

ESTUDIO TEÓRICO DE LOS POTENCIALES EFECTOS DE AGUAS
RESIDUALES CARGADAS CON HAPs (HIDROCARBUROS POLI
AROMÁTICOS), SOBRE LA COMUNIDAD DE MICRO ALGAS.

DIANA MARCELA JIMENEZ HERNANDEZ

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERIAS FISICO QUIMICAS
ESCUELA DE INGENIERIA QUIMICA
ESPECIALIZACION EN INGENIERIA AMBIENTAL
BUCARAMANGA

2013

ESTUDIO TEÓRICO DE LOS POTENCIALES EFECTOS DE AGUAS
RESIDUALES CARGADAS CON HAPs (HIDROCARBUROS POLI
AROMÁTICOS), SOBRE LA COMUNIDAD DE MICRO ALGAS.

DIANA MARCELA JIMENEZ HERNANDEZ

Monografía para optar por el Título de
Especialista en Ingeniería Ambiental

Director
RICARDO RESTREPO MANRIQUE

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERIAS FISICO QUIMICAS
ESCUELA DE INGENIERIA QUIMICA
ESPECIALIZACION EN INGENIERIA AMBIENTAL
BUCARAMANGA

2013

AGRADECIMIENTOS

GRACIAS

A Dios

A mi mamá Fanny Esperanza Hernández

A mi papá Misael Jiménez y a mi amigo y colega Marlon Córdoba

TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCION	12
1. MARCO TEÓRICO.....	14
1.1. HIDROCARBUROS POLI AROMÁTICOS	14
1.2. MICROALGAS	16
1.3. PRUEBAS DE TOXICIDAD	21
2. METODOLOGIA	24
3. RESULTADOS Y DISCUSION	26
5. RECOMENDACIONES	43
BIBLIOGRAFIA.....	44

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1 Resumen de Hidrocarburos Poliaromáticos y sus efectos en microlagas de Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life.	27
Tabla 2 Efectos de Hidrocarburos Poli aromáticos antraceno, Naftaleno, Pireno y fenantreno en la microalga <i>Scenedesmus subspicatus</i>	31
Tabla 3 Microalgas asociadas a compuestos HAPs con las concentraciones efectivas reportadas por los autores.	38

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 Hidrocarburos Poli aromáticos (HAPs) considerados prioritarios por US EPA.....	15
Figura 2 Microalgas de los cuerpos de agua naturales.....	20
Figura 3 Porcentaje de grupos algales evaluados en los diferentes estudios de hidrocarburos poli aromáticos y Microalgas (HAPs).....	26
Figura 4 Curva de crecimiento de varias concentraciones de HAPs y el control ...	30
Figura 5 Decrecimiento en la abundancia (células.ml ⁻¹) y diferencias entre las especies de fitoplacton en cultivos asociadas con la concentración de pireno (μL ⁻¹) y fenantreno (Phen μL ⁻¹).....	31
Figura 6 Morfología de <i>Cyclotella caspia</i> en diferentes concentraciones de flouranteno.	33
Figura 7 Media y desviación estándar de la abundancia de <i>Ankistrodesmus sp.</i> del control (acetona), y tratamientos con flouranteno y luz visible y UV .	34
Figura 8 Diagrama de interacción entre algas e inhibición de concentración de compuesto Benzo(a) Pireno(HAPs).	40
Figura 9 Curvas de crecimiento de <i>Scenedesmus capricornutum</i> en pruebas de efectos subletales con HAPs.....	41

TÍTULO: ESTUDIO TEÓRICO DE LOS POTENCIALES EFECTOS DE AGUAS CARGADAS CON HAPs (HIDROCARBUROS POLI AROMÁTICOS), SOBRE LA COMUNIDAD DE MICRO ALGAS.

AUTORA: DIANA MARCELA JIMENEZ HERNANDEZ

PALABRAS CLAVES: HAPS, Microalgas, tóxico, fitoplancton.

DESCRIPCIÓN

El estudio se basó en la revisión y recopilación bibliográfica de diferentes artículos científicos donde se registran efectos tóxicos de los hidrocarburos poliaromáticos (HAPs) sobre microalgas, hallando un bajo número de artículos.

Los documentos que se hallaron son puntuales en los diferentes compuestos poliaromáticos, ósea se muestran ensayos de un uno o varios HAPs, pero con estudios independientes hacia una o varias especies prueba. La mayoría de investigaciones se han realizaron sobre compuestos como Pireno, Benzo(a) pireno y fluoranteno, esto posiblemente a la alta toxicidad reportada.

A nivel de Microalgas se encontraron observaciones importantes sobre el efecto en la densidad, así como en la morfología (cambios en el tamaño del individuo, cloroplastos dispersos) y lisis celular, siendo más frecuentes las investigaciones con las comunidades del fitoplancton.

Los resultados también mostraron que hay mayor número de estudios relacionados con los cambios en la densidad de la población y las concentraciones efectivas (EC50), Mientras que pocos estudios incluyen variaciones fisiológicas y anatómicas de las Microalgas. En la actualidad son pocos los ensayos realizados en campo (in situ) con más de un grupo taxonómico de algas, así como pruebas que incluyen más de un compuestos de HAPs.

La simulación evidenció una curva logística en el control, mientras el flujo de salida mostro inhibición de la comunidad con una curva decreciente de la densidad. Aunque la aplicación de estos modelos es una herramienta práctica para predecir el comportamiento de la comunidad de microalgas en relación a compuestos orgánicos como HAP's, los resultados obtenidos son elementales en la primera aproximación de este estudio.

. * Trabajo de Grado

** Facultad de fisicoquímica. Escuela de Ingeniería química. Director: Ricardo Restrepo Manrique.

TITLE: THEORETICAL STUDY OF THE POTENTIAL EFFECTS OF HAPS LADEN WATERS (POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS), ON THE COMMUNITY OF MICROALGAE.

AUTHOR: DIANA MARCELA JIMENEZ HERNANDEZ

KEYWORDS: HAPS, Microalgae, toxic, phytoplankton.

DESCRIPTION

The study was based on scientific literature and collection of different papers that explain the toxic effects of polyaromatic hydrocarbons (PAH's) on microalgae.

However the documents found in articles was very specific for each polyaromatic, consequently to a test of one or more PAH's, but independent assay in a target organism. Most research has been conducted compounds such as pyrene, Benzo (a) pyrene and fluoranthene, this possibly reported high toxicity.

A level of Microalgae is important the observations about the effect of the density as well as the morphology (size changes of the individual dispersed chloroplasts) and cell lysis, being more frequently the investigations focus in phytoplankton communities.

The results also showed that there are a great number of studies based on changes in the population density and effective concentrations (EC50), meanwhile a few works includes physiological and anatomical variations in microalgae. Actually there are limited number of assay made it the field (in situ) with a wider taxonomic group of microalgae, as well involve more than one compounds of PAH's.

The simulation curves showed logistics control, besides the output flow showed the inhibitory effect of the decreasing density curve. Although the application of these models is a practical tool to predict the behavior of microalgae community in relation to organic compounds such as PAH's, the results obtained are elementary in the first approach of this study.

. * Work Degree

** Faculty of physicochemical. School of chemical Engineering. Directress: Ricardo Restrepo Manrique.

OBJETIVO GENERAL

Caracterizar el desarrollo fisiológico y ecológico de la biomasa de la comunidad de microalgas presentes en cuerpos lénticos y lóticos, ante la influencia de aguas con presencia de HAPs (hidrocarburos poliaromáticos).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar efectos de los compuestos HAPs (hidrocarburos poliaromáticos), en la comunidad de microalgas.
- Establecer valores de inhibición de HAPs (hidrocarburos poliaromáticos) en las microalgas.
- Emplear un modelo estructural para evaluar las variaciones en las densidades de las comunidades de microalgas sometidas a agua cargadas con HAPs.

INTRODUCCION

La contaminación del medio natural ha tomado gran importancia durante las últimas décadas, fundamentalmente por el auge industrial, que ha dado como resultado el vertimiento de desechos tanto accidentales (transporte o procesos de tratamiento), como abiertamente en forma de efluentes residuales (Ramírez, A. 2005).

Una amplia variedad de sustancias tóxicas se han detectado en los sistemas de agua dulce, incluyendo herbicidas, insecticidas, agentes tenso activos, hidrocarburos poliaromáticos (HAPs), bifeniles poli-halogenados y otros compuestos orgánicos relacionados con la industria (por ejemplo, detergentes, tintes, aceites, disolventes y resinas).

La contaminación acuática es una causa importante de crisis de la biodiversidad, en este sentido, los compuestos de la combustión incompleta como los hidrocarburos poliaromáticos representan un importante efecto sobre las comunidades acuáticas.

Los HAPs se encuentran en el agua, ya que se producen como resultado de procesos de gran escala, como incendio forestales, actividad volcánica, y combustión de fósiles (Bruno et al, 1982).

La aparición de algunas sustancias tóxicas orgánicas es generalizada, tanto en sistemas lóticos como en lénticos. Se estima que la entrada de HAPs en sistemas acuáticos es de 230.000 toneladas métricas que se liberan anualmente (De Voogt, 1991). Hasta ahora, no hay algún indicio de que la entrada en el medio ambiente como consecuencia de las actividades de humana se reduzca sustancialmente en las próximas décadas.

La capacidad de diferentes organismos para metabolizar HAPs parece desempeñar un papel importante en el potencial de bio-acumulación y bio-concentración. Las microalgas, moluscos y otras especies, por ejemplo no pueden metabolizar rápidamente PAH's, mientras que peces y muchos crustáceos, metabolizan fácilmente los compuestos, por lo general estos organismos consiguen que se reduzcan los residuos de todo el cuerpo (Eisler 1987). Existe literatura sobre los efectos tóxicos sobre algas, estos han sido desarrollados en los últimos 15 años. Un porcentaje significativo de las investigaciones se dirigieron hacia las especies planctónicas como las algas verdes *Chlorella sp.* y *Selenastrum capricornutum* (O'Brien y Dixon (1976), Butler (1977), Lal (1984), Padhy (1985), y Munawar et al. (1988) en Stevenson et al, 1996.

No obstante, algunas sustancias tóxicas orgánicas no han sido bien estudiadas y se desconoce su potencial tóxico en este tipo de organismos y otras comunidades bentónicas y perifíticas.

1. MARCO TEÓRICO

1.1. HIDROCARBUROS POLI AROMÁTICOS

Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) son un grupo de compuestos orgánicos que contienen dos o más anillos de benceno en su estructura (tabla 1). Están presentes en el medio ambiente, principalmente como resultado de la combustión incompleta de los incendios forestales, los motores de combustión interna, estufas de leña, y el carbón de coque, etc. Los HAPs son también componentes de petróleo y sus derivados (Neff 1979).

Si bien la mayoría de HAPs están formados por varios anillos bencénicos con cinco átomos saturados de carbono; también se encuentran algunos en los que aparecen anillos con cuatro, cinco o seis átomos de carbono, algunos de ellos no saturados. Tanto el grado de saturación como la configuración espacial de los HAP (es decir, el número y forma de sus anillos) son importantes, pues determinan algunas de sus características químicas y biológicas, y en último término su posible efecto sobre la salud (Agudo, 2009).

Estos compuestos tienen una solubilidad relativamente baja en agua, pero son altamente lipófilos. HAPs puede someterse a foto-descomposición cuando se expone a luz ultravioleta de la radiación solar. En la atmósfera, estos pueden reaccionar con el ozono, óxido de nitrógeno y dióxido de azufre entre otros (Feilberg et al, 2001)

Químicamente, los HAPs reaccionan por sustitución del hidrógeno o por adición cuando se produce la saturación, conservándose el sistema de anillos. La mayoría de los HAPs sufren fotooxidación, siendo ésta una forma para eliminarlos de la atmósfera. La reacción de fotooxidación más frecuente es la formación de

endoperóxidos, que pueden convertirse aquinonas. Los HAPs reaccionan rápidamente con los óxidos de nitrógeno o HNO_3 . Por ejemplo, el antraceno puede oxidarse a antraquinona por acción del HNO_3 o dar un derivado nitrogenado mediante una reacción de sustitución con NO_2 . El hecho de que los HAPs sean considerados cancerígenos o no, al reaccionar con otras sustancias no significa que se inactiven como tales; por el contrario, muchos de ellos se transforman en cancerígenos más potentes que el correspondiente compuesto progenitor. Así el benzo(a)antraceno que está presente en el alquitrán de hulla, en el humo del cigarrillo, en las fábricas de gas y es considerado un carcinógeno débil, pero algunos de sus derivados lo son mucho más como los 6-, 7-, 8- y 12-metilbenzo(a)antraceno y algunos de sus derivados dimetilados (Mastandrea.et al. 2005).

En la Figura 1 muestran 23 hidrocarburos poliaromáticos evaluados por Lundsterdt, 2003.

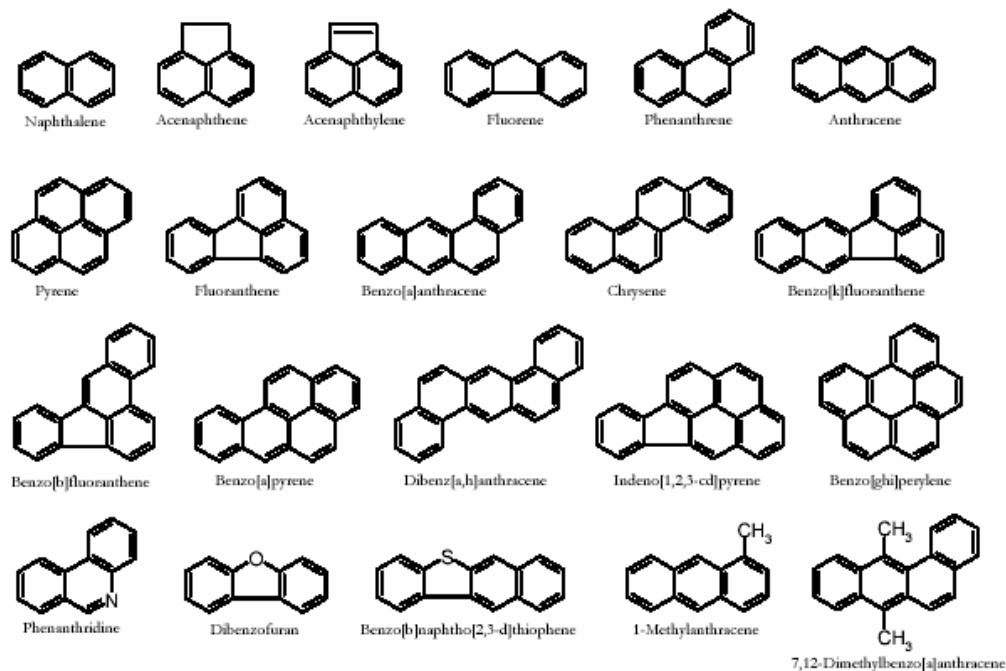


Figura 1 Hidrocarburos Poliaromáticos (HAPs) considerados prioritários por US EPA

Fuente: Lundstedt S. 2003.

La exposición a los HAPs raramente es de forma individual, casi siempre la incidencia de estos es en forma de mezcla de varios de ellos. Aunque los efectos sobre la salud causados por HAP de forma individual no son exactamente los mismos. En general se consideran como un grupo de elementos peligroso (Agudo, 2009).

Ahora bien estos compuestos en el ambiente terminan en la volatilización, foto oxidación, oxidación química, bio-acumulación, o en la absorción del suelo, lixiviación y degradación microbiana (Cerniglia, 1992)

Efectos en organismos

La presencia de HAPs en el ambiente no siempre está relacionada con la exposición, los organismos deben entrar en contacto con el producto químico, después de estar en contacto con el producto el efecto dependerá de varios factores como la cantidad a la que estuvieron expuesto (dosis), duración de la exposición y si fueron expuestos a otros compuestos (USPA, 1980)

Por otra parte la preocupación principal con los HAPs está en su permanencia en la capa superficial y las implicaciones que tiene esta sobre la biota, de hecho en comparación con el agua subterránea, algunos análisis han demostrado que las capas superficiales suele ser más tóxica para las ostras y almejas de la costa del pacífico (Claery, 1993).

1.2. MICROALGAS

Las algas son un grupo muy diverso de organismos que tienen importantes funciones en los hábitats acuáticos. Son un grupo heterogéneo evolutivamente, siendo principalmente organismos autótrofos (Stevenson, R et al.1996)

A nivel taxonómico, el número de divisiones de algas esta entre 4 a 13, con un máximo de 24 clases, y aproximadamente 300.000 especies (Barraza et al, 2009). El número de especies reconocidas probablemente subestima el número real de las especies porque muchos hábitats y regiones que no han sido ampliamente muestreados y muchas algas son muy pequeños y difíciles de distinguir. La mayoría de las algas bentónicas en aguas dulces son del grupo de azul-verdes (Cyanophyta), algas verdes (Chlorophyta), diatomeas (Bacillariophyta), o algas rojas (Rhodophyta) (Figura 2)

Sin embargo, la mayoría de otras divisiones de algas pueden ocurrir en hábitats de agua dulce bentónicos. Chrysophyta, Xanthophyta, Cryptophyta y Pyrrophyta, muchas especies que suelen aparecer en el fitoplancton, pero también pueden ocurrir en formas fisiológicamente activas en algunos hábitats bentónicos (Stevenson, R et al.1996). Además, las células en reposo de algas se pueden encontrar en el bentos, que pueden haberse originado allí o se haya asentado en la columna de agua (Sicko-Goad et al, 1989). Las últimas divisiones mencionadas rara vez constituyen más biomasa algal en un hábitat bentónico.

Las clases más importantes se describen a continuación (Duque & Donato ,1992., Infante, 1988, y Reynolds ,1997).

Clase Cyanophyceae

Son organismos procariotas, comúnmente denominados algas verde azules. Las Cyanophyceae son formas, muy primitivas que ya existían en el periodo precámbrico. Este tipo de algas pueden ser planctónicas o bentónicas, solitarias o coloniales. Muchos tipos coloniales o filamentosos tales como los géneros *Oscillatoria* y *Anabaena* son planctónicos y muchas de estas especies pueden fijar nitrógeno atmosférico. Esta propiedad tiende a ser asociada con células diferenciadas del tricoma llamadas heterocistes. La fijación del nitrógeno molecular

puede ocurrir también en organismos que no poseen heterocistes como es el caso de *Gloeocapsa*.

Las Cyanophyceae predominan en condiciones de eutrofía o hipereutrofía produciendo afloramientos o “blooms” que inhiben el desarrollo de otros organismos, incluyendo otras algas, por excreción de toxinas al medio.

Clase Cryptophyceae

Se caracterizan por sus células vegetativas, casi siempre comprimidas dorsiventralmente, biflageladas y móviles. Los flagelos pueden ser iguales a su longitud, pero de estructura distinta y salen de una invaginación anterior que se puede prolongar dentro de la célula a manera de tubo.

Las Cryptophyceae son relativamente más abundantes en aguas ricas en nutrientes, desde ambientes mesotróficos a eutróficos.

Clase Dinophyceae

Los dinoflagelados comprenden típicamente células asimétricas, unicelulares y provistas de dos flagelos diferentes en forma y función. Uno de los flagelos impulsa el organismo hacia delante, mientras que el otro le confiere un movimiento rotatorio. Las células están enteramente cubiertas por placas de celulosa, las cuales pueden ser muy delgadas, o más resistentes y casi lisas, divididas en aréolas, o bien muy diferenciadas o divididas en grandes placas ensambladas en suturas de estructura complicada.

La abundancia más alta de los dinoflagelados se encuentra en ambientes pobres de nutrientes inorgánicos y en sitios donde la materia orgánica es la principal

fuentes de alimento.

Clase Crisophyceae

Este grupo de algas posee una gran variedad de formas flageladas que pueden ser tanto solitarias como vivir en colonias. Las formas planctónicas más importantes se agrupan en los órdenes Ochromonadales y Chromulinales.

En su mayor parte viven en aguas puras, oligotróficas, y el desarrollo de muchas especies parece asociado a concentraciones relativamente bajas de nutrientes especialmente de fósforo.

Clase Bacillariophyceae

Mejor conocidas como diatomeas, son las algas más importantes del plancton de muchos lagos. Domina la forma colonial o celular, cuya característica más notable es la de poseer una cubierta peptídica impregnada de silicio. El conjunto resistente de la membrana se denomina frústulo y consta de dos partes o tecas, que se relacionan generalmente como una tapa y el fondo de una caja.

Las diatomeas se asocian a cuerpos de agua con frecuente mezcla, y es posible encontrarlas en un amplio rango de estado trófico. Así, en ambientes oligotróficos dominan generalmente especies del género *Cyclotella* spp, mientras que para sistemas eutróficos *Aulacoseira* spp. y *Stephanodiscus* spp.

Clase Euglenophyceae

Constituyen un grupo de flageladas de tamaño relativamente grande, que se asemejan a las clorofíceas, por lo menos en su color. Por lo general su

organización celular es compleja y poseen de uno a dos flagelos. En los géneros representados en el plancton de agua dulce, uno de ellos se halla atrofiado y reducido a poco más de la base. En muchos géneros bentónicos, ambos flagelos están diferenciados en forma y función.

Clase Chlorophyceae

Se denominan también como algas verdes y constituyen un grupo muy amplio. Dentro de los grupos más importantes están las Volvocales, las cuales poseen flagelos y las Chlorococcales y Zygnematophyceae, organismos no móviles.

Las poblaciones de Volvocales y Chlorococcales, en general, son muy comunes en aguas eutróficas, ricas en calcio y con una relación nitrógeno/fósforo muy alta. Las Zygnematophyceae son exclusivamente de aguas dulces y más diversificadas en las de poco contenido mineral, pobres en calcio. Se adaptan a ambientes con diferentes condiciones tróficas.

También es uno de los grupos favoritos en el desarrollo de ensayos toxicológicos, ya que se tiene información de su desarrollo y sensibilidad. Algunos organismos que se utilizan con mayor frecuencia son *Scenedesmus capricornutum* y *Chlorella* sp.



Figura 2 Microalgas de los cuerpos de agua naturales.

Fuente: Biggs, B & C, Kilroy. 1994.

1.3. PRUEBAS DE TOXICIDAD

Los ensayos biológicos son herramientas de diagnóstico adecuadas para determinar el efecto de agentes físicos y químicos sobre organismos de prueba bajo condiciones experimentales específicas y controladas. Estos efectos pueden ser tanto de inhibición como de magnificación, evaluados por la reacción de los organismos, tales como muerte, crecimiento, proliferación, multiplicación, cambios morfológicos, fisiológicos o histológicos (Morales, G, 2004).

Además estos análisis son conducidos para evaluar la seguridad y determinar los posibles efectos adversos de una sustancia en prueba. Por esta razón, casi siempre es inevitable que dicha sustancia cause daños, alteraciones o incluso la muerte de algunos de los animales (González, 2004). Las pruebas acuáticas de acuerdo con su manejo, se catalogan en estáticas, de recirculación, de recambio, de flujo continuo y de mezcla (APHA. 1975 en Ramírez, 2005), esto difiere si se trata de sustancias volátiles o de rápida descomposición. Si un toxico ocurre de forma ocasional, una prueba estática asemeja su libre evolución en un medio natural, por el contrario, una prueba con recambio o con flujo continuo, reproduce mejor un vertimiento pertinente (Ramírez, 2005).

Por otra parte las aguas, en particular las de desechos residuales (aguas servidas, efluentes), son mezclas complejas y a menudo contienen sustancias poco solubles, volátiles, inestables, coloreadas y/o a veces partículas coloidales en suspensión. La complejidad y heterogeneidad de los materiales dan lugar a una variedad de problemas experimentales cuando se practican los ensayos. Estos pueden estar relacionados con la inestabilidad de la muestra debido a diferentes reacciones y procesos, tales como separación de fases, sedimentación, volatilización, hidrólisis, foto degradación, precipitación, biodegradación, bio-transformación e incorporación por los organismos (Morales, G, 2004).

Los efectos tóxicos de las sustancias químicas en las comunidades de microorganismos se puede determinar con pruebas a corto plazo, donde el efecto tóxico de los productos químicos se determina con la inhibición de la actividad de la micro biota, como las algas (Paulsson, 2000). Efectos a corto plazo de los tóxicos sobre fotosíntesis de perifiton se realizan haciendo prueba en la variabilidad de la sensibilidad (Blanck et al, 2003). En cuanto los efectos a largo plazo muestran que las algas pueden tornarse tolerantes a estos compuestos (Molander & Blanck, 1991).

Sin embargo es limitado el alcance de la información proveniente de los ensayos de toxicidad para su extrapolación a escala ambiental, los estudios con organismos en laboratorio, en condiciones controladas y estandarizadas para la evaluación de respuestas, han venido siendo las fuentes de información predominantes para la evaluación ecológica de los efectos de los contaminantes tóxicos (Sutter, 1993).

Algunos datos toxicológicos deben ser utilizados conjuntamente con la ecología de las poblaciones para crear modelos que predigan los efectos de este tipo de compuestos tóxicos. Además se deben incluir en los ensayos las relaciones entre las poblaciones de distintas especies así como los cambios estructurales, en densidad, estructurales y funcionales del ecosistema. A pesar que las evaluaciones tengan restricciones con el elevado costo y tiempo de asociación, el número limitado número de diseños estandarizados, de puntos finales de evaluación y la cantidad de información sobre efectos tóxicos requerida para su parametrización (Morales, G, 2004).

Pruebas con algas

En sistemas continentales el principal, el principal componente autótrofo está formado por plantas y un conjunto de organismos denominados fitoplancton y perifiton.

Las algas son productoras primarias de ecosistemas acuáticos, cualquier efecto nocivo sobre esta comunidad podrá generar alteraciones en la estructura y funcionamiento del ecosistema. Su uso como organismos de prueba en ensayos de toxicidad permite no solo evaluar el efecto de sustancias xenobióticas, sino prever cambios potenciales que puedan ocurrir en el sistema. Sin embargo, la elección de estos organismos como especie de prueba tiene ventajas y desventajas. La desventaja de esta prueba está en el conteo al final del análisis, ya que puede ser prolongado, por su parte hay un mayor número de ventajas como el conocimiento y estandarización de especies y cultivos y bajo costo de la prueba (Baez et al, 2004)

Efectos subletales

Los efectos subletales son efectos que ocurren en concentraciones inferiores a las que producen la muerte somática de las células. Con mayor frecuencia se reconocen como ejemplo de estas a los cambios fisiológicos, el crecimiento, la reproducción, desarrollo o cualidades similares. Estas casi siempre son desfavorables (Newman & Unger, 2002)

Efectos agudos y crónicos

Al principio de la toxicidad, realizó la distinción entre la letalidad aguda y crónica. La letalidad aguda se refiere a la muerte después de una exposición breve y a menudo intensa. La duración de las pruebas agudas en las evaluaciones de toxicidad aguda es de 96 horas o menos (Sprague, 1969 en Newman and Unger, 2003) Mientras la letalidad crónica se refiere a la muerte de los organismos, como resultado de la exposición prolongada del compuesto (Newman & Unger, 2003).

2. METODOLOGIA

Para la elaboración del estudio el primer paso fue la revisión bibliográfica, tanto impresa como electrónica, considerando los trabajos generales donde se incluyen guías normativas como EPA y Canadian water quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons asociadas con valores estándar de los hidrocarburos poliaromáticos.

También se consideraron artículos específicos de los diferentes compuestos poli aromáticos como antraceno vs el efecto de diferentes especies de microalgas. Sin embargo la información es reducida a nivel de efectos sobre las comunidades y ambientes naturales. Las bases de datos consultados fueron Scopus, Science Direct donde se obtuvieron un número importante de artículos asociados con polución en el ambiente, asociado con hidrocarburos.

Por parte de Hidrocarburos poliaromáticos se encontró un total de 37 artículos, distribuidos en efectos tóxicos de algunos compuestos en particular y microalgas, también algunos sobre biodegradación. Solo 23 se relacionan directamente con el fin de la investigación.

Posteriormente se organizó la información en tablas, donde se determinaron los compuestos y los posibles efectos de los diferentes hidrocarburos poli aromáticos y las microalgas que se utilizaron en los ensayo.

En cuanto la dinámica de los efectos tóxicos (HAPs) mejor documentados, se realizó un modelo simple con el programa STELLA (Structural thinking, experimental learning laboratory with animation), el cual permite a los usuarios predecir el comportamiento de los compuestos en este tipo de organismos (Pineda, J et al, 2003).

En la actualidad existe una gran variedad de ayudas electrónicas que facilitan el proceso de convertir modelos conceptuales cualitativos en modelos ecológicos predictivos. Dentro de los sistemas de modelación están los sistemas dinámicos, los cuales están basados en algoritmos matemáticos (Pineda et al, 2003)

El programa Stella es un sistema dinámico con una interfaz gráfica que permite al usuario modelar gráficamente. En Stella las ecuaciones diferenciales son creadas utilizando símbolos gráficos, no es necesario definir el orden en que estas deben ser calculadas. Este programa opera en tres niveles: el nivel superior que permite diseñar la estructura lógica general del modelo a explorar, un nivel intermedio donde se construyen y simulan los modelos y un tercer nivel donde es posible visualizar y modificar las ecuaciones matemáticas del modelo (Hannon & Ruth, 1997)

3. RESULTADOS Y DISCUSION

Los estudios realizados en ensayos sobre compuestos químicos como HAPs se basan en análisis toxicológicos, utilizando en su mayoría compuestos de forma independiente. De igual forma se encontró que solo se utilizan pocas especies de microalgas. Solo algunos investigadores como el trabajo de Echeveste et al, 2010 muestran análisis en cultivos y sobre la comunidad *in situ*.

Por otra parte de los 23 estudios considerados se halló mayor número de investigaciones en las microalgas del grupo con 39% de Chlorophyceae, seguida de Bacillariophyceae con 38% y 23% de Cyanophyceae (Figura 3).

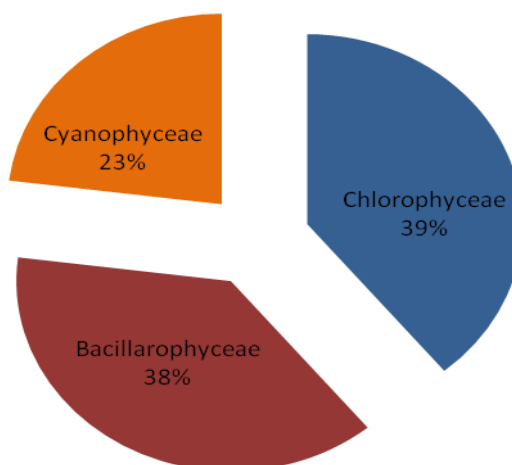


Figura 3 Porcentaje de grupos algales evaluados en los diferentes estudios de hidrocarburos poli aromáticos y Microalgas (HAPs).

Fuente: La Autora

Estudios Normativos

Dentro de los trabajos que se revisaron de carácter normativo para la evaluación y cuantificación de la toxicidad de hidrocarburos poliaromáticos, se encontraron las

guías de evaluación de Canadian Council of Ministers of the Environment (tabla1) y la U.S. Environmental Protection Agency.

Estos manuales clasifican los compuestos según la estructura molecular, aquellos que tienen un bajo peso molecular (LMW) con tres o menos anillos de aromáticos, y los de peso molecular alto (HML) que presentan cuatro más anillos. Las diferencias entre la complejidad del compuesto en estructura y tamaño resulta sumamente importantes, ya que esto implica cambios sustanciales en la variabilidad de las propiedades físicas y químicas de las sustancias (Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999).

De esta manera las guías consideran como elementos prioritarios para la evaluación en el ambiente a los HAPs, antraceno, Benzo(a) antreceno, Benzo(a) Pireno, Fluoreno, Naftalina, Fenantreno, Pireno y Criseno. En tanto las microalgas más utilizadas en los ensayo fueron *Anabaena flosaquae*, *Scenedemus capricornutum*, *Nitzschia palea*, *Chlorella vulgaris* y *Chlamydomonas angulosa*.

Tabla 1 Resumen de Hidrocarburos Poliaromáticos y sus efectos en microlagas de Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life.

Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life	Valor de referencia (µg·L)*	Microalga	Concentración en (µg·L1)	Tiempo de exposición	Efecto	Observación	Autor-año
Acenafteno	5.8	<i>Anabaena flos-Aquae</i>	2427 µg×L1	14	Incremento de la biomasa	-	Bastian y Toetz (1982)
Acenafteno	5.8	<i>Anabaena flos-Aquae</i>	421-4619 µg×L1	2	No tuvo efecto sobre la fijación de nitrógeno.	-	Bastian y Toetz (1982)
Acridina	4.4	<i>Selenastrum capricornutum</i>	20 000 µg×L1	4-h	EC50s	En presencia de radiación UV solarantraceno es extremadamente tóxico	Blaylock et al. (1985)
Acridina	4.4	<i>Nitzschia palea</i>	20 800 µg×L1	4-h	EC50s	En presencia de radiación UV solarantraceno es extremadamente tóxico	Blaylock et al. (1985)
Antraceno	0.012	<i>Chlamydomonas angulosa</i>	239 µg×L1	3-h	EC50	En presencia de radiación UV solar,antraceno es extremadamente tóxico	Hutchinson et al. (1980).

*

Antraceno	0.012	<i>Chlorella vulgaris</i>	535 µg×L1	3-h	EC50	Periste por 8 días	Hutchinson et al. (1980)
Benzo (a) antraceno	0.018	<i>S. capricornutum</i>	1830 µg×L1	4-7 días	Reducción del 50% en el crecimiento	Periste por 8 días	Cody et al. (1984)
Benzo (a) pireno	0.015	<i>S. capricornutum</i>	25.2 µg×L1	4-7 días	30% de inhibición de crecimiento de las algas	-	Cody et al. 1984.
Fluoranteno	0.04	<i>A. flosaqua</i>	417 µg×L1 38 µg×L1	14 días	Un 38% de inhibición del	-	Bastian and Toetz 1982
Fluoranteno	0.04	<i>A. flosaqua</i>	417 µg×L1	14 días	Inhibición completa	-	Bastian and Toetz 1982
Fluoreno	3	<i>A. flos-aquae</i>	612 µg×L1	2 horas	Una disminución de 20% en la fijación de nitrógeno	Existe una considerable variación intraespecífica en la sensibilidad de las algas a fluoreno.	Bastian and Toetz 1982)
Naftalina	1.1	<i>S. capricornutum</i>	2960 µg×L1	4 horas	EC50(fotosíntesis)	-	Millemann et al. (1984)
Naftalina	1.1	<i>N. palea.</i>	2820 µg×L1	4 horas	EC50(fotosíntesis)	-	Millemann et al. (1984)
Naftalina	1.1	<i>A. flos-aquae</i>	2071 µg×L1	2 horas	16% decrece la fijación de nitrógeno	-	Bastian and Toetz (1985)
Fenantreno	0.4	<i>A. flos-aquae</i>	134 µg×L1	2 horas	Disminuyó en un 40%	-	Bastian and Toetz (1985)
Pireno	0.025	<i>A. flos-aquae</i>	85 µg×L1	2 horas	Fijación de nitrógeno elevada	-	Bastian and Toetz (1985)
Quinoleína	3.4	<i>S. capricornutum</i>	202 000 µg×L1	4 horas	Reducción de actividad fotosintética	-	Millemann et al. (1984)
Quinoleína	3.4	<i>S. capricornutum</i>	25 000 µg×L1	4 horas	EC50	-	Giddings et al. (1983)
Criseno	NRG	<i>A. flos-aquae</i>	13.9 µg×L1	-	17% en la tasa de fijación de nitrógeno	-	Bastian y Toetz (1985)

Los valores de referencia los obtuvieron a partir de la evaluación de diferentes organismos como peces (trucha marrón (*Salmo trutta*) zooplancton (*Daphnia pulex*) y microalgas. Sin embargo los resultados muestran que la mayoría de valores se adquieren de los dos primeros organismos mencionados.

Estudios realizados en fitoplancton

Las investigaciones toxicológicas realizadas en especies de microalgas de hábito planctónico son ampliamente documentadas.

Algunas investigaciones como las efectuadas por Djomo et al, 2003, Dijkman et al 1996 y Yu-Liu, et al, 2006 se han centrado en la evolución del potencial tóxico en diferentes concentraciones, asimismo de reconocer los efectos a nivel de densidad, fisiología y anatomía de las microalgas en la columna de agua.

De esta manera Djomo, et al, 2003 describe los efectos de Naftaleno, Antraceno, Fenantreno, Pireno y Benzo(a) Pireno sobre la Chlorophyceae *Scenedesmus Subspicatus* (Figura 4). También determinó factores fisicoquímicos que pueden contribuir en el potencial tóxico del compuesto: entre ellos menciona las propiedades intrínsecas tal como el coeficiente de partición octanol-agua (Kow), volatilidad, solubilidad acuosa, la reactividad potencial de los radicales hidroxilados y Homo-Lumo más alto (orbital molecular ocupado más y orbital molecular no ocupado más bajo alto), persistencia, la absorción de la luz y la acción foto-inducida.

En lo que respecta al efecto sobre las microalgas los autores indican que estos compuestos provocan reducción en las densidades de *Scenedesmus subspicatus*., condición que está sujeta al grado de toxicidad (número de anillos aromáticos del compuesto), por ejemplo benzo(a) pireno y pireno fueron los que presentaron mayor reducción en concentraciones más bajas (Tabla 2).

Pireno tiene un anillo aromático más que otros compuestos como el fenantreno, que podría estar explicando su mayor toxicidad (Millemann et al., 1984), mientras Benzo (a) pireno muestra alta solubilidad lo cual lo hace una sustancia más tóxica en comparación por ejemplo con naftaleno (baja solubilidad), siendo menos tóxico (Djomoa, A et al, 2003).

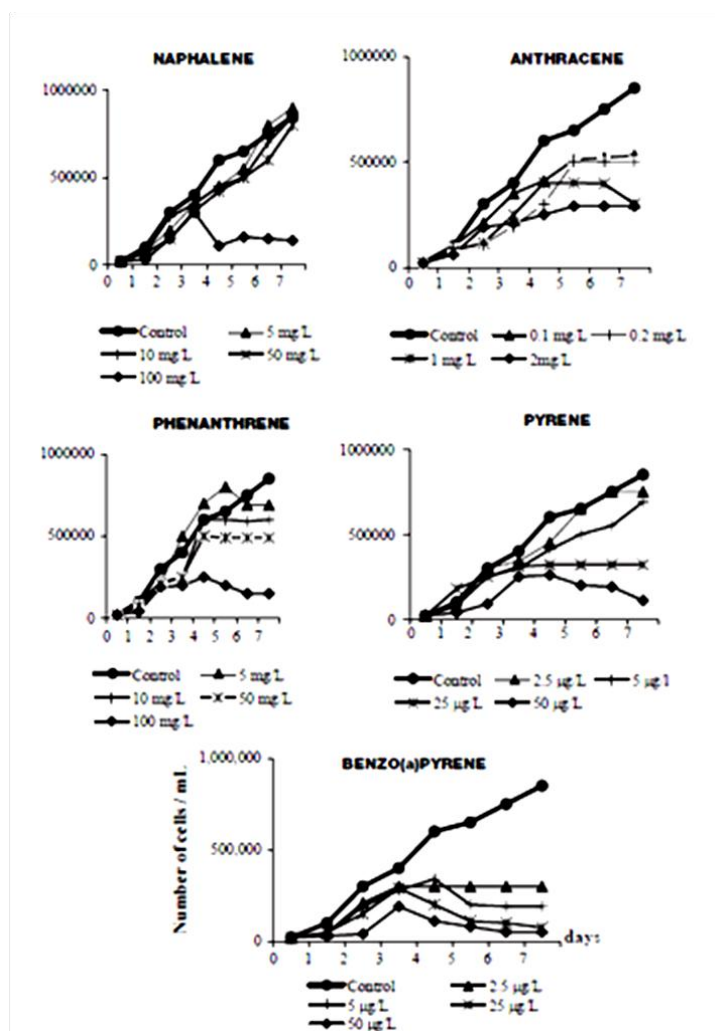
Otra característica importante de Pireno es su frecuente aplicación en modelos asociados con efectos de los HAPs, ya que es uno de los más usuales en el medio ambiente (Verschuere 1983, Prahl et al. 1984 en Hjorth et al, 2007) y se utiliza como un indicador de derrames de petróleo y contaminación en los sedimentos (Rudnick Y Chen 1998, Pastor et al. 2001).

Este mismo resultado lo reportó Echeveste et al 2010, con el número de células y la concentración de hidrocarburos poliaromáticos. La especie utilizada

Synechococcus sp., mostró una fuerte reducción en el número de células observadas a mayor concentración de Pireno y Fenantreno, mientras que *Chlorella* sp., presento un descenso suave en sus poblaciones, con una decrecimiento bajo para *Thalassiosira* sp. (Figura 5).

Otro importante resultado que muestra esta investigación es la evidencia de la importancia del tamaño en las microalgas frente a la explosión y efecto del tóxico.

Figura 4 Curva de crecimiento de varias concentraciones de HAPs y el control



Fuente: Djomoa, et al. 2003.

HAPs resultan tener un efecto tóxico mayor sobre las algas de menor tamaño, tanto en los cultivos como en las comunidades naturales. Así los organismos más pequeños como las cianobacterias, *Prochlorococcus* sp. Y *Synechococcus* sp. Han sido reportadas con mayor sensibilidad en relación con especie de mayor tamaño como *Thalassiosira* sp., (Echeveste, et al 2010).

Esta teoría ya había sido mencionada por Fan & Reinfelder, 2003 confirmado experimentalmente que la adsorción fenantreno en la superficie era mayor para células más pequeñas, esto se debe a la menor relación de área/ superficie/ volumen de la microalga en un sistema acuático.

Tabla 2 Efectos de Hidrocarburos Poli aromáticos antraceno, Naftaleno, Pireno y fenantreno en la microalga *Scenedesmus subspicatus*.

PHAs	Microalga	Concentración en ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Tiempo de exposición	Efecto	Observación	Autor-año
Antraceno	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	100 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 200 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 1000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 2000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	7 días	Reducción en el crecimiento celular	15 de día y 9 oscuridad. 40 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$.	J.E. Djomoa, A. Dautab, V. Ferrier, J.F. Narbonned, A. Monkiedjee (2003)
Naftaleno		10.000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 100000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 5000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 50000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$				
Pireno		2,5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ - 5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ -25 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ -50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$				
Fenantreno		10.000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ -5000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ -50.000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ -100000 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$				

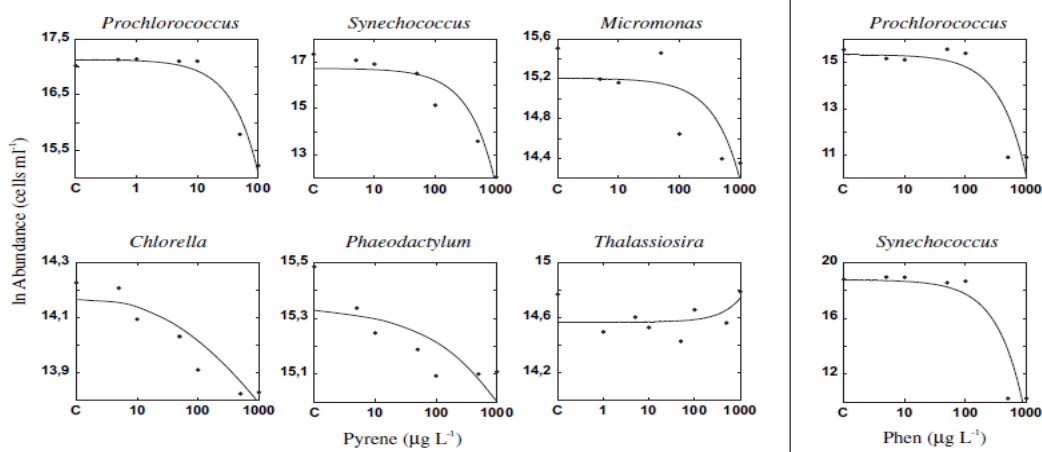


Figura 5 Decrecimiento en la abundancia (células. ml^{-1}) y diferencias entre las especies de fitoplacton en cultivos asociadas con la concentración de pireno (μL^{-1}) y fenantreno (Phen μL^{-1}).

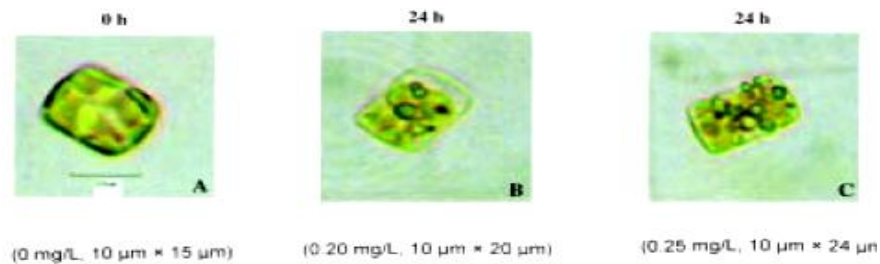
Fuente: Echeveste et al, 2010.

Por otra parte pocos análisis se han realizado evaluando los cambios anatómicos de las células, por ello es relevante el trabajo de Liu, Yu et al 2006 donde se evidencia el efecto de fluranteno en la diatomea *Cyclotella caspia*.

En él se evalúa los efectos letales y subletales de los organismos, obteniendo en el ensayo para el segundo día la muerte total de los organismos aplicando concentraciones de 1000 µg/L 10000µg/L. Mientras en la concentración de 100µg/L el micro alga creció lentamente indicando solo inhibición.

Asimismo muestra el efecto sobre la anatomía de *Cyclotella*, luego de ser expuesta a fluoranteno. Las células se hicieron más pequeñas en concentraciones de fluoranteno inferior a 200 µg/L, disminuyendo su diámetro de 15µ a 10µ, en tanto las concentraciones mayores a 200µg/L las células aumentaron su tamaño de 15µg a 20µ mostrando un cloroplasto disperso (Figura 5 A). Algunas células se rompieron en la misma concentración (Figura 6 D). En tanto concentraciones de 250µg/L y 300µg/L generaron deformación de las células (Figura 6 E y F).

Ahora bien en concentraciones bajas menores a 100µg/L a 96 h, las formas de células se van recuperando gradualmente a formas casi normales. Basándose en los resultados del trabajo, se indicó que la morfología de *Cyclotella caspia* se ve afectada principalmente por la concentración de fluoranteno y el tiempo de exposición. Igualmente se infiere que los tipos de deformaciones, rotura, y la mortalidad de las células de *C. caspia* aumenta a mayor concentración de fluoranteno.



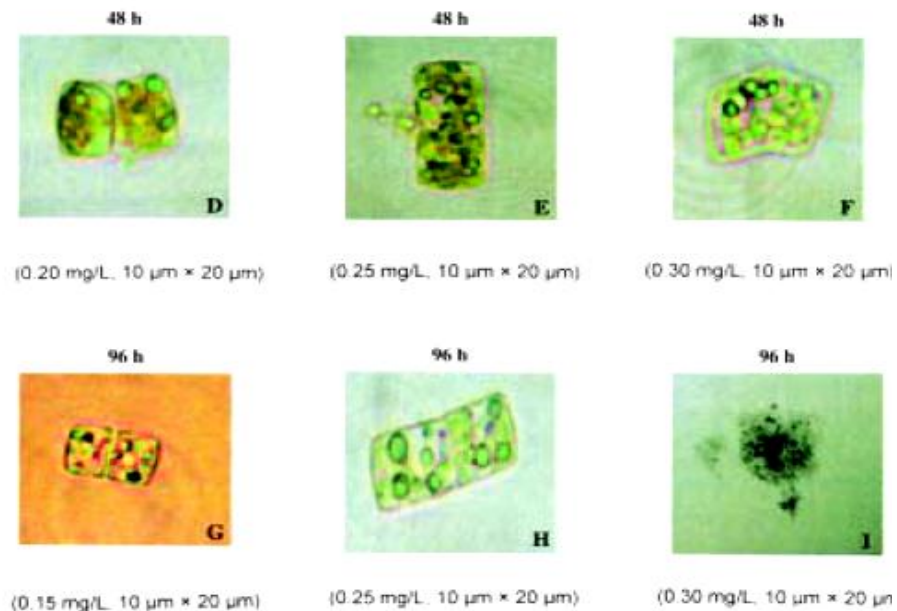


Figura 6 Morfología de *Cyclotella caspia* en diferentes concentraciones de flouranteno.

Fuente: Liu, Yu et al 2006.

Del mismo modo otros estudios evaluaron los efectos de los HAPs incluyendo la variable luz (Southerlan & Lewitus, 2004, Marwood et al, 1999).

La toxicidad de los HAPs es conocida por ser dependiente de la intensidad y duración de la exposición luz UV, esto resulta de la excitación de moléculas, liberando energía a través de vías no radiantes mediante la liberación de oxígeno y otras especies de radicales de oxígeno (Southerlan & Lewitus, 2004).

De esta manera Southerlan & Lewitus evaluaron a flourenteno con el género *Ankistrodemus* sp. (chlorophyceae) (Southerlan & Lewitus, 2004), en este se menciona el efecto del compuesto relacionado con la fotodinámica de los rayos UV.

El estudio demuestra que flourenteno tiene implicaciones en la densidad de las microlagas, reduciendo el número de organismos. Adicionalmente se afirma que

estos efectos son más tóxicos cuando hay interacción con la luz UV (Figura 7) (Siewicki, 1995).

Por consiguiente se potencializa la toxicidad de fluranteno en presencia de rayos UV, generando en las microalgas (*Ankistrodesmus sp.*) como respuesta el incremento en el porcentaje de los carotenoides, zeaxantina y violaxantina

Otro resultado asociado a los pigmentos de las microalgas está dado por los valores de clorofila, esta también se vio afectada al aplicar niveles de UV+flouranteno mostrando valores significativamente más bajos, en tanto los ensayos con luz visible+flouranteno no presentaron ningún cambio visible.

Se ha demostrado la producción de carotenoides como mecanismo de protección de las algas para atenuar los daños causados por el alto estrés en concentraciones altas de luz (Porra et al., 1997).

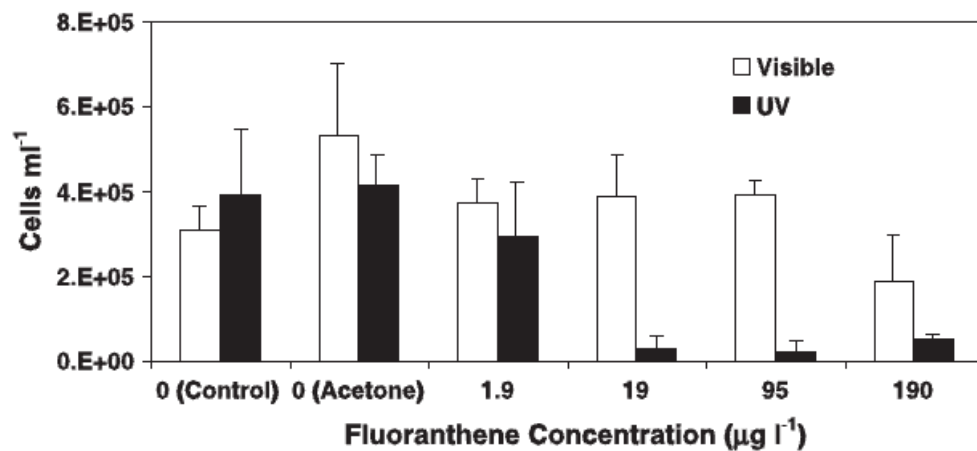


Figura 7 Media y desviación estándar de la abundancia de *Ankistrodesmus sp.* del control (acetona), y tratamientos con flouranteno con luz visible y UV

Fuente: Southerland 2001 en Southerlan & Lewitus, 2004.

Estudios realizados en algas del perifiton

Por otra parte en el caso de ríos, las evaluaciones de perifiton en el medio natural y su respuesta a sustancias tóxicas son especialmente críticas y no son claras. Sin embargo algunos autores para su estudio asemejan esta comunidad con la vegetación terrestres en termino de sucesión de especies y estructura tridimensional (Guasch et al, 2003), lo cual determina una gran diferencia entre esta y las comunidades de vida libre (fitoplancton).

Autores como Bruno et al. 1982 encontraron evidencias concluyentes de bioacumulación de HAPs, principalmente en el mucílago de algas, por su parte Giddings et al. 1983 describió un ensayo, abarcando la evaluación de la fracción soluble en agua derivado del carbón en aceite (como resultado de un proceso de licuefacción de carbón), e informó que la diatomea *Nitzschia palea* fue la más sensible.

Los efectos a corto plazo de los tóxicos en las microalgas del perifiton se pueden medir a través de la fotosíntesis como lo propone Blanck et al, 2003 en Guasch et al. 2003, mientras los efectos a largo plazo puede ser detectado como un aumento de la tolerancia de la comunidad para el compuesto (Dahl y Blanck, 1996; Guasch et al, 1998;. Lehmann et al., 1999 en Guasch et al. 2003).

No obstante algunas variables que se presentan en las comunidades perifíticas tan importantes como el pastoreo y la perturbación física (Stevenson et al, 1996), no se han tenido en cuenta en estos estudios. Estas variables pueden producir resultados similares al de la contaminación, sin embargo hay diferencias fisiológicas y a nivel celular que solo se evidencia en presencia de sustancias tóxicas orgánicas.

Al igual que en los estudios de fitoplancton, Giddings et al. 1983, señaló un efecto inhibitorio en la fotosíntesis de las microalgas perifíticas y la reducción de la densidad. Por otra parte cabe mencionar que hay un mayor interés en las interacciones de la red alimentaria en las comunidades planctónicas, que en las sustancias tóxicas orgánicas en las comunidades de algas bentónicas (Giddings et al, 1983). Por ello el bajo número de estudios encontrados.

Cabe anotar que HAPs pueden causar daños en la zona del plancton si hay eventos de escurrimiento extremos o si son zonas muy contaminadas. Debido a la alta afinidad con las partículas como los sedimentos en algunos compuestos como fluoranteno tienen una mayor acumulación en las partes bajas de los sistemas acuáticos (sedimentos) que en la columna de agua (Chandler et al, 1997).

Datos de EC₅₀ para algunas microalgas de las clases Chlorophyceae, Bacillariophyceae y Cyanophyceae.

La concentración efectiva media (EC₅₀) registrada en los estudios de microalgas evidenció relaciones específicas entre los compuestos y los organismos de evaluación. Así por ejemplo *Scenedesmus subspicatus* presentó diferencias en las concentraciones de los cinco HAPs que se evaluaron en el estudio de Djomo et al, 2004. (Tabla 3).

A nivel de clases se evidenció a la cianobacteria *Anabaena flos-aquae* en los ensayos con naftalina, fenantreno y Pireno. De estas tres sustancias Pireno es el más tóxico con una concentración de 85µg/L. Algunas condiciones mencionadas anteriormente como el tamaño celular y la composición química de Pireno estarían explicando el resultado.

En cuanto las concentraciones de los químicos relacionas con Chlorophyceae y Bacillariophyceae se presentan según las condiciones de cada investigación, por ello difieren unas de las otras. Además no se encontraron estudios donde se evaluaran la misma microalga y un compuesto común.

De manera particular Lui et al, 2006 mostro en la diatomea *Cyclotella caspia* dos resultados, uno de ellos con muerte de individuos a las 24 h con concentraciones altas (1000 y 10000 µg/L), en cuanto los valores de EC₅₀ fueron en concentraciones menores (100 µg/L) y en mayor tiempo (Tabla 3).

Lo que significa que a menor concentración, las comunidades sufren un efecto de inhibición, en cambio cuando las concentraciones son de mayor magnitud los individuos de este género mueren. No hay claridad de los resultados con estas últimas concentraciones, ya que la mayoría de pruebas toxicológicas que se realizan se limitan en encontrar efectos sub-letales.

En lo que respecta a las algas verdes (Chlorophyceae) son por excelencia el grupo dominante en este tipo de estudios con HAPs. Condición que podría estar relacionado con la alta sensibilidad de estos organismos, además ecológicamente son productores primarios de la biomasa de de agua dulce ya sea plantónica o perifítica, mostrando crecimiento rápido (Bellinger & Sigee, 2010).

Tabla 3 Microalgas asociadas a compuestos HAPs con las concentraciones efectivas reportadas por los autores.

Microalga	HAPs	Tiempo (h)	Concentracion µg/L	EC50	Autor
BACILLAROPHYCEAE					
	Flouranteno	24	1.000 - 10000	Muerte de varios individuos	Liu, Yu <i>et al</i> 2006
<i>Cyclotella caspia</i>	Flouranteno	74	100	x	
<i>Navicula salinarum</i>	Flouranteno	74	790	x	
<i>Nitzschia sigma</i>	Flouranteno	74	80	x	Dijkman <i>et al</i> ,1996
<i>Nitzschia palea</i>	Naftalina	4	2820	x	
<i>Nitzschia palea</i>	Acridina	4	20 800	x	
CHLOROPHYCEAE					
<i>Scenedesmus capriconutum</i>	Antraceno	74	270	x	Dijkman <i>et al</i> ,1996
<i>scenedesmus acuminatus</i>	Antraceno	74	320	x	
<i>Staurastrum chaetoreras</i>	Antraceno	74	220	x	
<i>Staurastum manfeldtii</i>	Antraceno	74	350	x	
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Benzo(a) pireno	96	1.48	x	Djomo <i>et al</i> ,2004
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Pireno	96	18.74	x	
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Antraceno	96	1040	x	
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Fenanteno	96	50240	x	
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Naftaleno	96	68210	x	
<i>Ankistrodesmus sp.</i>	Flouranteno+ UV	12	19	x	
<i>Scenedesmus capriconutum</i>	Acridina	4	20000	x	Blaylock et al. 1985
<i>Chlorella vulgaris</i>	Antraceno	3	535	x	Hutchinson et al. 1980.
<i>Scenedemus capricornutum</i>	Naftalina	4	2960	x	Millemann et al. (1984)
CYANOPHYCEAE					
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Naftalina	2	2071	x	Bastian and Toetz (1985)
	Fenantreno	2	134	x	
	Pireno	2	85	x	

Fuente: Tomada de LIU, Yu *et al* , 2005, Dijkman, *et al*, 1996, Blaylock *et al*,1985,Southerlan & Lewltus, 2004, Hutchinson et al 1980, Millemann et al, 1984 y Bastian & Toetz, 1985

Modelo aplicado a crecimiento de microlagas y efecto de inhibición de HAPs (Stella 7.0)

En condiciones de cultivo sin adición de compuestos orgánicos como HAPs , las microalgas unicelulares se comportaran de manera similar que un cultivo bacteriano bajo condiciones estáticas (con requerimiento nutricionales y ambientales óptimos).

Las algas utilizan los nutrientes a través de una ordenada, compleja e interrelacionada en series de vías metabólicas biocinéticas para producir nuevo material celular. Estos procesos permiten que su población aumente (Báez et al, 2004).

El crecimiento en un sistema cerrado también puede ser un proceso auto limitante por el agotamiento de nutrientes por la acumulación de elementos de desechos que pueden inhibir el crecimiento.

Durante la fase inicial no hay un aumento detectable de la población y la tasa de crecimiento es cercana a cero, esta fase conocida como lag, muestra la necesidad de la población para adaptarse a nuevas condiciones de medio fresco y durante ella sintetizar las enzimas necesarias para metabolizar los recursos requeridos para producir nueva biomasa (Báez et al, 2004).

Es por esto que en la evaluación de los efectos subletales de las microalgas sea frecuente el uso del crecimiento como la variable respuesta. No solo porque es fácil de medir sino porque integra un conjunto de efectos bioquímicos y fisiológicos (Mehrlé and Mayer, 1985 en Newman & Unger, 2003).

A causa de estas razones en la Figura 2.8 se muestra en el flujo de entrada el crecimiento de una población de microalgas de tipo logístico sin afectación, seguido de Stock con una densidad hipotética de 1000 individuos. En lo que respecta al flujo de salida responde a los porcentajes de inhibición que generan los compuestos HAPs. El ejemplo se muestra Benzo (a) Pireno con un efecto de inhibición del 30%. .

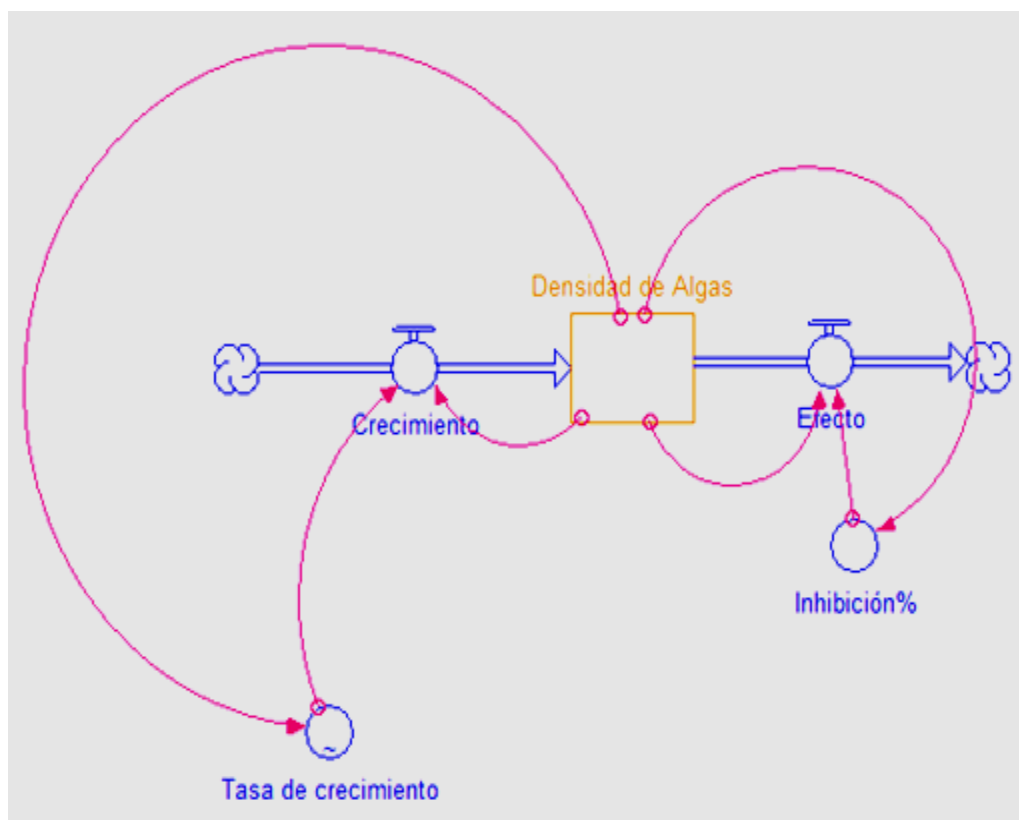


Figura 8 Diagrama de interacción entre algas e inhibición de concentración de compuesto Benzo(a) Pireno(HAPs).

Fuente: La Autora

En lo que respecta a la Figura 2.9 representa los diferentes patrones de desarrollo de la comunidad. La línea naranja evidencia el crecimiento general de un cultivo de microalgas (*Scenedesmus capricornutum*) sin ningún efecto estresante para estas (control) (Hannon & Ruth, 1997), en cuanto la línea verde muestra al microorganismos bajo el efecto del compuesto (Benzo (a) pireno con un valor de referencia de $0.015\mu\text{g/l.}$, obteniendo la curva esperada, donde la comunidad se reduce de manera considerable como efecto del compuesto.

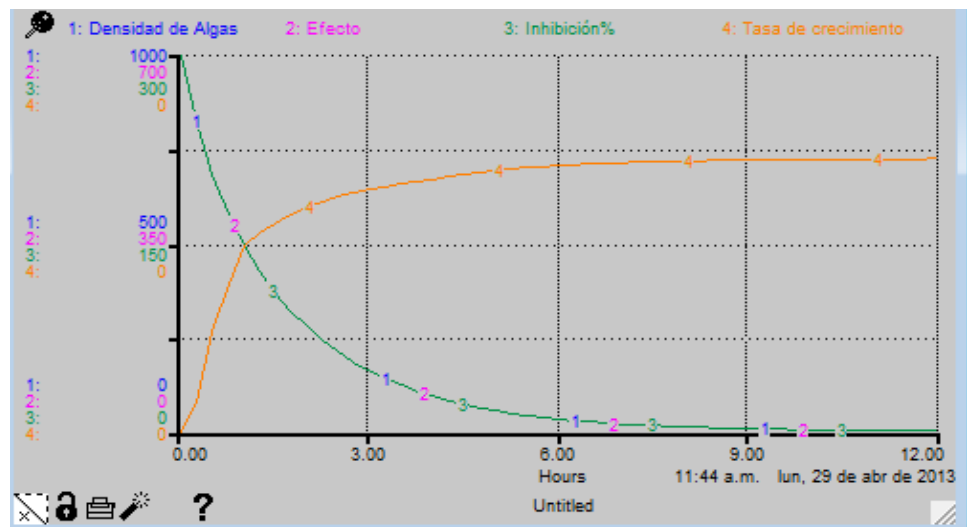


Figura 9 Curvas de crecimiento de *Scenedesmus capricornutum* en pruebas de efectos subletales con HAPs.

Fuente: La Autora

4. CONCLUSIONES

El número de estudios sobre efectos de hidrocarburos poliaromáticos son escasos y específicos. La mayoría de investigaciones se han realizado sobre los compuestos como Pireno, Benzo (a) pireno y flouranteno, esto posiblemente a la alta toxicidad reportada.

Los efectos registrados en la literatura asociados con hidrocarburos poliaromáticos en sistemas acuáticos (*In situ* o cultivos) son la reducción en la densidad, variación en la morfología, como cambios en el tamaño del individuo, cloroplastos dispersos y lisis celular. A esto se suma que si se tiene en cuenta la variable luz UV asociada a HAPs (flouranteno), se puede asumir que las modificaciones se dan a nivel fisiológico con el aumento de los pigmentos zeaxantina y vioxantina.

Varios de los estudios revisados mostraron diferencias entre las concentraciones de los compuestos HAPs y las microalgas que se utilizan. De esta manera el grupo de Cyanophyceae mostró el menor tiempo de EC₅₀ (2horas), lo que supone a este como un grupo muy sensible a este tipo de compuestos, en cuanto los grupos Chloriphyceae y Bacillariophyceae presentaron diferencias entre las diferentes especies evaluadas, condición que sugiere que existe un alto grado de variabilidad entre especies, como en el efecto de los compuestos de HAPs. Estos resultados también demuestran que no todas las especies responden de la misma forma y que las sensibilidades no pueden ser extrapoladas a una comunidad, es necesario desarrollar investigaciones por grupos algales y a nivel de especie.

Finalmente el modelo propuesto constituye una herramienta práctica para medir el efecto de inhibición de los compuestos HAPs. Dando para el ejemplo una comunidad de partida en condiciones ideales para su crecimiento y un efecto potencial de inhibición compuesto.

5. RECOMENDACIONES

Es necesario realizar investigaciones en relación a la importancia de los factores ambientales como la temperatura, pH, nutrientes, asimismo como evaluaciones de las mezclas de HAPs. También desarrollar modelos más complejos incluyendo este tipo de variables.

Los conocimientos que se tienen a nivel bibliográfico de ensayos sobre efectos crónicos es deficiente o casi nulos, por lo cual es importante seguir explorando estos efectos tóxicos para adquirir mayor información y prevenir impactos mayores sobre el ecosistema y las comunidades que hacen parte de la red trófica.

BIBLIOGRAFIA

AGUDO,A. 2009. Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP). Acercamiento a su problemática como riesgo laboral. Instituto Catalán de Oncología.España.

BAEZ; M., LOPEZ, M. & ESPINOSA, A. 2004. Pruebas de toxicidad acuática: fundamentos y métodos. UNIBIBLOS. Bogotá. Pág. 111

BARRAZA, C., COLLAO, V., ESPINOZA, C., MOYA C., THUN, G & M, TORRES.2009. Introducción a Ingeniería Bioquímica:producción de biodiesel a partir de microalgas. Pontificia Universidad Catolica de Valparaiso.

BELLINGER; E & SIGEE, D: 2010. Freshwater Algae.Identification and use as Bioindicators. Wiley-Blackwell. P 285.

BLANCK, H., ADMIRAAL, W., GUASCH, H., VAN DEN HOOP, M.A.G.T., IVORRA, N., NYSTROM, B., PAULSSON, M., PETTERSON, R.P., SABATER, S., TUBBING, G.M.J., 2003. Variability in zinc tolerance, measured as incorporation of radio-labeledcarbon dioxide and thymidine, Contam. Toxicol. 44, 17_/29.

BIGGS, B & C, KILROY. 1994. Stream Periphyton Monitoring Manual. NIWA, P.O. New Zealand.P 246.

BUTLER, G. 1978. Principles of Ecotoxicology, SCOPE 12, John Wiley and Sons, New York.

BRUNO, M. G., FANNIN, T. E., AND LEVERSEE, G. J. 1982. The disposition of benzo(a) pyrene in the periphyton communities of two South Carolina streams: Uptake and biotransformation. Can. J. Bot. 60, 2084--2091.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. 1999. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

CERNIGLIA, C. 1992. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. Biodegradation 3: 351-368.

CHANDLER, G.T., SHIPP, M.R., DONELAN, T.L., 1997. Bioaccumulation, growth and larval settlement effects of sediment associated polynuclear aromatic hydrocarbons on the estuarine polychaete, *Streblospio benedicti*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 213, 95– 110.

CLEARY J J ET AL., 1993, Surface microlayer contamination and toxicity in the north Sea and Plymouth near shore waters, ICES, C M

DE VOOGT P, VANHATTUM PB, LEONARDS P, KLAMER JC & GOVERS H. 1991. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in the guppy (*Poecilia reticulata*). Aquat Toxicol ;20:169–94.

DIJKMAN, N., PETER, L., VLAARDINGEN V & W, ADMIRAAL. 1996. Biological variation in sensitivity to n-heterocyclic PHAs effects of acridine on seven species of micro-algae. Amsterdam Research Institute for Substances in Ecosystems (ARISE), University of Amsterdam, Department of Aquatic Ecotoxicology, Kruislaan 320, 1098.}

DJOMO, J., DAUTA, V. FERRIER, J. NARBONNE, A., MONKIEDJE, T. & NJINE, P. GARRIGUES. 2004. Toxic effects of some major polyaromatic hydrocarbons found in crude oil and aquatic sediments on *Scenedesmus subspicatus*. Water Research 38 1817–1821

DUQUE, S. 1992. Evolución Limnológica de la laguna de Fúquene (Cundinamarca, Colombia), sistema Altoandino afectado por la actividad humana. Págs. 13 *en*: I Seminario de Limnología. Asociación Colombiana de Limnología. Instituto de Ciencias Naturales Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

EISLER, R. 1987. Polycyclic aromatic hydrocarbon hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. Biological Report, Publication No. 85(1.11). Contaminant Hazard Reviews Report No. 11. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD.

ECHEVESTE, P, AGUSTI, S & J. DACHS. 2010. Cell size dependent toxicity thresholds of polycyclic aromatic hydrocarbons to natural and cultured phytoplankton populations. *Environmental Pollution* 159 -1307e1316

FAN, C.W., REINFELDER, J., 2003. Phenanthrene accumulation kinetics in marine diatoms. *Environmental Science and Technology* 37, 3405e3412.

FEILBERG, A., POULSEN, M., NILSEN, T., H. SKOV 2001. Occurrence and sources of particulate nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air in Denmark. *Atmospheric Environment* Vol3 Pages 353–366.

GIDDINGS, J; J, MCCARTHY & A, STEWART. 1983. Comparative acute toxicity of aquatic organisms of components of coal-derived synthetic fuels. *Transactions of the American Fisheries Society* 113, 74–85.

GONZALEZ, M. 2004. Indicadores críticos en las pruebas de toxicidad en animales de laboratorio. *Ciencias Biológicas*, Vol. 35, No. 2.

GUASCH H, ADMIRAAL, W & S, SABATER. 2003. Contrasting effects of organic and inorganic toxicants on freshwater periphyton. *Aquatic Toxicology* 64 . 165-175.

HJORTH, M., VESTER,J., HENRIKSEN, P., FORBESV., & I. DAHLLÖF. 2007.Functional and structural responses of marine plankton food web to pyrene contamination. *Ecology progress series*. Vol. 338: 21–31.

HANNON, B & RUTH, M. 1997. Modeling dynamic. Biological systems. Springer. P399.

INFANTE, A. 1988. El plancton de las aguas continentales. Secretaría General de las Organización de los Estados Americanos. Washington, D.C.

MARWOOD, C., SMITH,R., SOLOMON, K., CHARLTON ,M., B, GREENBERG. 1999.Intact and Photomodified Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Inhibit Photosynthesis in Natural Assemblages of Lake Erie Phytoplankton Exposed to Solar Radiation *Ecotoxicology and Environmental Safety* 44, 322-327

MASTANDREA.,C.,CHICHIZOLA,CLUDUEÑA,B.,SÁNCHEZ,H.,ALVAREZ,H.,A,G UTIÉRREZ. 2005. Hidrocarburos aromáticos policíclicos. Riesgos para la salud y marcadores biológicos. *Acta bioquím. clín. latinoam*. v.39 n.1 .

MOLANDER, S., BLANCK, H., 1991. Detection of pollution-induced community tolerance (PICT) in marine periphyton communities established under diuron exposure. *Aquat. Toxicol.*18, 115_/136.

MORALES, GABRIELA. 2004. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Mexico.P181.

NEFF, J.M. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment, sources, fates and biological effects. Applied Science Publishers Ltd., Essex, England.

NEWMAN, M & UNGER, M 2003. Fundamentals of Ecotoxicology. Second edition. Lewis Publishers. P.458

LUNDSTEDT S 2003. Analysis of PAHs and their transformation products in contaminated soil and remedial processes. University of Amsterdam, the Netherlands

PAULSSON, M., 2000. Variability in lotic periphyton community tolerance to zinc and atrazine, in relation to bioavailability. Ph.D., Faculty of Science, Go'teborg University, Go'teborg, Sweden, p. 214.

PINEDA, J; SALAMANCA, E; HENAO, R & MARTINEZ, A. 2003. Introducción a la modelación ecológica. Principios y aplicaciones. Impre. Cargagraphics S.A. Santafé de Bogotá

REYNOLDS, C. 1997. Vegetation Processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. Ecology Institute. Germany.

PORRA, R.J., PFUNDEL, E.E., ENGEL, N. 1997. Metabolism and function of photosynthetic pigments. In: Jeffrey, S.W., Mantoura, R.F.C., Wright, S.W. (Eds.), Phytoplankton Pigments in Oceanography. UNESCO, Paris, pp. 85–126.

RAMIREZ, A. 2005. Ecología Aplicada. Diseño y análisis estadístico. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá.

SICKO-GOAD, L., STOERMER, E. E, & KOCIOLEK, J. P. 1989. Diatom resting cell rejuvenation and formation: Time course, species records, and distribution. J. Plankton Res. 11, 375-389.

SIEWICKI, T.C., 1995. Bioaccumulation of sediment associated fluoranthene by eastern oysters H.A. Southerland, A.J. Lewitus / J 2004 303–322 321 (Crassostrea virginica): kinetics, environmental fate, statistical and environmental monitoring and exposure assessment. University of South Carolina Press, Columbia, SC. Exp. Mar. Biol. Ecol. 298

SOUTHERLAND, H & LEWITUS, A. 2004. Physiological responses of estuarine phytoplankton to ultraviolet light-induced fluoranthene toxicity. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 298 () 303– 322

SUTTER, G.W., 1993, Ecological Risk Assessment, Lewis Publishers, Boca Raton.

STEVENSON, R; BOTHWELL, M; & R. L. LOWE.1996. Algal ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. (eds.): 321 – 341. Academic Press. NY.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) 1980. Ambient water quality criteria for polynuclear aromatic hydrocarbons. EPA 440/5-80-069. US NTIS PB81-117806. USEPA, Washington, DC.

YU-LIO., LUAN, L, LU, N & CHONG-YU LAN.2006. Toxicity of Fluoranthene and Its Biodegradation by Cyclotella caspia Alga. Journal of Integrative Plant Biology, 48: 169–180.