en los periodos de post-lluvias (Noviembre del 2014) y de secas (Marzo del 2015).

El DDT es el plaguicida organoclorado más frecuentemente usado para el control de insectos. Como se observa en la Figura 26, en periodo de post-lluvias el DDT se encuentra en mayor concentración a diferencia del periodo de secas, posiblemente a causa del efecto de escorrentía desde los terrenos agrícolas hasta la corriente del afluente del río.

Los únicos sitios donde fue detectado el DDT en periodo de post-lluvias fueron: el H2 (0.01067 ± 0.00483 mg/L) y H3 (0.00229 ± 0.00148 mg/L). Respecto al periodo de secas los sitios H1 (0.00022 ± 0.00141 mg/L), H2 (0.00112 ± 0.00069 mg/L) y H3 (0.00128 ± 0.00019 mg/L) presentaron las concentraciones más elevadas.

Por otra parte, los metabolitos del DDT; el DDE y el DDD se encontraron predominantemente en el periodo de secas, época en la que el DDT posiblemente se ha degradado.

Uno de los metabolitos del DDT, el DDE, se encontró predominantemente en periodo de secas con una concentración de 0.00163 ± 0.00316 mg/L (sitio H1) y de 0.00097 ± 0.00146 mg/L (sitio H4); los sitios que presentaron menor contenido de DDE fueron los sitios H5 (0.00065 ± 0.00011 mg/L) y H2 (0.0032 ± 0.00016 mg/L). En periodo de post-lluvias los sitios donde se detectó DDE fueron los sitios H1 (0.00160 ± 0.00140 mg/L) y H3 (0.00172 ± 0.00211 mg/L).

El otro metabolito del DDT, el DDD se encontró en concentraciones importantes en periodo de secas en los dos sitios detectados: el sitio H1 (0.01467 ± 0.01335 mg/L) y el sitio H3 (0.00452 ± 0.00539 mg/L), mientras que en periodo de post-lluvias el sitio H2 fue el único sitio en el que se detectó DDD a una concentración de 0.00096 ± 0.00096 mg/L.

En general el DDD se encuentra en concentraciones superiores a las detectadas del DDE, lo que sugiere que hace años atrás se ha estado empleando el DDT, puesto que este primero se descompone a DDE y después a DDD.

Es de hacer notar que el PROY-NMX-AA-071-SCFI-2008 aún no establece los límites máximos del DDT ni de ninguno de sus metabolitos.

7.3.6 Endosulfán y derivados.

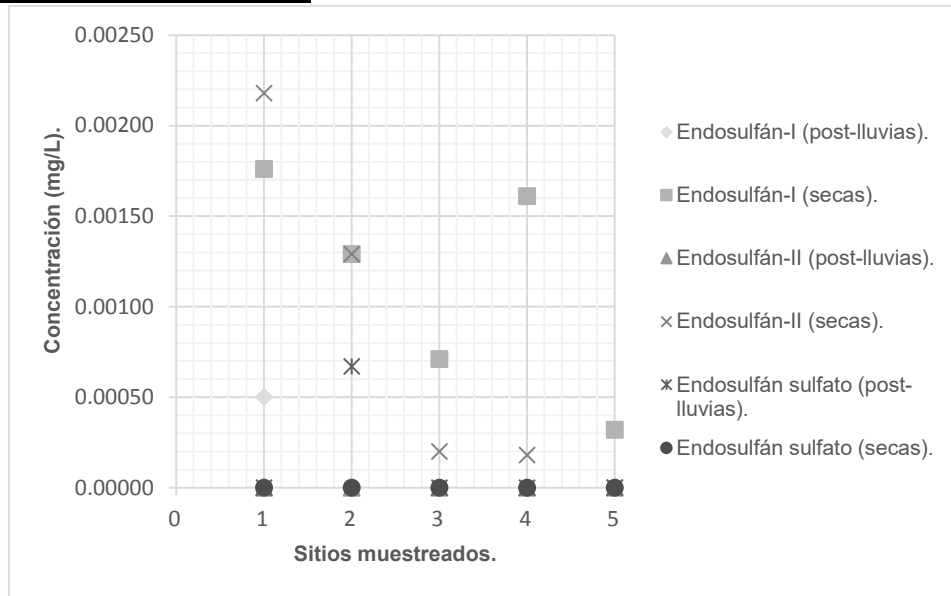


Figura 27. Comparación de las concentraciones de endosulfán-I, endosulfán-II y endosulfán sulfato obtenidas en los periodos de post-lluvias (Noviembre del 2014) y de secas (Marzo del 2015).

En la Figura 27, se observa que en periodo de secas los plaguicidas endosulfán-I y endosulfán-II se encontraron en altas concentraciones a diferencia del periodo de post-lluvias, época en donde únicamente se detectó endosulfán sulfato.

El plaguicida endosulfán-I en periodo de secas se detectó en todos los sitios muestreados, destacando los sitios H4 (0.00900 ± 0.00083 mg/L) y H5 (0.00977 ± 0.00080 mg/L); mientras que los sitios H1, H3 y H2 presentaron concentraciones ligeramente reducidas de este plaguicida: 0.00550 ± 0.00453 mg/L, 0.00459 ± 0.00096 mg/L y 0.00366 ± 0.00002 mg/L respectivamente. Mientras que en periodo de post-lluvias los sitios con mayor contenido de endosulfán-I fueron los sitios H3 (0.05960 ± 0.00629 mg/L) y H1 (0.01156 ± 0.01445 mg/L); y los sitios que presentaron menor contenido de este plaguicida fueron los sitios H5 y H2 con 0.00811 ± 0.00886 mg/L y 0.00599 ± 0.00726 mg/L respectivamente.

El contenido de endosulfán-II se detectó sólo en periodo de secas, época en la que destacan los sitios H1 y H2 por tener mayor proporción de este plaguicida (0.00218 ± 0.00077 mg/L y 0.00129 ± 0.00220 mg/L respectivamente). Los sitios H3 ($0.00020 \pm$

0.00022 mg/L) y H4 (0.00018 ± 0.00026 mg/L) presentaron las concentraciones más bajas de endosulfán-II.

Por otra parte, el endosulfán sulfato no fue detectado en ninguno de los sitios muestreados del periodo de secas; mientras que en periodo de post-lluvias se observó a una concentración de 0.00067 ± 0.00067 mg/L en el sitio H2.

Cabe mencionar que el PROY-NMX-AA-071-SCFI-2008 establece valores máximos permitidos de 0.0002 mg/L tanto para en endosulfán-I como para el endosulfán-II. Los valores de concentración obtenidos son superiores a los límites permitidos. Para el endosulfán sulfato, las normas mexicanas no han establecido valores límites.

7.4 Cálculo de métricas con macroinvertebrados.

7.4.1 Muestreo.

Las siguientes tablas muestran los resultados obtenidos de la identificación de macroinvertebrados colectados en cada punto de muestreo a lo largo del río Tula.

Tabla 23. Número y clasificación de macroinvertebrados colectados en cada sitio de muestreo del río Tula en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014).

Clase	Orden	Familia	Sitio de muestreo				
			H1	H2	H3	H4	H5
			Número de organismos				
Turbellaria		<i>Planariidae</i>	6	0	0	0	0
Hirudinea	Rhynchobdellida	<i>Glossiphoniidae</i>	5	4	12	3	1
Gasterópoda	Basommatophora	<i>Lymnaeidae</i>	2	0	0	0	0
Crustácea	Anfípoda	<i>Gammaridae</i>	728	10304	2082	92	1
	Isópoda	<i>Asellidae</i>	2	4	5	3	2
Insecta	Diptera	<i>Ceratopogonidae</i>	4	5	0	1	0
		<i>Chironomidae</i>	364	824	4025	639	80
		<i>Empididae</i>	0	1	0	0	0
		<i>Simuliidae</i>	2	12	0	2	0
TOTAL			1113	11154	6124	740	84

Tabla 24. Número y clasificación de macroinvertebrados colectados en cada sitio de muestreo del río Tula en periodo de secas (Marzo del 2015).

Clase	Orden	Familia	Sitio de muestreo				
			H1	H2	H3	H4	H5
			Número de organismos				
Oligoqueta	Lumbriculida	<i>Lumbriculidae</i>	73	71	44	23820	9290
Hirudinea	Rhynchobdellida	<i>Glossiphoniidae</i>	15	22	24	13	80
Gasterópoda	Basommatophora	<i>Lymnaeidae</i>	0	0	0	0	5
		<i>Pshysidae</i>	0	1	0	1	0
Crustácea	Anfípoda	<i>Gammaridae</i>	578	2440	11264	2754	71
	Isópoda	<i>Asellidae</i>	1	19	1	0	119
Insecta	Coleóptero	<i>Elmidae</i>	0	0	0	0	1
	Díptera	<i>Chironomidae</i>	42	130	86	46	195
		<i>Psychodidae</i>	1	0	0	0	0
		<i>Simuliidae</i>	0	1	0	1	0
		<i>Tabanidae</i>	0	0	0	2	0
TOTAL			710	2684	11419	26637	9761

7.4.2 Determinación de distintas métricas.

En las siguientes tablas se muestran los resultados obtenidos para las diferentes métricas de indicadores biológicos basados en macroinvertebrados (medidas de riqueza, numeraciones, índices de diversidad y similitud, índices bióticos, medidas en función de la alimentación y enfoque multimétrico). Las diferentes métricas fueron calculadas para ambos periodos de muestreo usando los macroinvertebrados colectados en cada punto de muestreo.

Tabla 25. Valores de las diferentes métricas (índices bióticos) en cada sitio de muestro del río Tula en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014).

Métricas		Sitio de muestreo				
		H1	H2	H3	H4	H5
Medidas de riqueza	número total de taxa	1113	11154	6124	740	84
	número del taxa EPT	0	0	0	0	0
	número de Efemerópteros	0	0	0	0	0
	número de Plecópteros	0	0	0	0	0
	número de Tricópteros	0	0	0	0	0
Enumeraciones	familias en común	4	4	4	4	
	% EPT	0	0	0	0	0
	% Efemerópteros	0	0	0	0	0
	% Plecópteros	0	0	0	0	0
	% Tricópteros	0	0	0	0	0
	% Coleópteros	0	0	0	0	0
	% Dípteros	33.2435	7.5489	65.7250	86.7568	95.2381
	% Quironomos	32.7044	7.3875	65.7250	86.3514	95.2381
	EPT/Quironomos	0	0	0	0	0
	% género dominante	65.4088	92.3794	65.7250	86.7568	95.2381
% taxa dominante	65.4088	92.3794	65.7250	86.3514	95.2381	
Índices de diversidad y similitud	Índice Shannon	0.7510	0.6609	0.2897	0.4591	0.2820
	Índice de Simpson	0.4656	0.4525	0.1412	0.2392	0.0932
	Índice de Margalef	1.1404	0.9174	0.8584	1.2109	1.8055
	Índice de Comparación Secuencial (ICS)	0.0036	0.0005	0.0007	0.0067	0.0455
	Coefficiente de Jaccard	0.5000	0.5714	1	0.6667	1
	Coefficiente de Sørensen	0.6667	0.7273	1	0.8000	1
Índices bióticos	Índice Biótico de Trent (IBT)	3	3	3	3	3
	Índice Biótico de Extenso (IBE)	5, clase IV, anaranjado	5, clase IV, anaranjado	4, clase IV, anaranjado	3, clase V, rojo	2, clase V, rojo
	Índice Biótico de Beck (IBB)	3	2	1	2	1
	Índice Biótico de Familia (IBF)	5.2902	6.6244	4.2987	7.4622	7.8571
	BMWP	27	19	14	19	14
	BMWP-ASPT	3.3750	3.0000	3.5000	3.1666	3.5000
Medidas en función de la alimentación	% filtradores-colectores	0.1797	0.1076	0	0.2703	0
	% raspadores	0.1797	0	0	0.0000	0
	% fragmentadores	65.5885	92.4153	34.0790	12.8378	3.5714
	% depredadores	0.9883	0.0448	0.1960	0.4054	1.1905
	% colectores-depositadores	32.7044	7.3875	65.7250	86.3514	95.2381
Enfoque multimétrico	Índice de Integración Biótica (IIB)	20	5	30	0	0

Tabla 26. Valores de las diferentes métricas (índices bióticos) en cada sitio de muestro del río Tula en periodo de secas (Marzo del 2015).

Métricas		Sitio de muestreo				
		H1	H2	H3	H4	H5
Medidas de riqueza	número total de taxa	710	2684	11419	26637	9761
	número del taxa EPT	0	0	0	0	0
	número de Efemerópteros	0	0	0	0	0
	número de Plecópteros	0	0	0	0	0
	número de Tricópteros	0	0	0	0	0
Enumeraciones	familias en común	5	5	5	4	5
	% EPT	0	0	0	0	0
	% Efemerópteros	0	0	0	0	0
	% Plecópteros	0	0	0	0	0
	% Tricópteros	0	0	0	0	0
	% Coleópteros	0	0	0	0	0.0102
	% Dípteros	6.0563	4.8808	0.7531	0.1840	1.9977
	% Quironomos	5.9155	4.8435	0.7531	0.1727	1.9977
	EPT/Quironomos	0	0	0	0	0
	% Género dominante	81.5493	91.6170	98.6514	89.4245	95.1747
% Taxa dominante	81.4085	90.9091	98.6426	89.4245	95.1747	
Índices de diversidad y similitud	Índice Shannon	0.6686	0.4097	0.0855	0.3504	0.2599
	Índice de Simpson	0.3232	0.1705	0.0269	0.1896	0.0937
	Índice de Margalef	1.5232	1.2666	1.0703	0.9813	1.0886
	Índice de Comparación Secuencial (ICS)	0.0070	0.0022	0.0005	0.0002	0.0009
	Coefficiente de Jaccard	0.5556	0.6667	0.6250	0.4000	1
	Coefficiente de Sørensen	0.7143	0.8000	0.7692	0.5714	1
Índices bióticos	Índice Biótico de Trent (IBT)	3	3	3	3	3
	Índice Biótico Extenso (IBE)	5, clase IV, anaranjado	5, clase IV, anaranjado	4, clase IV, anaranjado	5, clase IV, anaranjado	5, clase IV, anaranjado
	Índice Biótico de Beck (IBB)	1	2	1	2	3
	Índice Biótico de Familia (IBF)	4.5775	4.2973	4.0375	7.5823	7.9039
	BMWP	15	23	15	17	21
	BMWP-ASPT	2.5000	3.2857	3.0000	2.8333	2.6250
Medidas en función de alimentación.	% filtradores-colectores	0	0.0373	0	0.0038	0
	% raspadores	0.0000	0.0373	0.0000	0.0000	0.0717
	% fragmentadores	81.5493	91.6170	98.6514	10.3394	1.9463
	% depredadores	2.1127	0.8197	0.2102	0.0563	0.8195
	% colectores-depositadores	16.3380	7.4888	1.1385	89.6005	97.1625
Enfoque multimétrico	Índice de Integración Biótica (IIB)	30	35	40	10	10

A continuación se describen cada una de las diferentes métricas obtenidas en los diferentes periodos muestreados.

7.4.2.1 Medidas de riqueza.

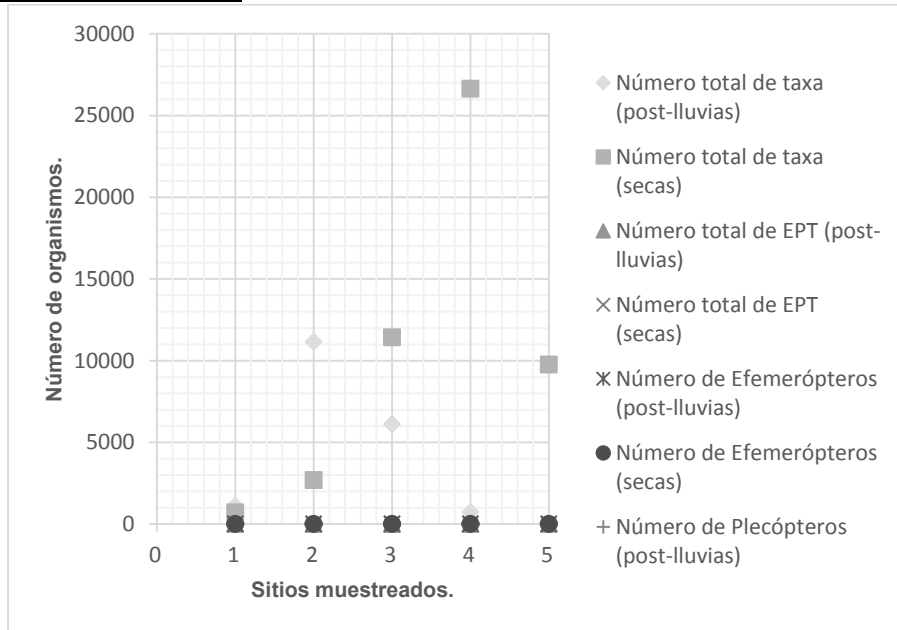


Figura 28. Comparación de las medidas de riqueza en el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y en el periodo de secas (Marzo del 2015).

Como se observa en la Figura 28, de forma general el número de macroinvertebrados encontrados en periodo de secas es considerablemente mayor que en periodo de post-lluvias, es decir, los valores de las medidas de riqueza son mayores en el periodo de secas. Es posible que las altas temperaturas observadas durante el periodo de secas favorezcan el desarrollo de organismos que en su mayoría son tolerantes a la contaminación. Este aumento de organismos en periodo de secas puede deberse también a la disminución en el flujo de corriente así como en la velocidad de la misma arrastrando una menor cantidad de macroinvertebrados (Oller & Goitia, 2005). Además es de notar que en ambos periodos ningún organismo, de la orden de los insectos, considerado como sensible a las alteraciones del ecosistema (e.g.: Efemeróptera, Plecóptera y Tricóptera) fue encontrado en las muestras analizadas.

Es decir, que a pesar de que las medidas de riqueza en el periodo de secas fueron mayores, esto no indica que la calidad del agua es mejor, ya que ningún

macroinvertebrado acuático de la orden de Efemeróptera, Plecóptera y Tricóptera fue encontrado.

7.4.2.2 Medidas de enumeración.

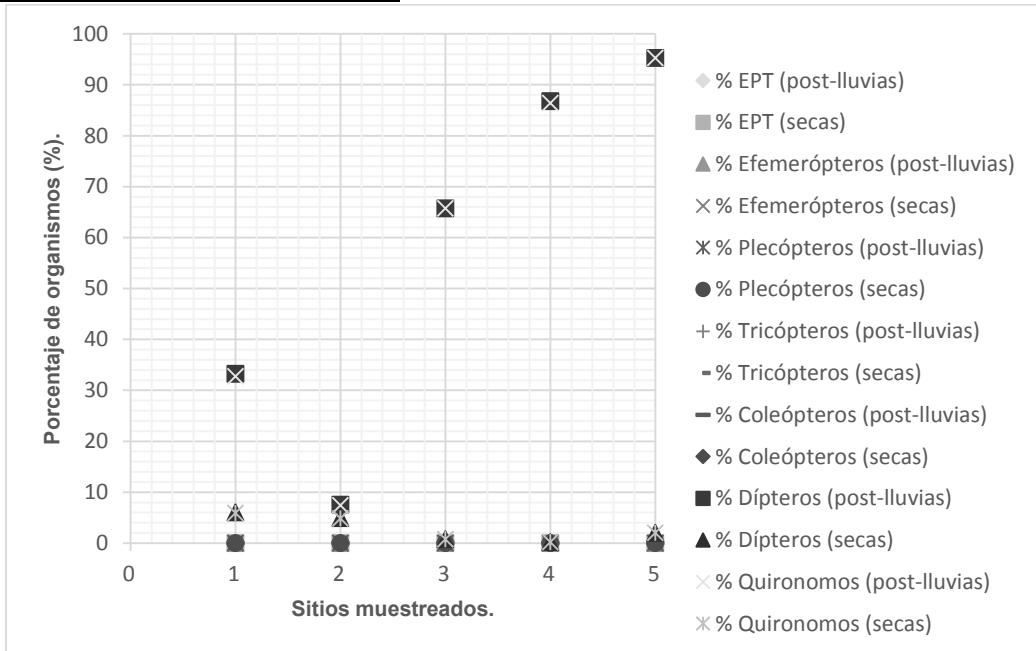


Figura 29. Comparación de las medidas de enumeración en el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y en el periodo de secas (Marzo del 2015).

Respecto a las medidas de enumeración mostradas en la Figura 29, se observa que tanto en el periodo de post-lluvias como en el periodo de secas, los organismos que aparecen en mayor proporción son de la orden de los dípteros, siendo la familia *Chironomidae* la más representativa de esta orden. Es de notar que, hay mayor abundancia de quironomos en periodo de post-lluvias con respecto al número de quironomos encontrados en el periodo de secas. Posiblemente durante el periodo de post-lluvias los quironomos se encontraban principalmente al inicio de su ciclo de desarrollo (estado larvario); mientras que las muestras tomadas en época de secas se encontraban principalmente en estado de adulto. Además el número de quironomos colectados tiende a ser mayor principalmente al anochecer (entre 18h y 22h) (Kettani & Ouazzani, 2005) como sucedió en los sitios H4 y H5, horario en el que se muestreo en estos sitios durante el periodo de post-lluvias, lo que no ocurrió en el muestreo realizado en periodo de secas.

Las familias identificadas en ambos periodos (c.f. Tablas 23 y 24) son muy similares. Siendo las familias *Chironomidae* y *Gammaridae* las que tienen un mayor número de organismos encontrados.

Sin embargo, se observaron diferencias en la presencia de familias de macroinvertebrados acuáticos. Se asume que dicha diferencia se debe, en parte, a las diferentes matrices colectadas. Un ejemplo que resultó remarcable es el de la familia *Lumbriculidae*, cuya presencia fue observada únicamente para las muestras tomadas en periodo de secas; ya que en este periodo de muestreo se presentaron menos obstáculos al tomar la muestra comparado con el muestreo en post-lluvias, donde el cauce del río se encuentra más elevado.

El río Tula, constituye los orígenes del colector general de la Región Hidrológica N° 26 (Pánuco) (Montelongo *et al.* 2008), de las cuales 60% son agua residual cruda y el 40% restante de origen pluvial (INEGI, 2002), por lo que se esperaba una diversidad biológica predominantemente resistente a la contaminación orgánica y perturbaciones (Alonso & Camargo, 2005). Los resultados observados muestran que, el número de familias identificadas fue reducido, ya que al haber contaminación orgánica se presentan un número de familias menor, es decir, la diversidad de organismos se vio disminuida.

7.4.2.3 Índices de diversidad.

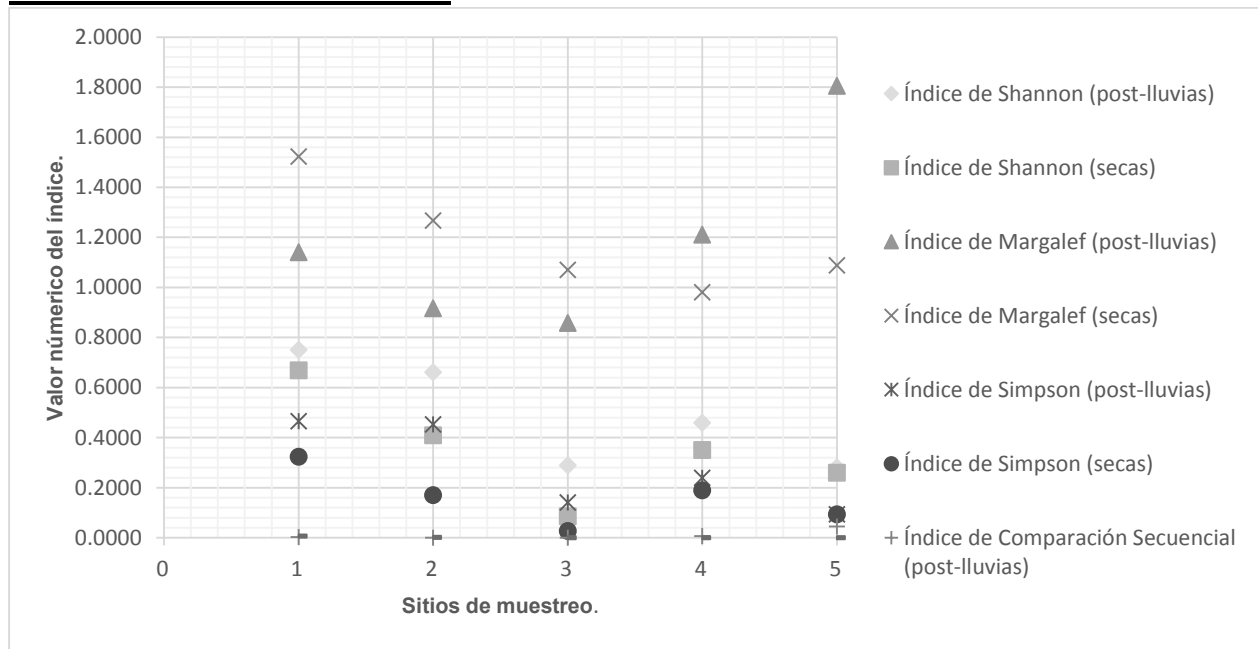


Figura 30. Comparación de los índices de diversidad en el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y en el periodo de secas (Marzo del 2015).

En cuanto a los índices de diversidad (c.f. Figura 30). Los índices de Shannon y Margalef señalan que a valores altos, la diversidad es mayor y aparentemente el sitio se encuentra limpio y en general en buenas condiciones.

De esta manera, tanto en el periodo de post-lluvias como en el periodo de secas, los valores obtenidos correspondientes al índice de Shannon indican que los sitios H1, H2 y H4 son los más diversos y los sitios H3 y H5, son los menos diversos y posiblemente los más contaminados. Además se observó que el índice de diversidad de Shannon disminuyó en época de secas.

Respecto, a los valores obtenidos con el índice de Margalef; para el periodo de post-lluvias los sitios H1, H4 y H5, presentan mayor diversidad de macroinvertebrados y los sitios H2 y H3 son los menos diversos. Mientras que, en el periodo de secas, los sitios H1, H2 y H5 son los sitios más diversos y los sitios H3 y H4 son los menos diversos. Contrario al índice de Shannon, el índice de Margalef indica que el sitio H5 (además del H1 y H4) presenta una mayor diversidad en época de post-lluvias y que los sitios H1 y H2 (además del H3) son los de mayor diversidad en época de secas.

En cuanto al índice de diversidad de Simpson, para este proyecto se empleó la fórmula transformada $(1-D)$ con el objetivo de que al aumentar los valores numéricos se relacione a una gran diversidad. Por lo que en la Figura 28, se aprecia que el índice de diversidad de Simpson en el periodo de post-lluvias de los sitios H1, H2 y H4 es el más alto (los sitios más diversos) y los sitios con menor valor de índice de diversidad de Simpson son los sitios H3 y H5. Mientras que en el periodo de secas los sitios H1, H4 y H2 presentaron los valores más altos y por lo tanto más diversos. Finalmente, los sitios H5 y H3 fueron los sitios menos diversos.

Cabe destacar, que los índices de diversidad al considerar distintos parámetros para calcularlos presentan variaciones dando resultados controversiales. Estas diferencias se observan principalmente en los sitios H5 (en el periodo de post-lluvias) y el sitio H4 (periodo de secas). El índice de Margalef indica una alta diversidad para el sitio H5 mientras que los índices de Shannon y Simpson para este sitio son pequeños en época de post-lluvias indicando que este sitio es poco diverso. Respecto al sitio H4 en época de secas los índices de Shannon y Simpson designan valores altos, es decir un sitio muy diverso; mientras que el índice de Margalef designa un valor pequeño (poco diverso). Estos resultados muestran que con los índices de Shannon y Simpson los valores de diversidad son muy similares.

El valor numérico del Índice de Comparación Secuencial (ICS) para todos los sitios muestreados de los diferentes periodos (c.f. Tablas 25 y 26), es menor a 8, este valor indica que el ecosistema acuático se encuentra contaminado o hay algún desequilibrio en el mismo en relación a la cantidad de materia orgánica presente en dicho sitio.

Es importante mencionar que, el Índice de Comparación Secuencial aunque también evalúa la diversidad, da una idea de la calidad del agua, además tiene la ventaja de que no es necesario que un experto analice la muestra para utilizar este índice pues diferencia a los macroinvertebrados con base a características comunes como la forma, la presencia/ausencia de patas o la presencia/ausencia de alas, etc. La desventaja que tiene este índice es que la separación de los macroinvertebrados es a criterio del observador, y por tanto un inexperto podría tener menos agrupaciones que si lo realizara un experto, además los autores recomiendan utilizar este índice para muestras con un

total de 250 organismos y como en general, las muestras tienden a exceder este valor, existe una posibilidad de que esta métrica no sea adecuada de ser aplicada.

7.4.2.4 Índices de similitud.

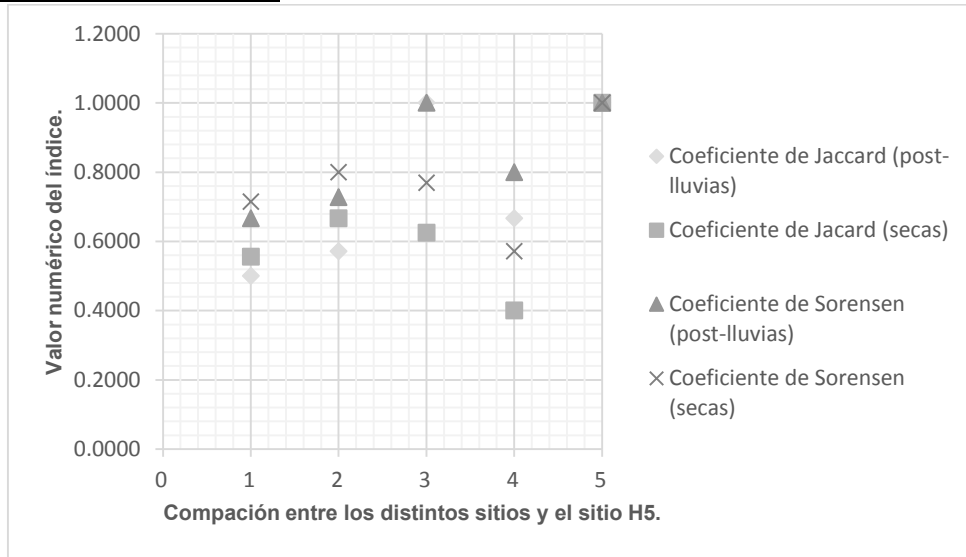


Figura 31. Comparación de los índices de similitud en el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y en el periodo de secas (Marzo del 2015).

Estrictamente un sitio control sería un lugar en el que aún no exista perturbación a causa de las actividades antropogénicas. Sin embargo, en México hay poco control para el cumplimiento de las normas y de descargas de desechos humanos e industriales; además el monitoreo de la calidad del agua no se realiza empleando bioindicadores sino con la determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO5), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST) (CONAGUA, 2013).

No obstante, el monitoreo de la calidad del agua utilizando macroinvertebrados se hace desde hace años y continúa haciéndose en países europeos, en otras partes del continente americano como son Estados Unidos de América y parte de Sudamérica, estableciendo métricas con base a las características taxonómicas de las diferentes familias de macroinvertebrados que habitan los diferentes microhábitats. Se ha estudiado también su comportamiento y sus requerimientos nutricionales, pudiendo hacer guías taxonómicas que facilitan su identificación.

Debido a la ausencia de un sitio en condiciones prístinas, se consideró el sitio H5 como el sitio control debido a su cercanía al punto de origen del río Tula. De esta forma, los índices de similitud mostrados en la Figura 31, muestran que en periodo de secas los sitios muestran mayor similitud respecto al sitio control. Sin embargo, en periodo de post-lluvias se muestran mayores diferencias entre los sitios cuando son comparados al sitio control.

El valor obtenido del Coeficiente de Jaccard y del Coeficiente de Sørensen para el periodo de post-lluvias del sitio H3 es idéntico que el sitio control, ya que comparten el mismo número de familias encontradas (4 familias). Comparando el número de familias respecto al sitio H5 (4 familias), se encontraron variaciones del 50%, 75% y 100% para los sitios H4 (6 familias), H2 (7 familias) y H1 (8 familias) respectivamente. Dichas variaciones se ven reflejados en los índices de similitud.

Por otra parte, en época de secas el número de familias encontradas en el sitio control fue de 8, mientras que los sitios H2 (7 familias), H1 (6 familias) y H4 (6 familias) presentaron valores muy cercanos a los observados en el sitio H5.

Los valores de los Coeficientes de Jaccard y de Sørensen al ser comparados al sitio control (H5) presentaron una similitud del 87.5% para el sitio H2 y del 75% para los sitios H1 y H4. El sitio H3 al haber presentado 5 familias tiene una similitud del 62.5% en comparación al sitio control.

7.4.2.5 Índices bióticos.

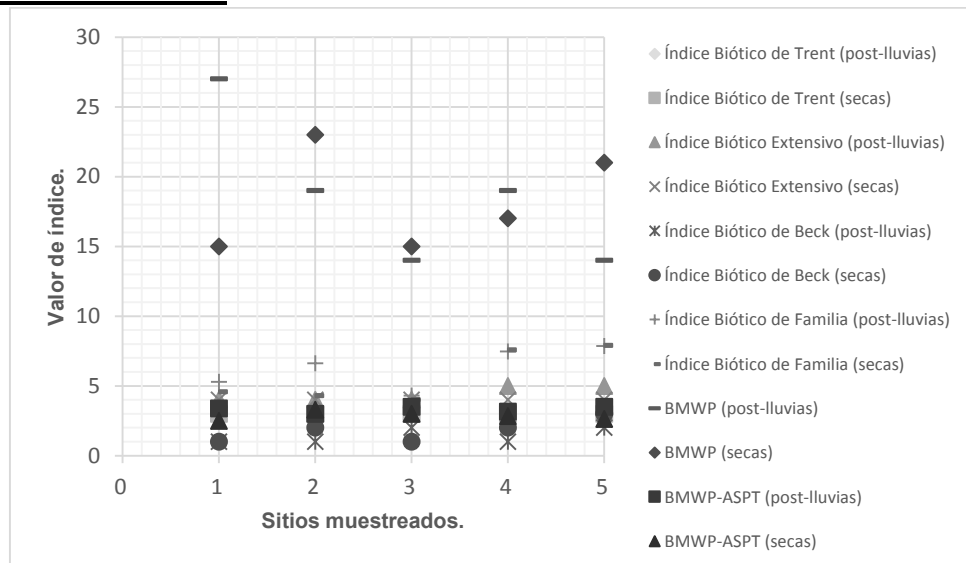


Figura 32. Comparación de los índices bióticos para el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y el periodo de secas (Marzo del 2015).

7.4.2.5.1 Índice Biótico de Trent.

En la Figura 32 se observan los distintos índices bióticos. El índice biótico de Trent asigna valores de 0 a 10, este índice considera que el valor más elevado corresponde a corrientes de agua menos contaminadas, por el contrario a valores pequeños la contaminación aumenta. Se observa (c.f. Figura 32) que para ambos periodos de muestreo, el índice biótico de Trent conserva un valor de 3 para todos los sitios muestreados, lo que indica que todos se encuentran considerablemente contaminados, resultado que se consideró coherente, ya que el río Tula recibe los desechos de la Zona Metropolitana.

7.4.2.5.2 Índice Biótico Extendido (IBE).

El índice biótico extendido clasifica los sitios H1, H2 y H3 en la clase IV con un color anaranjado relacionado a dicha clase. El índice IBE, clasifica a estos sitios como sitios con un ambiente muy alterado para ambos periodos de muestreo. Los sitios H4 y H5 muestreados en periodo de post-lluvias fueron clasificados en la clase V con un color rojo relacionado a esta clase y calificados como un ambiente fuertemente alterado (c.f. Tabla 11). Mientras que en periodos de secas, estos mismos sitios se incluyeron en la clase IV, con un color anaranjado para la cual el ambiente es calificado como muy perturbado (c.f.

Tabla 11). Este cambio en las clases y características ambientales (de los sitios H4 y H5 de altamente contaminado (resultados en post-lluvias) a muy contaminado (resultados en secas), podría deberse a que en periodo de post-lluvias gran parte de la materia orgánica es resuspendida desde el sedimento por acción de la fuerte velocidad de la corriente (Ward & Twilley, 1986; Uncles *et al.*, 1988) y al aumento de contaminantes que son arrastrados hacia el afluente del río Tula.

7.4.2.5.3 Índice Biótico de Beck (IBB).

El índice biótico de Beck asigna valores de 0 a 40 donde a valores pequeños la contaminación orgánica es mayor (c.f. Tabla 12). En general, los valores obtenidos del IBB son 1, 2 y 3 (c. f. Tablas 25 y 26) lo que significa que los distintos sitios del río Tula sin importar el periodo de muestreo se encuentran considerablemente contaminados por materia orgánica.

7.4.2.5.4 Índice Biótico de Familia (IBF).

El índice biótico de familia obtenido para cada periodo de muestreo (c.f. Tabla 25 y 26), y conforme se observa en la Tabla 13, los sitios H4 (7.462 en periodo de post-lluvias y 7.582 en periodo de secas) y H5 (7.857 en periodo de post-lluvias y 7.904 en periodo de secas) conservan el mismo grado de contaminación del agua considerada como pésima, para ambos periodos de muestreo. Inesperadamente, se observa que los valores de IBF para los sitios H1 (4.578), H2 (4.297) y H3 (4.038) son menos elevados, lo cual indica que la calidad del agua en periodo de secas es mejor respecto a los valores de IBF obtenidos en periodo de post-lluvias (5.290, 6.624 y 4.300 respectivamente) para estos mismos sitios.

7.4.2.5.5 Índices bióticos británicos.

Los índices británicos por sus siglas en inglés BMWP (Biological Monitoring Working Party) y BMWP-ASPT (Biological Monitoring Working Party- Average Score Per Taxon), para todos los sitios muestreados en ambos periodos correspondieron a un estado ecológico malo (c.f. Figura 32), donde el BMWP califica la calidad del agua de los sitios muestreados como muy contaminada (c.f. Tabla 12). Mientras que el BMWP-ASPT clasifica los sitios muestreados dentro de una categoría ecológica muy mala, en la que la calidad del agua se encuentra fuertemente contaminada (c.f. Tabla 13).

El dictamen obtenido del BMWP y del BMWP-ASPT para cada uno de los sitios es el mismo debido a que las familias encontradas fueron las mismas (familias muy tolerantes a la contaminación).

La comparación de los resultados fisicoquímicos con los índices bióticos indican que los índices bióticos pueden ser considerados para las evaluaciones de la calidad del agua, sin embargo, los valores que asignan a las familias deben ser modificados específicamente para nuestro país como lo han hecho países sudamericanos, ya que los distintos índices bióticos empleados en este proyecto de tesis son de origen europeo, cuyas características geográficas son muy distintas a las de México.

7.4.2.6 Grupos en función de la alimentación.

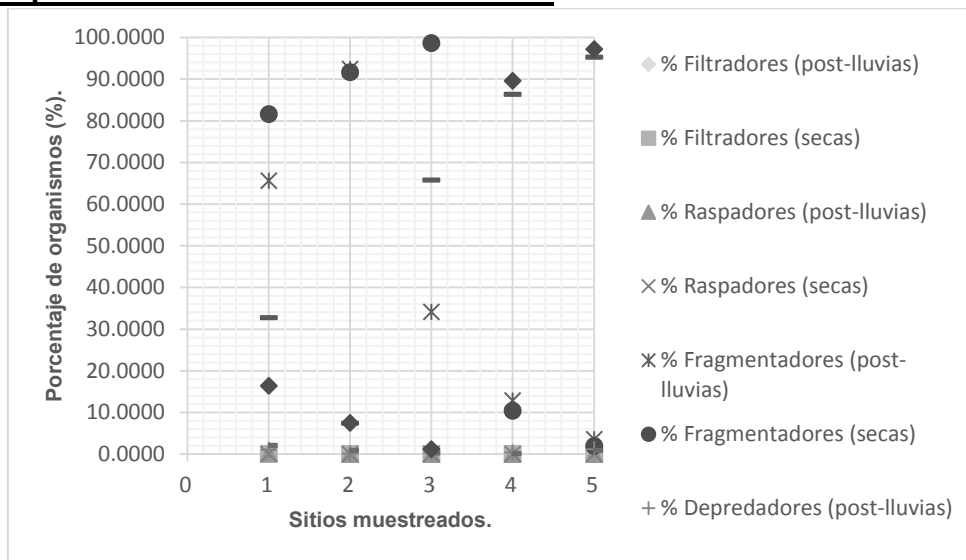


Figura 33. Comparación de grupos en función de la alimentación en el periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014) y en el periodo de secas (Marzo del 2015).

Los índices en función de la alimentación representados en la Figura 33, muestran que en el periodo de post-lluvias y en el periodo de secas, el grupo de organismos fragmentadores, predomina en los puntos H1 (65.589% en periodo de post-lluvias y 81.549% en periodo de secas), H2 (92.415% en periodo de post-lluvias y 91.617% en periodo de secas) y H3 (34.079% en periodo de post-lluvias y 98.651% en periodo de secas); mientras que el grupo de organismos colectores-depositadores tanto en el periodo de post-lluvias como de secas es mayoritario en los sitios H4 (86.351% en periodo de post-lluvias y 89.601% en periodo de secas) y H5 (95.238% en periodo de

post-lluvias y 97.163% en periodo de secas). Por otra parte, el grupo de organismos depredadores a pesar de que se encuentran en bajas proporciones tanto en periodo de post-lluvias como en periodo de secas en todos los sitios muestreados, los sitios H1 (0.988% en época de post-lluvias y 2.113% en época de secas) y H5 (1.191% en época de post-lluvias y 0.820% en época de secas) de ambos periodos muestreados son los que tienen un número elevado de organismos depredadores. El grupo de organismos filtradores-colectores se encuentran primordialmente en los sitios H2 y H4; con un porcentaje de presencia de 0.108% y 0.270% en periodo de post-lluvias y de 0.037% y 0.004% en periodo de secas, respectivamente. El grupo de organismos raspadores únicamente se hicieron presentes en ciertos puntos como en el sitio H1 (0.180%) del periodo de post-lluvias y los sitios H2 (0.037%) y H5 (0.071%) del periodo de secas, sitios en los que se encontraron principalmente Gasterópodos.

La dominación del grupo de organismos fragmentadores y organismos colectores-depositadores se debe a que el río Tula recibe constantemente descargas de materia orgánica provenientes de la Ciudad de México. Al haber un alto contenido de materia orgánica, los fragmentadores principalmente la familia *Gammaridae* y posteriormente los organismos colectores-depositadores, la familia *Chironomidae*, colectan la materia procesada por los organismos fragmentadores y la depositan al fondo del río. A pesar de que se encuentran presentes los organismos depredadores, están en porciones reducidas, ya que son los macroinvertebrados con mayor sensibilidad a la contaminación respecto a los organismos fragmentadores y los organismos colectores-depositadores. La baja proporción de organismos depredadores reduce el control de los niveles tróficos inferiores.

Caso similar sucede con los organismos filtradores-colectores y los organismos raspadores, como el medio se encuentra alterado, estos grupos no sobreviven o son insuficientes para que su función sea evidente en el ecosistema acuático (Wallace & Webster, 1996).

7.4.2.7 Índice de Integración Biótica (IIB).

Los valores obtenidos del Índice de Integración Biótica (IIB) para post-lluvias y secas se muestran en la Tablas 24 y 25. Se observa que en el periodo de post-lluvias el valor del

índice para los sitios H1, H2, H4 y H5 se encuentran dentro del intervalo 0-20 lo cual califica a los sitios en muy malas condiciones ambientales y únicamente el sitio H3 tuvo un valor de 30 lo cual lo clasifica como un sitio con una mala calidad del agua. En periodo de secas, el valor del índice para los sitios H4 (10) y H5 (10) se encuentran dentro del intervalo 0-20, lo cual los clasifica como sitios con muy mala calidad de agua. Los sitios H3, H2 y H1 con valores de 40, 35 y 30 respectivamente son clasificados como sitios con mala calidad del agua.

De forma general, la calidad del agua de los sitios H4 y H5 se conservó en muy malas condiciones tanto en periodo de post-lluvias como en periodo de secas, y aparentemente los sitios H1 y H2 mejoraron la calidad de agua de muy mala (periodo de post-lluvias) a mala (periodo de secas).

7.5 Correlación entre los contaminantes y los índices biológicos.

7.5.1 Análisis de la nube de índices biológicos y de parámetros fisicoquímicos.

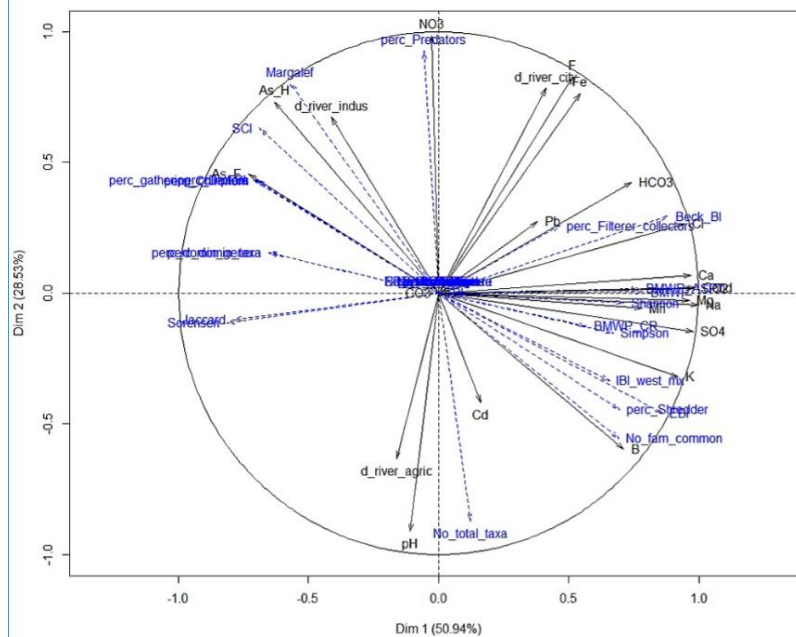


Figura 34. Nube de variables de índices biológicos vs parámetros fisicoquímicos en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014).

Del análisis de componente principal (ACP) en el periodo de post-lluvias entre los parámetros fisicoquímicos y los índices biológicos se observó lo siguiente:

En el periodo de post-lluvias (c.f. Figura 34), se aprecia que el metal pesado plomo (Pb), los aniones cloruro (Cl⁻) y HCO₃⁻ (bicarbonato) están correlacionados positivamente con el porcentaje de organismos filtradores-colectores y el índice biótico de Beck (IBB). Dicha correlación indica que las variaciones en los valores de los organismos filtradores-colectores y el índice de Beck, están directamente afectadas por las variaciones en la concentración de los analitos: Cl⁻, HCO₃⁻ y Pb.

Por otra parte, se observa que los parámetros fisicoquímicos Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, SO₄²⁻, B y Mn se encuentran correlacionados positivamente con los índice británicos BMWP, BMWP-ASPT, los índices de diversidad Shannon y Simpson, el Índice de Integración Biótica (IIB), el porcentaje de organismos fragmentadores y el número de familias en común. Dicha correlación indica que las variaciones en los valores de estas métricas pueden ser explicadas por las variaciones en los parámetros fisicoquímicos Ca²⁺, Mg²⁺,

Na⁺, K⁺, SO₄²⁻, B y Mn. Es posible que la presencia de estos cationes en altas concentraciones desfavorezca la presencia de macroinvertebrados reduciendo la diversidad acuática.

De igual forma, se observa que el Índice Biótico de Beck (IBB), el Índice Biótico Extendido (IBE), los índice británicos BMWP, BMWP-ASPT, los índices de diversidad Shannon y Simpson, el Índice de Integración Biótica (IIB), el porcentaje de organismos filtradores-colectores, el porcentaje de organismos fragmentadores y el número de familias en común se encuentran correlacionados entre sí.

El índice de diversidad de Margalef y el Índice de Comparación Secuencial (ICS) mostraron una correlación positiva con el contenido de arsénico total (As-H⁺).

Por otra parte, el porcentaje de organismos depredadores se encontró positivamente correlacionado con el anión nitrato (NO₃⁻) y negativamente con el pH. Mientras que el número total de taxa se encontró positivamente correlacionado con el pH. Además se observa que el porcentaje de organismos colectores-depositadores, el porcentaje de taxa dominante, el porcentaje de género dominante y los índices de similitud Jaccard y Sørensen están negativamente correlacionados con los indicadores británicos BMWP, BMWP-ASPT, los índices de diversidad Shannon y Simpson, el Índice de Integración Biótica (IIB), el Índice Biótico Extendido (IBE), el Índice Biótico de Beck (IBB), el porcentaje de organismos fragmentadores, el porcentaje de organismos filtradores-colectores y el número de familias en común.

Las variables no mencionadas tanto de índices biológicos como de variables fisicoquímicas se encuentran en el centro, lo cual indican una relación no lineal con los componentes principales que toman los individuos sobre esas variables.

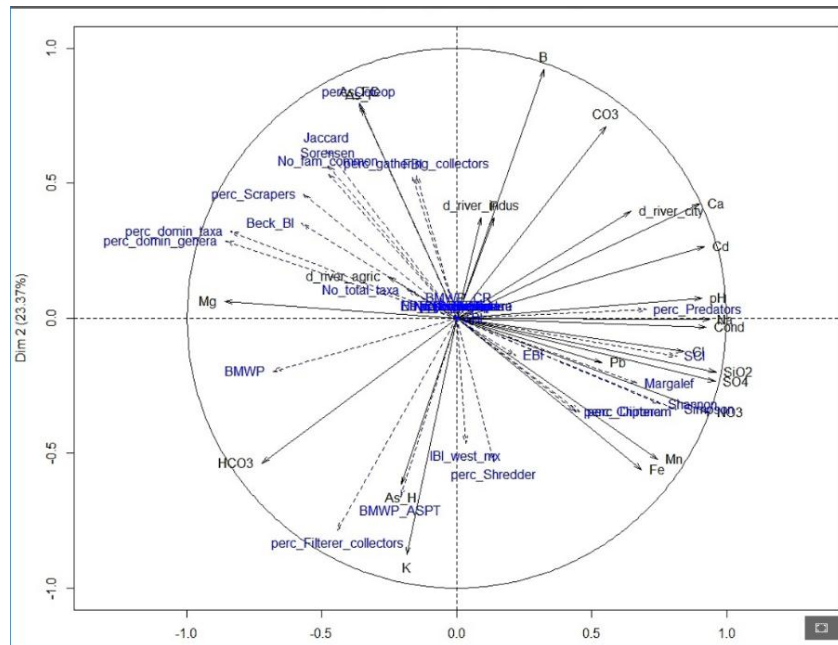


Figura 35. Nube de variables de índices biológicos vs parámetros fisicoquímicos en periodo de secas (Marzo del 2015).

Del análisis de componente principales (ACP) en el periodo de secas entre los parámetros fisicoquímicos y los índices biológicos se observó lo siguiente:

En el periodo de secas (c.f. Figura 35), se aprecia que las variables fisicoquímicas; pH, Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , conductividad, SiO_2 , Mn y Fe tienen una correlación positiva con el porcentaje de depredadores, el Índice de Comparación Secuencial (ICS), los índices de diversidad Margalef, Simpson y Shannon, el Índice Biótico Extendido (IBE), el porcentaje de dípteros y el porcentaje de *Chironomidae*. Por el contrario, los indicadores; porcentaje de coleópteros, el porcentaje de organismos colectores-depositadores, el porcentaje de organismos raspadores, los índices de similitud Jaccard y Sørensen, el porcentaje de taxa dominante, el porcentaje de género dominante y el número de familias en común mostraron una correlación negativa con las variables fisicoquímicas mencionadas. De acuerdo con los resultados de indicadores biológicos en el periodo de secas (c.f. Tabla 25), los valores de los indicadores indican una pobre diversidad y de manera general describen al medio acuático de muy mala calidad. Estos resultados se pueden confirmar con la correlación negativa que se observa en el ACP (c.f. Figura 35) entre los indicadores biológicos y las variables fisicoquímicas anteriormente mencionadas.

Las correlaciones que se observaron entre el Fe, Mn, IBE, el porcentaje de *Chironomidae* y el porcentaje de dípteros puede deberse en parte a que estos macroinvertebrados residen un periodo largo de su ciclo biológico entre la materia orgánica, la cual tiende a absorber los metales hierro y manganeso.

Las variables arsénico total (As H⁺) y potasio (K⁺) mostraron una correlación positiva con el índice británico BMWP-ASPT, el porcentaje de organismos filtradores-colectores, el porcentaje de organismos fragmentadores y el Índice de Integración Biótica (IIB). Estos a su vez mostraron una correlación negativa con el CO₃²⁻ y B.

Las variables no mencionadas tanto de índices biológicos como de variables fisicoquímicas se encuentran en el centro, lo que indican una relación no lineal con los componentes principales que toman los individuos sobre esas variables.

7.5.2 Análisis de la nube de índices biológicos y de plaguicidas organoclorados.

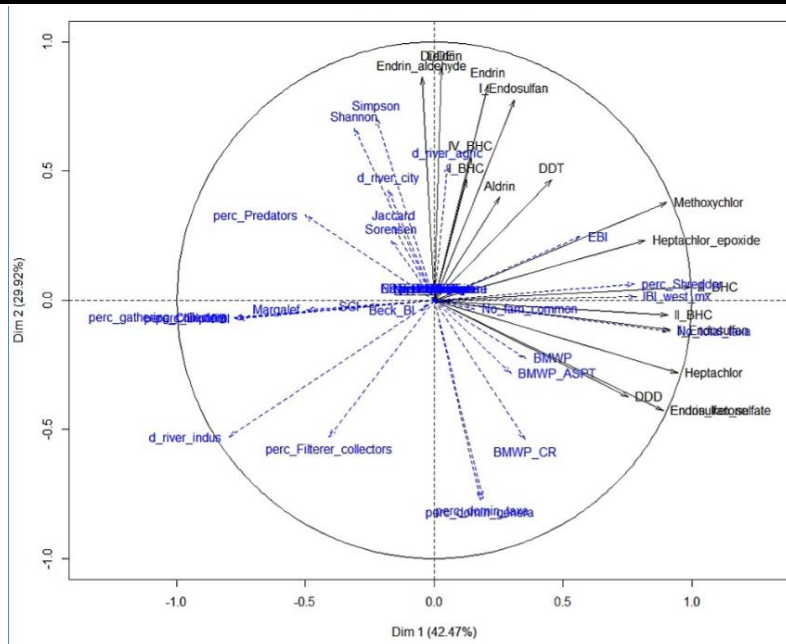


Figura 36. Nube de variables de índices biológicos vs plaguicidas organoclorados en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014).

Del análisis de componentes principales de plaguicidas organoclorados e índices biológicos en el periodo de post-lluvias (c.f. Figura 36) se apreció lo siguiente:

Los plaguicidas metoxiclor, heptacloro epóxido, BHC-III, BHC-II, endosulfán-II, heptacloro, DDD, endosulfán sulfato se encuentran correlacionadas entre sí y muestran una correlación positiva con las métricas; IBE, porcentaje de organismos fragmentadores, Índice de Integración Biótica (IIB), el número total de taxa, BMWP y el número de familia en común. Mientras que las métricas; el porcentaje de organismos depredadores, el porcentaje de colectores-depositadores, el índice de diversidad Margalef y el Índice de Comparación Secuencial (ICS) muestran una correlación negativa con estos mismos plaguicidas.

Respecto a los plaguicidas; dieldrín, DDE, endrín aldehído, endrín, endosulfán-I, BHC-IV, BHC-I, aldrín y DDT estos exhibieron una correlación entre sí y a su vez una correlación positiva con las métricas; Simpson, Shannon, Jaccard y Sørensen.

Por el contrario, las métricas porcentaje de taxa dominante, porcentaje de género dominante y BMWP revelaron tener una correlación negativa con estos plaguicidas.

Las variables no mencionadas tanto de índices biológicos como de plaguicidas organoclorados se encuentran en el centro, indican una relación no lineal con los componentes principales que toman los individuos sobre esas variables.

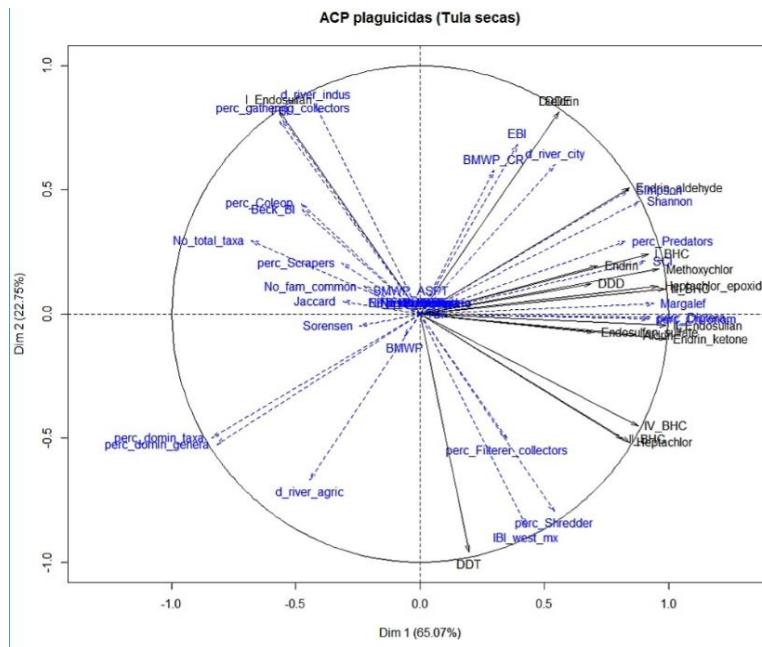


Figura 37. Nube de variables de índices biológicos vs plaguicidas organoclorados en periodo de secas (Marzo del 2015).

Del análisis de componentes principales de índices biológicos y los plaguicidas organoclorados en periodo de secas se percibió lo siguiente:

En periodo de secas los plaguicidas dieldrín y DDE exhibieron una correlación entre sí y una correlación positiva con los índices IBE y BMWP. Esto sugiere que las familias utilizadas para el cálculo de cada una de estas métricas son directamente perturbadas por las variaciones en las concentraciones de los plaguicidas dieldrín y DDE.

Por otra parte, los plaguicidas organoclorados endrín, endrín aldehído, endrín cetona, BHC-I, BHC-III, metoxiclor, DDD, heptacloro epóxido, endosulfán- II, endosulfán sulfato y aldrín exhibieron una correlación entre sí y una correlación positiva con los índices de diversidad de Shannon, Simpson y Margalef, el ICS, el porcentaje de organismos depredadores, el porcentaje de dípteros y el porcentaje de *Chironomidae* .Por el contrario, las métricas; el porcentaje de coleópteros, el porcentaje de organismos raspadores, el índice biótico de Beck (IBB), los índices de similitud Jaccard y Sørensen, el número total de taxa y el número de familias en común exhibieron una correlación negativa con estos plaguicidas.

De manera particular, la correlación positiva que se observa entre el porcentaje de dípteros y el porcentaje de *Chironomidae* con el endosulfán-II, así como la correlación positiva con el porcentaje de organismos depredadores con el BHC-I y endrín, sugiere que las familias de dípteros y *Chironomidae* toleran estos compuestos químicos.

El DDT mostró una correlación positiva con el porcentaje de organismos filtradores-colectores, el porcentaje de organismos fragmentadores y el índice multimétrico. Lo que sugiere que estos tipos de organismos (filtradores-colectores y fragmentadores) son tolerantes al DDT.

Contrariamente a la correlación entre el DDT, el porcentaje de organismos filtradores-colectores, el porcentaje de organismos fragmentadores y el índice multimétrico; el porcentaje de organismos colectores-depositadores mostró una correlación negativa con el DDT pero una correlación positiva con el organoclorado endosulfán-I. Lo que sugiere que estos organismos son tolerantes al endosulfán-I.

El grupo de variables no mencionadas tanto de índices biológicos como de plaguicidas organoclorados encontrados en el centro, indican una relación no lineal con los componentes principales que toman los individuos sobre esas variables.

7.5.3 Análisis de la nube individuos de índices biológicos y de parámetros fisicoquímicos.

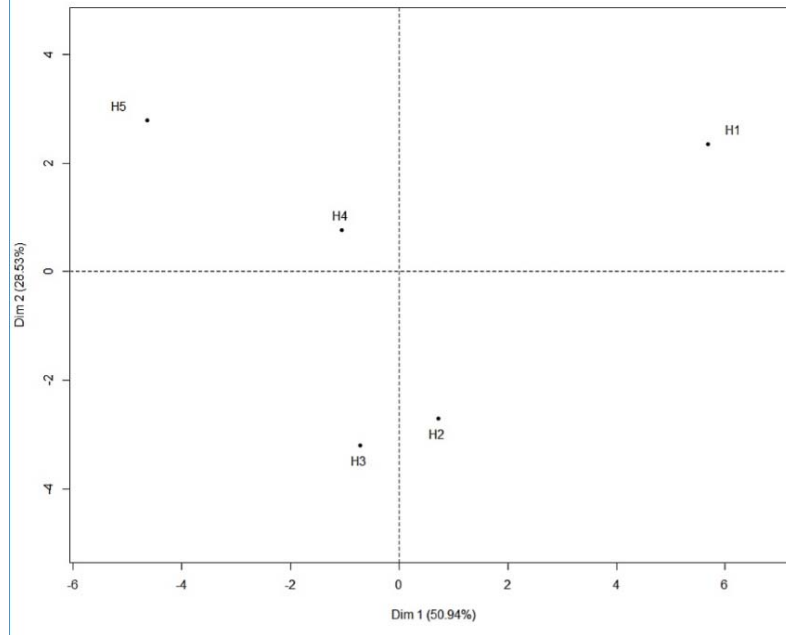


Figura 38. ACP nube de individuos de índices biológicos y parámetros fisicoquímicos en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014).

Del análisis de componentes principales de la nube de individuos entre los índices biológicos y los parámetros fisicoquímicos en periodo de post-lluvias se observa lo siguiente:

El sitio H1 se puede describir principalmente por las variables HCO_3^- , Cl^- , Pb, el porcentaje de organismos filtradores-colectores y el Índice Biótico de Beck (IBB). Como se aprecia en la Figura 38, las variables que afectan al sitio H1 se correlacionaron positivamente (c.f. Figura 34) lo que indica que el aumento en la concentración de cualquiera de estos analitos no afecta el número de organismos filtradores-colectores presentes en el medio. Cabe hacer hincapié que estos analitos no son las únicas variables a considerar para que la población de dichos organismos aumente, sino que habrá otras condiciones ambientales (e.g. cambios de temperatura, disponibilidad de oxígeno y otros gases, humedad relativa) así como otros factores que afecten el crecimiento de estos macroinvertebrados (e.g. disponibilidad de nutrientes, sustancias inhibitoras, pH óptimo).

La correlación positiva entre estos parámetros fisicoquímicos y el IBB puede ser cuestionable, ya que la puntuación del IBB fue determinada por un número pequeño de organismos (familia *Asellidae* con 2 representantes). Estos primeros resultados nos sugieren que los *Asellidae* (piojo o cochinilla de agua) son tolerantes a las variaciones de HCO_3^- , Cl^- y Pb. Para confirmar esta aseveración, será necesario extender este estudio utilizando un verdadero sitio control, es decir, un sitio con muy poca o nula contaminación.

El sitio H2 se describe principalmente por el Cd y el número total de taxa, posiblemente la presencia de este metal en periodo de post-lluvias no afecta el desarrollo de las vidas acuáticas de los organismos (*Glossiphoniidae*, *Gammaridae*, *Asellidae*, *Ceratopogonidae*, *Chironomidae*, *Empididae* y *Simuliidae*) encontradas en periodo de post-lluvias en este sitio.

El sitio H3 se describe esencialmente por el pH, posiblemente debido a la disolución de rocas sedimentarias.

Finalmente, los sitios H4 y H5 se describen principalmente por As-H^+ , el porcentaje de organismos colectores-depositadores y porcentaje de taxa dominante (*Chironomidae*). Lo que sugiere que los organismos que habitan estos sitios son tolerantes al As-H^+ . Además los sitios H4 y H5 son ricos en materia orgánica, la cual es utilizada por organismos colectores-depositadores (*Chironomidae* y *Ceratopogonidae*). Tales características indican ser las óptimas para realizar la función ecológica de los organismos colectores-depositadores, permitiendo el crecimiento de su población.

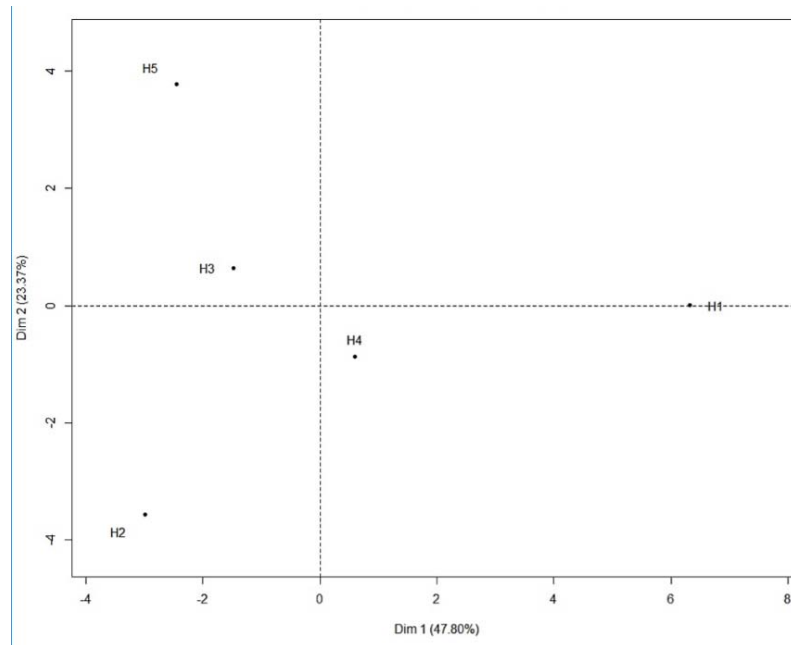


Figura 39. ACP nube de individuos de índices biológicos y parámetros fisicoquímicos en periodo de secas (Marzo del 2015).

Del análisis de componentes principales de la nube de individuos entre los índices biológicos y los parámetros fisicoquímicos en periodo de secas se aprecia lo siguiente:

El sitio H1 se describe principalmente por las variables fisicoquímicas pH, conductividad, Na^+ y la métrica porcentaje de organismos depredadores. Las variables fisicoquímicas se encontraron en grandes concentraciones en este periodo (c.f. Tabla 18), lo cual sugiere que los organismos depredadores (*Glossiphoniidae*) son tolerantes a las variaciones de estas variables. Sin embargo, el crecimiento poblacional de estos organismos también depende de las condiciones ambientales (e.g. cambios de temperatura, disponibilidad de oxígeno y otros gases, humedad relativa) así como de la disponibilidad de nutrientes o la presencia de depredadores mayores. Factores que deberán ser estudiados para confirmar los resultados obtenidos en este estudio.

El sitio H2 se describe por la correlación positiva entre el HCO_3^- y el porcentaje de organismos filtradores-colectores (*Simuliidae*), lo que parece indicar que a mayores concentraciones de bicarbonato habrá mayor número de organismos filtradores-colectores, ya que muestran tolerancia a este analito, el aumento del HCO_3^- puede deberse a una mayor disolución de CO_2 en un medio cercano a la neutralidad o a la

disolución de calcita u otros carbonatos. No obstante, el crecimiento poblacional de dichos organismos depende de otros factores.

La proximidad que presentan los sitios H3 y H4 en el plano del ACP indican que tienen un comportamiento similar, al estar representados cerca del centro del plano del ACP señalan que tienen bajas contribuciones relativas a las construcciones de los ejes. De los resultados del ACP no se observó una correlación evidente en cuanto a las métricas. Dicho comportamiento se puede deber al número limitado de familias de macroinvertebrados encontrados en el sitio H3 (*Lumbriculidae*, *Glossiphoniidae*, *Gammaridae*, *Asellidae* y *Chironomidae*) y sitio H4 (*Lumbriculidae*, *Glossiphoniidae*, *Physidae*, *Gammaridae*, *Asellidae*, *Chironomidae*, *Simuliidae* y *Tabanidae*).

El sitio H5 se describe principalmente por el número de familias en común y los índices de similitud Jaccard y Sørensen. La correlación entre el sitio H5 y los parámetros fisicoquímicos no resultó evidente (c.f. Figura 35). El sitio H5 al presentar una correlación negativa respecto a las variables fisicoquímicas (pH, conductividad Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , SiO_2 , Fe y Mn), indica que es un sitio con niveles de contaminación inferiores respecto a los otros sitios (c.f. Tabla 18). Cabe señalar que las características que presentó el sitio H5 (e.g. mal olor, color grisáceo) son indicadoras de un sitio con agua de mala calidad. Y aunque los resultados del ACP indican que es un sitio caracterizado por bajos niveles de concentración de los contaminantes analizados, éste continúa siendo un sitio contaminado posiblemente por otras especies químicas o microorganismos patógenos.

7.5.4 Análisis de la nube individuos de índices biológicos y de plaguicidas organoclorados.

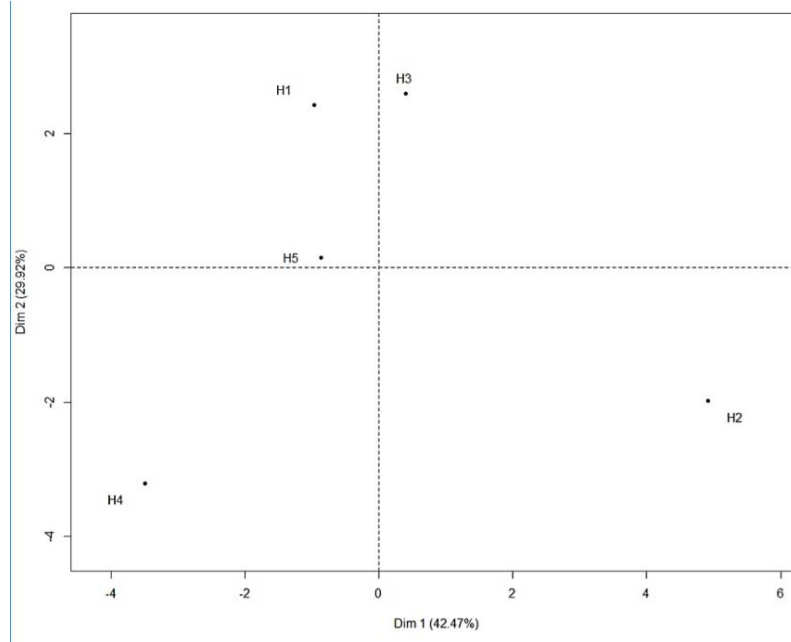


Figura 40. ACP nube de individuos de índices biológicos y plaguicidas organoclorados en periodo de post-lluvias (Noviembre del 2014).

Del análisis de componentes principales de la nube de individuos entre los índices biológicos y los plaguicidas organoclorados en periodo de post-lluvias se aprecia lo siguiente:

El sitio H1 se describe principalmente por los índices de Simpson, Shannon, Jaccard y Sørensen. Se puede observar que ningún plaguicida organoclorado está asociado a este sitio (c.f. Figura 36), lo que sugiere una baja diversidad de macroinvertebrados, ésta debida probablemente a la presencia de otros contaminantes en el medio.

El sitio H2 se caracteriza por la presencia de los plaguicidas DDD, endosulfán-I y endrín cetona, además de los índices BMWP y BMWP-ASPT. Esto sugiere que la presencia de estos plaguicidas no interfiere en la reproducción de los macroinvertebrados encontrados en este sitio (*Glossiphoniidae*, *Gammaridae*, *Asellidae*, *Ceratopogonidae*, *Chironomidae*, *Empididae* y *Simuliidae*) o en otras palabras que estos organismos son tolerantes al DDD, endosulfán y endrín cetona.

El sitio H3 se describe por los plaguicidas BHC-I, BHC-IV y endosulfán-I. No obstante, no hay ninguna métrica basada en macroinvertebrados que describa al sitio H3. Lo que indica que a excepción de los organismos encontrados en este sitio (*Glossiphoniidae*, *Gammaridae*, *Asellidae* y *Chironomidae*), los macroinvertebrados son sensibles a la presencia de estos plaguicidas.

El sitio H4 se describe principalmente por el porcentaje de organismos filtradores-colectores (*Simuliidae*). Dado que este sitio no se explica por la presencia de plaguicidas, se sospecha que la baja diversidad es debida a las altas concentraciones de otros contaminantes.

La cercanía que presenta el sitio H5 en el centro del plano del ACP indica que tiene poca o nula contribución relativa a la construcción de los ejes. Por otra parte, al comparar los resultados de los plaguicidas organoclorados con los resultados del ACP, se puede observar que ninguna variable es explicativa para este sitio.

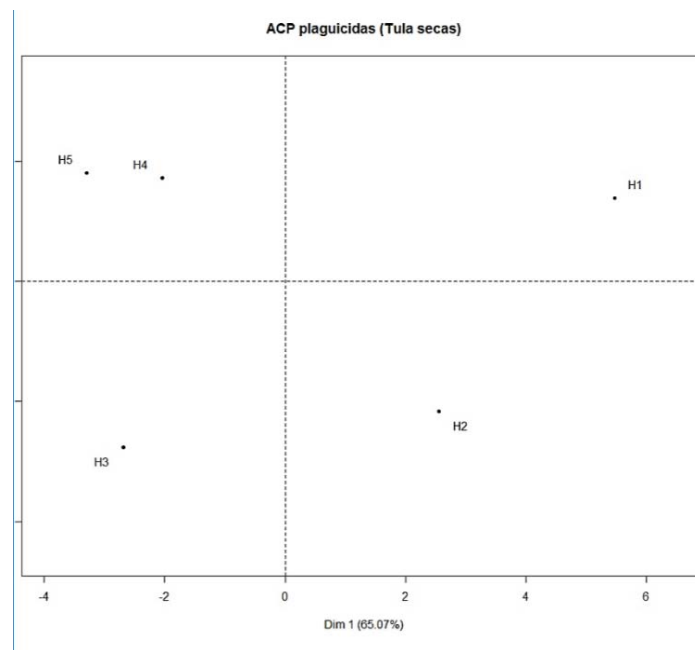


Figura 41. ACP nube de individuos de índices biológicos y plaguicidas organoclorados en periodo de secas (Marzo del 2015).

Del análisis de componentes principales de la nube de individuos entre los índices biológicos y los plaguicidas organoclorados en periodo de secas se aprecia lo siguiente:

El sitio H1 se explica principalmente por el ICS, porcentaje de organismos depredadores, el BHC-I, endrín, DDD y metoxicloro (c.f. Figura 37), lo que sugiere que los macroinvertebrados involucrados en el cálculo del ICS (*Lumbriculidae*, *Glossiphonidae*, *Gammaridae*, *Asellidae*, *Chironomidae* y *Psychodidae*) y del porcentaje de organismos depredadores (*Glossiphonidae*) toleran sin mayor problema la presencia de estos analitos.

El sitio H2 y el sitio H3 aparentemente no muestran correlación entre alguna métrica biológica y algún plaguicida organoclorado. Lo que sugiere que los *Lumbriculidae*, *Glossiphonidae*, *Gammaridae*, *Asellidae* y *Chironomidae* en periodo de secas son tolerantes a la presencia de los plaguicidas organoclorados analizados en este estudio.

La proximidad entre los sitios H4 y H5 indica que estos sitios tienden a tener un comportamiento similar. Éstos son explicados por las métricas; porcentaje de coleópteros, el Índice Biótico de Beck (IBB) representado por la familia *Asellidae* principalmente y el porcentaje de organismos raspadores (*Pshysidae*). Estos sitios a su vez, no son descritos por ningún plaguicida organoclorado. Tal situación sugiere, que los organismos encontrados son tolerantes a la presencia de plaguicidas y por lo tanto su reproducción es factible.

Capítulo VIII. Conclusiones.

8.1 Determinaciones de propiedades fisicoquímicas y especies mayores en análisis de agua.

Como resultado de las determinaciones de las especies mayores analizadas en el periodo de post-lluvias y en el periodo de secas, es posible concluir que el efecto de dilución en el periodo de post-lluvias reduce la concentración de los analitos, conductividad, alcalinidad (CO_3^{2-} , HCO_3^-), dureza (Ca^{2+} , Mg^{2+}), cloruros (Cl^-), fluoruros (F^-), sodio (Na^+), potasio (K^+), sulfatos (SO_4^{2-}), nitratos (NO_3^-), boro (B) y sílice (SiO_2), obteniéndose lo siguiente:

El valor de pH en periodo de secas es ligeramente básico (7.65 a 7.85) río arriba, mientras que en periodo de post-lluvias el valor de pH tiende a ser neutro (7.20 a 7.40) río arriba.

La conductividad en periodo de post-lluvias fue de alrededor de 1020 $\mu\text{s}/\text{cm}$, mientras que en periodo de secas fue de 1550 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

La concentración promedio de cloruro (Cl^-) en periodo de post-lluvias fue de 110 mg/L mientras que en periodo de secas fue de 160 mg/L, el fluoruro (F^-) se encontró en periodo de post-lluvias a una concentración de 0.50 mg/L y en periodo de secas a 0.70 mg/L.

El contenido del ion sodio (Na^+) en periodo de post-lluvias fue de 130 mg/L mientras que en periodo de secas fue de 180 mg/L, el contenido del ion potasio (K^+) se encontró en periodo de post-lluvias a una concentración de 22.0 mg/L y en periodo de secas de 30.0 mg/L.

Las concentraciones de bicarbonato (HCO_3^-); y de los iones calcio y magnesio (Ca^{2+} , Mg^{2+} respectivamente), encontradas en el periodo de post-lluvias fueron 380.0, 45.0 y 25.0 mg/L respectivamente, mientras que en periodo de secas las concentraciones cuantificadas fueron 480.0, 75.0 y 45.0 mg/L respectivamente.

Los aniones sulfato (SO_4^{2-}) y nitrato (NO_3^-), presentaron un aumento de concentración del muestreo realizado en post-lluvias respecto al muestreo realizado en secas; el primer anión de 97.0 mg/L a 140.0 mg/L y el segundo de 27.0 mg/L a 39.0 mg/L.

El contenido de óxido de silicio (SiO_2) y la de borato (B), aumentaron de 45.0 a 68.0 mg/L para el óxido de silicio y el boro de 0.6 a 0.7 mg/L.

De los resultados obtenidos se puede concluir que el río Tula se encuentra contaminado principalmente por las elevadas concentraciones de nitratos, los cuales a pesar de que la NOM-032-ECOL-1993 no ha establecido especificaciones para este analito, es importante darle importancia puesto que su presencia indica la influencia de contaminación por materia orgánica y puede poner en riesgo a animales que cubren sus necesidades con aguas del río Tula y afectar la salud de poblaciones aledañas. Cabe mencionar que los valores de pH, conductividad y las concentraciones de fluoruro y boro no rebasan los límites permisibles que establece la NOM-032-ECOL-1993 para ningunos de los periodos de muestreados.

8.2 Determinación de metales pesados en análisis de agua.

Por otro lado, al comparar los resultados obtenidos del análisis de metales pesados, se apreció que en periodo de secas los metales se encuentran más concentrados que en periodo de post-lluvias, destacando los siguientes metales:

La concentración promedio de cadmio (Cd) en periodo de post-lluvias fue de 0.009 mg/L mientras que en periodo de secas fue de 0.016 mg/L y el plomo (Pb) se encontró en periodo de post-lluvias a una concentración de 0.010 mg/L y en periodo de secas a 0.026 mg/L. El contenido de arsénico total (As-H⁺) se encontró en periodo de post-lluvias a una concentración de 0.006 mg/L y en periodo de secas de 0.009 mg/L.

Respecto a los metales Fe y Mn concentraciones observadas en periodo de post lluvias fueron de 0.270 mg/L (hierro) y 0.260 mg/L (manganeso). Mientras que en periodo de secas el hierro presentó una concentración de 0.075 mg/L y el manganeso presentó una concentración de 0.100 mg/L. se asume que dicho comportamiento se debe a que los metales Fe y Mn se adsorben a la materia orgánica. Por lo tanto en época de post-lluvias, cuando la materia orgánica está re-suspendida, los metales se encuentran en mayores concentraciones.

Cabe mencionar que los metales zinc (Zn) y cobre (Cu) no lograron ser detectados, pero no se puede rechazar la posibilidad de su presencia.

El río Tula, presentó contaminación por los metales Cd y Mn, pues se encontraron concentraciones superiores a los límites permisibles de la NOM-032-ECOL-1993. Sin embargo, de acuerdo la NOM-001-SEMARNAT-199 las concentraciones de los metales

Cd, Pb, Fe, Mn, Zn, Cu y As. se encontraron por debajo del límite permisible permitiendo la sobrevivencia de la vida acuática.

8.3 Determinación de plaguicidas organoclorados en análisis de agua.

De los 18 plaguicidas organoclorados de nuestro interés, únicamente se encontraron 12 plaguicidas (BHC-I, BHC-IV, heptacloro, aldrín, heptacloro epóxido, endosulfán-I, dieldrín, DDE, endrín, DDD, endosulfán sulfato y DDT) en periodo de post-lluvias y 13 en periodo de secas (BHC-I, BHC-II, BHC-III, BHC-IV, aldrín, endosulfán-I, dieldrín, DDE, endrín, endosulfán- II, DDD, DDT y metoxicloro). De lo cual se observó que en periodo de post-lluvias hubo mayor concentración de organoclorados lo contrario a lo que se esperaba.

Los plaguicidas que se encontraron a mayores concentraciones en ambos periodos de muestreo fueron el BHC-IV y el endosulfán-I. Para periodo de post-lluvias las concentraciones oscilaron entre 0.00300 a 0.01500 mg/L para BHC-IV y entre 0.00550 a 0.05950 mg/L para endosulfán-I. En periodo de secas las concentraciones oscilaron entre 0.000004 y 0.00057 mg/L para el BHC-IV y para el endosulfán-I entre 0.00450 y 0.00900 mg/L respectivamente.

En periodo de post-lluvias no se presentaron trazas de BHC-II, BHC-III, endosulfán-II y metoxicloro. En periodo de secas no se encontraron trazas de heptacloro ni de endosulfán-sulfato.

No se encontraron trazas de eldrín aldehído ni de eldrín cetona en ninguno de los periodos muestreados.

Los plaguicidas organoclorados encontrados se encuentran en concentraciones mayores a las que establece la NMX-AA-071-SCFI-2008, de lo cual se puede concluir que en México a pesar de que el uso de plaguicidas organoclorados se ha restringido, éstos se continúan empleando, por lo que se recomienda mayor rigor en aplicar las normas; y que gran parte de ellos terminan disueltos en la corriente del río Tula contaminándolo de manera significativa.

8.4 Cálculo de métricas con macroinvertebrados.

De las distintas métricas calculadas, ninguna indicó ser la métrica universal para la evaluación completa de la calidad del agua. Sin embargo, de acuerdo a las ventajas y desventajas que presenta cada una de ellas, las métricas se pueden utilizar de manera conjunta en la evaluación de la calidad del agua.

En la siguiente tabla se muestran las ventajas y desventajas sobre el uso de las distintas métricas calculadas.

Tabla 27. Utilidad, ventajas y desventajas de la evaluación de la calidad del agua empleando métricas biológicas.

Métricas	Utilidad	Ventajas	Desventajas
Medidas de riqueza	Da información de la relación de Familias consideradas sensibles a la contaminación como los Efemerópteros, Plecóptero y Tricópteros, respecto al número total de organismos colectados.	-Fácil de calcular.	-Requiere de un experto para clasificar a las Familias. -No toma en cuenta las Familias tolerantes a la contaminación.
Medidas de enumeración	Da la relación de las diferentes órdenes de la Clase Insecta con el número total de organismos encontrados.	-Fácil de calcular. -Indica el porcentaje de cada una de las Órdenes encontradas.	-Requiere de un experto para clasificar a las Familias
Índices de diversidad	Describen la variedad de Familia de macroinvertebrados presentes en un sitio muestreado.	-ICS un experto lo puede emplear. - Proporcionan información del grado de diversidad que presenta un sitio.	-Los índices de Shannon, Simpson y Margalef requieren de un experto para clasificar a las Familias. -Pueden variar mucho por las matrices muestreadas y la época de año muestreada.
Índices de similitud	Describen la similitud entre dos sitios muestreados.	-Existe la posibilidad de que la contaminación se deba a la misma causa para los sitios similares.	-Requiere de un experto para clasificar a las Familias.
Índices bióticos	Describen el grado de contaminación orgánica, asignando valores pequeños para Familias tolerantes a la contaminación y valores elevados para Familias sensibles a la contaminación.	-Evalúan la calidad del agua cualitativamente (por ausencia/presencia de macroinvertebrados). -Da el grado de contaminación.	-Todos los índices requieren de un experto para clasificar a las Familias. -IBB, IBF y BMWP requieren de adaptación para asignar una puntuación a las Familias de macroinvertebrados de México. -La evaluación de la calidad del agua por el IBT y el IBE lo definen una única familia con un pequeño número de representantes, dejando de lado el resto de los macroinvertebrados encontrados
Medidas en función de la alimentación	Agrupar a los macroinvertebrados con base a su alimentación.	-Fácil de calcular. -Da los porcentajes de cada uno de los grupos funcionales. -Se infiere el tipo de alimento que hay en el río, según el grupo funcional.	-Requiere de un experto para clasificar a las Familias al grupo que pertenece. -El porcentaje de organismos puede alterarse por otras especies introducidas (peces exóticos).
Enfoque multimétrico	Describen el grado de contaminación orgánica, considerando Medidas de Riqueza, el Índice Biótico de Familia y las Medidas en Función de la Alimentación.	-Evalúa de manera completa la calidad del agua.	-Requiere de un experto para clasificar a las Familias. -Requiere tener conocimientos de las distintas métricas para poder calcularlo. -Requiere medir el área a muestrear.

8.5 Análisis de Componentes Principales.

8.5.1 ACP de variables fisicoquímicas y métricas biológicas.

De los análisis de componentes principales (ACP) realizados entre los parámetros fisicoquímicos y las métricas en cada uno de los periodos muestreados (post-lluvias y secas) se observó que tienen estrecha correlación positiva principalmente entre las variables HCO_3^- (bicarbonato), dureza (Ca^{2+} , Mg^{2+}), cloruros (Cl^-), fluoruros (F^-), sodio (Na^+), potasio (K^+), sulfatos (SO_4^{2-}), nitratos (NO_3^-), boro (B) y sílice (SiO_2); y las métricas de: enumeración (número de familias en común, porcentaje de género dominante y porcentaje de taxa dominante), diversidad (Shannon, Simpson y Margalef), índice bióticos principalmente BMWP, IBB, IIB; y respecto a su alimentación (porcentaje de organismos colectores-depositadores, porcentaje de organismos filtradores-colectores, porcentaje de organismos fragmentadores, porcentaje de organismos raspadores y porcentaje de organismos depredadores).

Cabe mencionar que en periodo de post-lluvias destacó la correlación positiva con el HCO_3^- , Cl^- , porcentaje de organismos filtradores-colectores, IBB y el metal Pb. El índice de diversidad de Margalef y el ICS mostraron una correlación positiva con el contenido de arsénico total (As-H^+) en periodo de post-lluvias y el potasio (K^+), el BMWP-ASPT, el porcentaje de organismos filtradores-colectores, el porcentaje de organismos fragmentadores y el IIB se correlacionaron positivamente con el As-H^+ en periodo de secas.

8.5.2 ACP de plaguicidas organoclorados y métricas biológicas.

Respecto a los resultados obtenidos del análisis de componentes principales realizados entre los plaguicidas organoclorados y los índices biológicos en el periodo de post-lluvias se observó que los plaguicidas BHC-II, BHC-III, heptacloro, heptacloro epóxido, DDD, endosulfán-II y endosulfán sulfato tienen estrecha correlación positiva con los índices bióticos IBE, BMWP y IIB; y correlación negativa con los índices de diversidad (Margalef) y similitud (ICS). Mientras que los organoclorados BHC-I, BHC-IV, aldrín, endrín, dieldrín, DDE, DDT y endosulfán-I se correlacionaron positivamente con los índices de diversidad (Simpson y Shannon) y similitud (Jaccard y Sørensen). Estos plaguicidas a su vez se correlacionaron negativamente con los índices de enumeración (porcentaje de género dominante y porcentaje de taxa dominante) y el índice biótico BMWP.

En el periodo de secas se observó que los plaguicidas organoclorados BHC-I, BHC-III, heptacloro epóxido, aldrín, endrín, endrín aldehído, endrín cetona, DDD, endosulfán-II y endosulfán sulfato se correlacionaron positivamente con los índices de diversidad (Shannon, Simpson y Margalef), similitud (ICS) y enumeración (porcentaje de dípteros y porcentaje de *Chironomidae*), y se correlacionaron negativamente con el índice de enumeración (porcentaje de género dominante y porcentaje de taxa dominante), similitud (Jaccard y Sørensen) y el índices biótico IBB.

No se observó un patrón de correlación entre las variables estudiadas y los índices biológicos, fueron distintos comportamientos los observados según el periodo muestreado.

8.5.3 Nubes de individuos de variables fisicoquímicas y métricas biológicas.

Después de haber correlacionado los parámetros fisicoquímicos con las distintas métricas se puede concluir que en periodo de post-lluvias las variables fisicoquímicas que describen a cada uno de los sitios (H1: HCO_3^- , Cl^- , Pb ; H2: Cd ; H3: pH, H4 y H5: As-H^+) tienen mayor impacto sobre los diferentes grupos de macroinvertebrados en función de su alimentación y que dependiendo del diámetro de la materia orgánica o del grado de descomposición de ésta un grupo predomina sobre otros (H1: organismos filtradores-colectores ; H4 y H5: organismos colectores-depositadores). El sitio H3 no pudo describirse por alguna de las métricas; mientras que el sitio H2 se describió por la métrica de enumeración; número total de taxa.

En el periodo de secas los sitios muestreados se describieron principalmente por pH, conductividad, Na^+ (H1) y HCO_3^- (H2). Tales variables mostraron ser de importancia sobre el desarrollo de los organismos depredadores y organismos filtradores-colectores respectivamente, como se logra observar en el periodo de post-lluvias, donde el tipo de alimentación favorece el desarrollo de unos organismos sobre otros. Los sitios H3 y H4 no se pudieron describir por las variables analizadas, ya que no mostraron una correlación evidente en cuanto a las métricas y a las variables fisicoquímicas. A diferencia de los sitios H1 y H2, el sitio H5 sólo pudo ser descrito por con las métricas; el número de familias en común, el índice Jaccard y el índice de Sørensen. Esto indica una baja

diversidad debido al número reducido de familias de macroinvertebrados encontrados, ya que no mostró correlación evidente con los parámetros fisicoquímicos.

El aumento en el número de organismos depende de varios factores (e.g. ambientales, nutricionales, otros contaminantes) y no únicamente de las variables con las cuales la métrica en función de la alimentación presentó correlación. Por tanto el aumento en la tasa poblacional dependerá de un conjunto de factores incluyendo las variables que se correlacionaron con la métrica en función de la alimentación.

8.5.4 Nubes de individuos de plaguicidas organoclorados y métricas biológicas.

Del análisis de componentes principales entre plaguicidas organoclorados y las métricas se apreció que en periodo de post-lluvias no hay una métrica que rij a los distintos puntos muestreados como en el caso de las variables fisicoquímicas. En los sitios muestreados se observó que el sitio H1 se describió principalmente con los índices los índices; Simpson, Shannon, Jaccard y Sørensen; y que el sitio H4 se describe principalmente por el porcentaje de organismos filtradores-colectores lo que sugiere que las familias de macroinvertebrados considerados para el cálculo de dichas métricas, son tolerantes a otros contaminantes, ya que no se apreció haber correlación con algún plaguicida organoclorado periodo de post-lluvias. El sitio H3 se describió por la presencia de los plaguicidas BHC-I, BHC-IV y endosulfán-I sugiriendo que los macroinvertebrados son sensibles a estos plaguicidas. El único sitio que se describió por tener una correlación positiva con los plaguicidas organoclorados fue el sitio H2, donde los plaguicidas DDD, endosulfán y endrín cetona presentaron correlación positiva con los índices BMWP y BMWP-ASPT. Lo anterior sugiere que las familias de macroinvertebrados que consideran estas métricas son tolerantes a los plaguicidas anteriormente mencionados. El sitio H5 no se describió por los plaguicidas organoclorados analizados, ya que no mostraron una correlación evidente entre éstos y las métricas.

Al igual que el sitio H2 del periodo de post-lluvias, los sitios H1, H4 y H5 del periodo de secas mostraron una correlación positiva de plaguicidas organoclorados-métricas. En el sitio H1, las métricas; ICS y el porcentaje de depredadores mostraron correlacionarse positivamente con el BHC-I, endrín, DDD y metoxicloro. Los sitios H4 y H5 se caracterizaron por tener una correlación positiva con el porcentaje de coleópteros, el

Índice Biótico de Beck (IBB), el porcentaje de organismos raspadores, en estas métricas son tolerantes a los plaguicidas encontrados en estos sitios: BHC-I, endrín, DDD y metoxicloro. Esto sugiere que las familias de macroinvertebrados involucrados sugiriendo que estos organismos son tolerantes a los plaguicidas organoclorados encontrados en estos sitios (BHC-I, endrín, DDD y metoxicloro).

Los sitios H2 y H3 aparentemente no mostraron correlacionarse con alguna métrica biológica o plaguicida organoclorado.

Capítulo IX. Perspectivas.

- ❖ Debido a que sólo se muestreó una parte del río Tula, recomendaría un muestreo que incluya el inicio y el fin del río para analizar los mismos parámetros estudiados en este proyecto con el fin de tener un panorama completo del estado del río Tula.

- ❖ Medir oxígeno disuelto para conocer la forma en que afectan las concentraciones de oxígeno sobre la presencia/ausencia de los macroinvertebrados.

- ❖ Hacer digestión de materia orgánica y de sedimentos; y cuantificar el contenido de metales pesados para conocer que proporciones de estos analitos son los que se adsorben a los mismos.

- ❖ Realizar análisis de DBO₅, DQO, Carbono total y Sólidos Disueltos, PO₄³⁻ para completar los análisis fisicoquímicos con las métricas basadas en macroinvertebrados.

Capítulo X. Anexo.

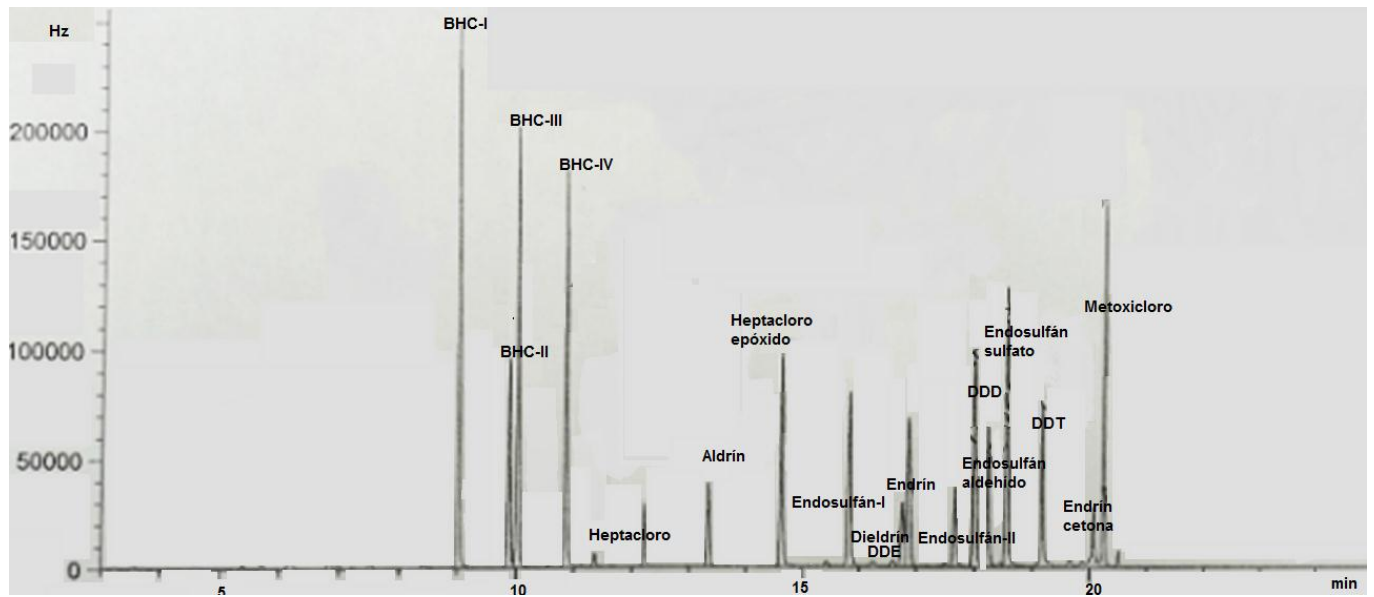


Figura 42. Ejemplo de cromatograma obtenido a partir del análisis de plaguicidas organoclorados en el periodo de post-lluvias (Noviembre, 2015)

Capítulo XII. Bibliografía.

Alba-Tercedor J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. V *Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)*, 2: 203-213.

Alonso A. & Camargo J.A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicas como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, 14 (3): 87-99.

Arcos A.Y., Betancur U. J., Peñuela G., Aguirre N.J. (2010); Relación entre las formas solubles de hierro y manganeso y la presencia de bacterias oxidadoras de ambos elementos en el embalse Riogrande II- Don Matías (Antioquia, Colombia), *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia* (55): 45-54.

Armenta, M. A.; Zamora, V.; Juárez, F. (1987). Manual para análisis químicos de aguas naturales en el campo y en el laboratorio. *Comunicaciones Técnicas: Docencia y Divulgación*, (04).

Armitage P., Moss D., Wright J. & Furse M. (1983). The performance of a new biological a water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.

Barbour, M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., & Stribling J.B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Beck, W.M. (1955). Suggested method for reporting biotic data. *Sewage ind. Wastes*, 27: 1193-1197.

Berrueta L.A., Gallo B., Vicente F. (1995). A review of solid phase extraction: Basic principles and new developments, *Chromatographia* , 40 (7): 474-483.

Bozo L., Fernández M.;López M., Reyes R. & Suárez P. (2007). Biomarcadores de contaminación química en comunidades microbianas. *INCI*, 32 (1).

M.C. Bruzzoniti et al (2006). Determination of herbicides by solid phase extraction gas chromatography–mass spectrometry in drinking waters. *Analytica Chimica Acta* 578: 241–249.

Cairns, J. y K. L. Dickson. (1971). A simple method for the biological assessment of the effects of water discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 43 (5): 755-772.

- Calva L.G. & Torres M.** (1998). Plaguicidas organoclorados. *ContactoS* 30: 35-46.
- Chadwick R. W. ,Chadwick C. J.,Freal J. J.,Bryden C. C.** (1977), Comparative Enzyme Induction and Lindane Metabolism in Rats Pre-treated with Various Organochlorine Pesticides, *Xenobiotica*, 7 (4): 235-246.
- Chandler J.R.** (1970). A Biological Approach to Water Quality Management. *Water Pollution Control* 69: 415- 421.
- Chen, X., Zong, Y., Zhang, E., Xu, J., & Li, S.** (2001). Human impacts on the Changjiang (Yangtze) River basin, China, with special reference to the impacts on the dry season water discharges into the sea. *Geomorphology*, 41 (2): 111-123.
- CONAGUA** (2013). Estadísticas del Agua en México. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/SGP-2-14Web.pdf>.
- CromLab S.L.** (2015). Recuperado de http://www.cromlab.es/EFS_Principal.htm
- Del Arenal Rodolfo** (1978). Carta hidrogeológica del área de Actopan-Ixmiquilpan, Estado de Hidalgo. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología. Revista, 2 (1): 98-103.
- Dewailly E., Mulvad G. ,Pedersen H. S., Ayotte P., Demers A., Weber J. P., Hansen J. C.** (1999), Concentration of Organochlorines in Human Brain, Liver, and Adipose Tissue Autopsy Samples from Greenland, *Environmental Health Perspectives*, 107 (10).
- Fernícola N.** (1985). Toxicología de los insecticidas organoclorados. *Bol of Sanit Panam.* (98): 10–19.
- Figueroa R., Palma A., Ruíz V.y Niell X.** (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VII Región; Revista Chilena de Historia Natural, 80 (2).
- Ghetti P.F.** (1986). Macroinvertebrati nell'Analisi di qualità dei corsi d'acqua. Stazione Sperimentale Agraria Foréstale, Università di Parma, Italia. 105 pp
- Guardia Rubio M., Ruíz Medina A., Pascual Reguera M.I., Fernández de Córdoba M.L** (2007).; Multiresidue analysis of three groups of pesticides in washing waters from olive processing by solid-phase extraction-gas chromatography with electron capture and thermionic specific detection. *Microchemical Journal* 85; 257–264.

Hauer F & G Lamberty (1996) Methods in stream ecology. Academic Press, New York, New York, USA. 674 pp.

Heckman C. W. (2006). Encyclopedia of South America Aquatic Insects: Odonata-Anisoptera: Illustrated Keys to Known Families, Genera, and Species in South America. Springer Science & Business Media.

Heckman, C. W. (2008). Encyclopedia of South American aquatic insects: Odonata-Zygoptera: Illustrated keys to known families, genera, and species in South America. Springer Science & Business Media.

Hinselhoff W. (1988) Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 65-68.

INEGI (2002): Estadísticas del Medio Ambiente del Distrito Federal de la Zona Metropolitana, México. Recuperado de http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/integracion/sociodemografico/medioambdf/2002/archivo4.pdf.

Iwata H., Tanabe S., Sakai N. & Tatsukawa R. (1993). Distribution of persistent organochlorines in the oceanic air and surface seawater and the role of ocean on their global transport and fate, *Environ. Sci. Technol.*, 27 (6): 1080–1098.

Jáimez-Cuéllar, P.; Vivas, S.; Bonada, N.; Robles, S.; Mellado, A.; Álvarez, M.; Avilés, J.; Casas, J.; Ortega, M.; Pardo, I.; Prat, N.; Rieradevall, M.; Sáinz-Cantero, C. E.; Sánchez-Ortega, A.; Suárez, M. L.; Toro, M.; Vidal-Albarca, M. R.; Zamora-Muñoz, C.; Alba-Tercedor, J. (2002). Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*. 21 (3-4): 187-204.

Kerndorff H. & Schnitzer M., (1980): Sorption of metals on humic acid. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 44: 1701–1708.

Kettani K. & El Ouazzani T. (2005), Composición y ritmo diario de la deriva de las exuvias pupales de los Quironómidos en el Río Marfil (Rif- Marruecos). *Ecosistemas* 14 (3): 42-49.

Kuhlman, L.M., (1997). Indicação ambiental da qualidade da águas do estado de Sao Paulo (BR). Indices integrados com macroinvertebrados bentônicos e ensaios ecotoxicológicos. Experiência da CETESB. En: Bioindicadores Biológicos de la Calidad del Agua, Universidad del Valle, Cali.

López Martínez M. L. (2014), Determinación de la Calidad del Agua del río Pasto: Mediante la utilización de bioindicadores, *Revista UNIMAR*, 27 (4): 35 - 43.

Lund A. E. & Narahashi T. (1983)., Kinetics of sodium channel modification as the basis for the variation in the nerve membrane effects of pyrethroids and DDT analogs, *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 20 (2): 203-216.

McNair Harold M. (1981), Cromatografía de gases. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Programa regional de desarrollo científico y tecnológico. Washington D.C. Páginas 41-54.

Merritt, R. W., Cummins, K. W., Resh, V. H., & Batzer, D. P. (2008). Sampling aquatic insects: Collection devices, statistical considerations, and rearing procedures. An introduction to the aquatic insects of North America. Fourth edition. Kendall/Hunt Publishing, Dubuque, Iowa. Pp. 1158.

Metcalf J.L (1989). Biological Water Quality Assessment of Running Waters Base don Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe. *Enviromental Pollution*. 60: 101-139.

Montelongo C. R., Gordillo M. A. J., Otazo S. M. E., Villagómez I. J. R., Acevedo S. O. A., & Prieto G. F. (2008); Modelación de la calidad del agua del Río Tula, Estado de Hidalgo, México.

Moya N, Gibon F. M., Oberdorff T., Rosales C & Domínguez E. (2009). Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del altiplano boliviano: implicaciones para el futuro cambio climático. *Ecol. apl.* 8, (1-2): 105-114.

National Water Council (1981). River Quality: the 1980 survey and future outlook.

Neilson A. H. (1996). An environmental perspective on the biodegradation of organochlorine xenobiotics, *International Biodeterioration & Biodegradation*, 37 (1 – 2): 3-21.

PROY-NMX-AA-071-SCF1-2008, Análisis de agua. Determinación de plaguicidas organoclorados (método de cromatografía de gases extracción en fase sólida, extracción líquido/líquido y cromatografía de gases (detector de captura de electrón). Recuperado <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/AA/proy0909/proy-nmx-aa-071-scfi-08.pdf>

NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, diciembre de 1996.

NOM-032-ECOL-1993, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola. Diario Oficial de la Federación, octubre de 1993.

Novelo- Gutiérrez R. (1997a). Clave para la separación de familias y géneros de las náyades de Odonata de México. Parte I: Zygoptera. Dugesiana, 4(1):1-10

Novelo- Gutiérrez R. (1997a). Clave para la separación de familias y géneros de las náyades de Odonata de México. Parte II: Anisoptera. Dugesiana, 4(2): 31-40.

Oller, C. & E. Goitia (2005). Macroinvertebrados y Metales Pesados en El Río Pilcomayo (Tarija, Bolivia). *Rev. Bol. Ecol.* 18: 17- 32.

Organización Mundial de la Salud (1976). Residuos de plaguicidas en los alimentos. Informe de la Reunión Conjunta FAO/OMS, 1975. (Serie de Informes Técnicos 592.)

Pacheco J. & Cabrera A. (2003). Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería 7 – 2*.

Plafkin J.L., Barbour M.T., Porter K.D., Gross S.K., Hughes R.M. (1989). Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 444/4-89/001. US EPA, Washington, pp. 170.

Ponce G., Cantú P.C., Flores A., Badii M., Zapata R, López B. y Fernández I. (2006). Modo de acción de los insecticidas; *RESPYN*, 7 (4).

Poole Colín F. & Poole Salwa K. (1991). Chromatography today. Primera edición, Editorial Elsevier, Amsterdam. Páginas 777-782.

Prat N., Ríos B., Acosta R y Rieradevall M., Capítulo: Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas del libro Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos, Editorial Domínguez y H.R. Fernández). Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán. Argentina.

Ramírez J.A. y Lacasaña M. (2001). Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición. *Arch Prev.* 4(2): 67-75.

Rendón von Osten, J. (2005). Uso biomarcadores en sistemas acuáticos, p. 120-140. *In: A.V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.)*. Golfo de México

Contaminación e Impacto Ambiental; Diagnóstico y Tendencias, 2ª Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, 696 p.

Roldán G., (1988). Guía para el estudio de Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN-Colombia. Colciencias-Universidad de Antioquia Editorial Presencia Ltda, Santafé de Bogotá.

Roldán G., (1992). Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín.

Rosales-Hoz (1979). Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología: Sobre La Dispersión De Compuestos Organoclorados En El Medio Ambiente Marino: Nota Científica, Universidad Nacional Autónoma de México, Volumen 6-7

Rosenberg D.M. & Resh V.H. (1993). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates, Nueva York, Chapman and Hall.

Rouessac Francis & Rouessac Annick (2003). Análisis Químicos: Métodos y técnicas Instrumentales Modernas. Editorial MacGrawHill Interamericana de España, Madrid. Páginas 29-47.

Rubinson Judith F. & Rubinson Kenneth A. (2000) Química Analítica Contemporánea. Primera edición, Pearson Educación. México. Páginas 108 y 109.

Sabik H., Jeannot R & Rondeau B. (2000). Multiresidue methods using solid-phase extraction techniques for monitoring priority pesticides, including triazines and degradation products, in ground and surface waters. *Journal of Chromatography A*, 885: 217–236.

Santana, J.L., Valdés, M., Olivares, S. y Lima, L. (2012). Determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos ligeros en aguas superficiales de los ríos Almendares y Luyanó en La Habana. Revista CENIC Ciencias Químicas, 43(1), 1-7.

SEMARNAT & CONAGUA (2011). Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Atotonilco. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGAPDS-19-11.pdf>

Serrano Balderas E.C., Grac C., Berti-Equille L. & Armienta Hernández M.A. (2015). Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. *Ecological Indicators* 61: 558-567.

Shen L. & Wania F. (2005). Compilation, Evaluation, and Selection of Physical-Chemical Property Data for Organochlorine Pesticides, *Journal of Chemical and Engineering Data*, 50 (3): 742-768.

Shukla G., Kumar A., Bhanti M., Joseph P.E. & Taneja A. (2006). Organochlorine pesticide contamination of ground water in the city of Hyderabad. *Environment International*, 32(2):244–247.

Simpson Nigel J.K. (2000). Solid Phase Extraction: Principles, Techniques and Applications, Editorial Marcel Dekker, Estados Unidos de América. Páginas 2-5.

Skoog D.A., West D.M & Holler F.J. (1995) Química Analítica, 6a edición, Editorial McGrawHill. Páginas consultadas 509-529.

Somayyeh Karami-Mohajeri (2011). Toxic effects of organophosphate, carbamate, and organochlorine pesticides on celular metabolism of lipids, proteins and carbohydrates: A comprehensive review. *Hum Exp Toxicol*, 30 (9): 1119-1140.

Toro Restrepo B. (2011). Uso de los Biomarcadores en la Evaluación de la Contaminación, *Luna Azul* (32).

Torres D. & Capote T. (2004). Agroquímicos un problema ambiental global: uso del análisis químico como herramienta para el monitoreo ambiental. *Ecosistemas* 13 (3): 2-6.

Wallace J.B. & Webster J.R. (1996). The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function. *Annual Review of Entomology*, 41: 115-139

Ward, L.G. & Twilley, R.R. (1986). Seasonal distributions of suspended particulate material and dissolved nutrients in a coastal plain estuary. *Estuaries*, 9: 156-168.

Weigel B.M., Henne L.J., Martínez-Rivera L.M. (2002). Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. *Journal of the North American Benthological Society*. 21 (4):686-700.

Woodwiss, F. S. (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board, *Chemistry and Industry*, 14: 443-447.

U.S. National Library of medicine (2014). TOXNET: Toxicology Data Network. Recuperado <http://chem.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp>

Zárraga Ávila Gustavo et al. (2009), Química Orgánica: Experimentos con un enfoque ecológico, 2ª edición, UNAM, México. Páginas consultadas 100-104, 109 y 110.

