

***MEMORIAS DEL***  
***“VII CONGRESO DE LA RED***  
***LATINOAMERICANA DE CIENCIAS***  
***AMBIENTALES”***

**COMISIÓN CIENTÍFICA DE BIOLOGÍA**

ISBN: 978-9968-641-26-5

## CONTENIDO

B.1.O. Programa de Manejo de Residuos Institucionales en el Instituto Tecnológico de Costa Rica.....	395
INTRODUCCION.....	395
METODOLOGIA.....	396
RESULTADOS.....	397
DISCUSION.....	400
CONCLUSIONES.....	402
BIBLIOGRAFIA.....	403
B.2.O. Impacto de la auditoría ambiental en el manejo de residuos peligrosos, caso de estudio empresa química.....	404
RESUMEN.....	404
ABSTRACT.....	405
B.3.O. Evaluación del Mozote ( <i>Triumfetta semitriloba</i> ) para el tratamiento de agua.....	406
INTRODUCCION.....	406
MATERIALES Y METODOS.....	407
RESULTADOS.....	408
DISCUSION.....	409
CONCLUSIONES.....	410
BIBLIOGRAFIA.....	410
B.4.O. Salud ambiental y saneamiento básico rural en albergues cafetaleros.....	412
INTRODUCCION.....	412
METODOLOGIA.....	413
RESULTADOS.....	415
Evaluación de los albergues habitacionales y los servicios básicos.....	415
Valoración ambiental.....	416
Necesidades de intervención y propuestas de mejoras.....	417
DISCUSION DE RESULTADOS.....	420
B.5.O. Plan de mitigación de riesgos generados por la actividad minera en la Mitad del Mundo, Ecuador.....	422
RESUMEN.....	422
ABSTRACT.....	422
INTRODUCCION.....	423

METODOLOGIA APLICADA .....	425
RESULTADOS .....	427
DISCUSION.....	428
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....	429
BIBLIOGRAFIA.....	429
B.6.O. Atractivos turísticos naturales en el sector Gandoca, Refugio nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo, Limón, Costa Rica .....	430
RESUMEN.....	430
MATERIALES Y METODOS .....	432
Área de estudio .....	432
METODOLOGIA.....	432
RESULTADOS Y DISCUSION .....	434
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....	439
BIBLIOGRAFIA.....	440
B.7.O. Rizofiltración de residuos acuosos contaminados por plomo usando <i>Nicotiana tabacum</i> .....	441
RESUMEN.....	441
ABSTRACT.....	442
INTRODUCCION.....	442
METODOLOGIA.....	444
RESULTADOS .....	448
CONCLUSIONES.....	453
B.8.O. Evaluación de la calidad del agua superficial con potencial para consumo humano en la cuenca alta del Sis Iacán, Guatemala.....	454
RESUMEN.....	454
ABSTRACT.....	455
INTRODUCCION.....	456
METODOLOGIA.....	457
RESULTADOS Y DISCUSION.....	458
CONCLUSIONES.....	459
AGRADECIMIENTOS.....	459
BIBLIOGRAFIA.....	460
ANEXOS.....	461
B.9.O. Biomonitorio de la costa sur del Río de la Plata .....	464

RESUMEN.....	464
ABSTRACT.....	465
B.10.O. Análisis de ciclo de vida de la etapa de fin de vida de los residuos de termómetros usados en México.....	466
INTRODUCCION.....	466
OBJETIVO.....	467
METODOLOGIA.....	467
RESULTADOS OBTENIDOS.....	468
CONCLUSIONES.....	470
BIBLIOGRAFIA.....	471
B.11.O. Gestión de residuos de la construcción y demolición.....	472
RESUMEN.....	472
ABSTRACT.....	473
INTRODUCCION.....	473
Económico.....	477
Ambiental.....	478
OBJETIVO GENERAL.....	479
METODOLOGIA.....	479
RESULTADOS.....	480
CONCLUSIONES.....	482
BIBLIOGRAFIA.....	483
B.12.O. Evaluación de extractos de plantas sobre la mortalidad de <i>Radopholus similis</i> en pruebas in vitro de laboratorio.....	484
RESUMEN.....	484
ABSTRACT.....	485
INTRODUCCION.....	486
METODOLOGIA Y LOCALIZACION.....	487
Análisis químico de caracterización.....	487
Evaluación in vitro de extractos de plantas para el combate de <i>Radopholus similis</i> .....	488
Análisis estadístico.....	489
RESULTADOS Y DISCUSION.....	489
CONCLUSIONES.....	494

BIBLIOGRAFIA.....	495
B.13.O. Modelos de factores de emisión instantáneos en SIG para las salidas de Transims .....	497
RESUMEN.....	497
ABSTRACT.....	498
INTRODUCCION.....	498
DESARROLLO TEORICO.....	500
RESULTADOS.....	501
CONCLUSIONES.....	503
BIBLIOGRAFIA.....	504
ANEXOS.....	505
B.14.O. Evaluación de la biodegradación de hidrocarburos por consorcios microbianos nativos para el tratamiento de lodos contaminados .....	510
INTRODUCCION.....	510
METODOS.....	512
Lodos contaminados con hidrocarburos.....	512
Aislamiento y caracterización de especies microbianas .....	512
Producción de inóculos y consorcios .....	512
Evaluación de la eficiencia de degradación de gasolina y diesel por consorcios microbianos .....	512
RESULTADOS.....	513
Composición del lodo .....	513
Degradación de hidrocarburos .....	515
DISCUSION DE RESULTADOS .....	518
CONCLUSIONES.....	519
BIBLIOGRAFIA.....	519
B.15.O. Uso del efluente industrial “Nejayote” para la producción de enzimas ligninolíticas.....	522
RESUMEN.....	522
ABSTRACT.....	523
B.16.O. Alternativa para disminuir la contaminación con Cr (VI) procedente del proceso de curtiembres en lodos residuales del río Tunjuelo en Bogotá, Colombia	524
RESUMEN.....	524
ABSTRACT.....	525
INTRODUCCION.....	525

METODOS.....	527
RESULTADOS .....	529
Aislamiento e identificación de microorganismos aerobios .....	530
Aislamiento e identificación de microorganismos anaerobios .....	532
Aislamiento e identificación de Hongos .....	532
DISCUSION.....	533
CONCLUSIONES.....	535
BIBLIOGRAFIA.....	536
B.17.O. Preferencias en la anidación de tortugas carey ( <i>Eretmochelys imbricata</i> ) y baulas ( <i>Dermochelys coriacea</i> ) en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo, Limón, Costa Rica.....	538
RESUMEN.....	538
ABSTRACT.....	539
INTRODUCCION.....	539
AREA DE ESTUDIO .....	541
MATERIALES Y METODOS .....	542
RESULTADOS .....	543
DISCUSION.....	547
CONCLUSIONES.....	551
RECOMENDACIONES.....	551
AGRADECIMIENTOS.....	551
BIBLIOGRAFIA.....	552
B.18.O. Contaminación por plaguicidas en la región del Bajo Lempa, El Salvador..	556
INTRODUCCION.....	556
METODOLOGIA.....	557
RESULTADOS .....	558
DISCUSION.....	560
CONCLUSION.....	562
BIBLIOGRAFIA.....	562
B.19.O. Contaminación de Arsénico en suelos, sedimentos y agua en la región del Bajo Lempa, El Salvador.....	566
INTRODUCCION.....	566
METODOLOGIA.....	567
RESULTADOS .....	570

DISCUSION.....	571
CONCLUSIONES.....	573
BIBLIOGRAFIA.....	574
B.20.O. Morfología de pólenes alergénicos en el campus Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana.....	576
INTRODUCCION.....	576
METODO.....	577
RESULTADOS.....	578
DISCUSION.....	579
CONCLUSIONES.....	579
BIBLIOGRAFIA.....	580
B.21.O. Conocer y apreciar in situ el desarrollo hidrológico del complejo eléctrico HidroAysén.....	586
SUMMARY.....	586
INTRODUCCION.....	586
Un lugar didáctico de la enseñanza de la ciencia.....	587
Modelo de Aprendizaje basado en la experiencia.....	588
Propósito y visita <i>in situ</i> de las centrales hidroeléctricas.....	589
Resultados de aprendizaje.....	590
CONCLUSIONES.....	591
BIBLIOGRAFIA.....	592
B.23.O. Estabilidad de emulsiones de petróleo en agua favorecida por un cultivo microbiano fermentativo.....	593
RESUMEN.....	593
INTRODUCCION.....	594
METODOS.....	595
Muestreo.....	595
Cultivo microbiano.....	596
Cinética de crecimiento.....	596
Hidrofobicidad.....	596
Efecto de las células en la estabilidad de emulsiones.....	596
RESULTADOS.....	597
Crecimiento microbiano.....	597
Hidrofobicidad.....	598

Efecto de las células en la estabilidad de emulsiones. ....	598
DISCUSION.....	600
CONCLUSIONES.....	601
BIBLIOGRAFIA.....	601
B.24.P. Turismo sostenible y desarrollo local. Desafíos de las PYMES en Costa Rica .....	603
INTRODUCCION.....	603
DESARROLLO Y SOSTENIBILIDAD.....	604
Turismo y desarrollo local sostenible.....	605
CONCLUSIONES.....	612
BIBLIOGRAFIA.....	613
B.25.P. Evaluación de microalgas nativas del estado de Nuevo León, México para la remoción de N y P de efluentes tratados.....	614
RESUMEN.....	614
INTRODUCCION.....	615
METODOLOGIA.....	615
Colecta y acondicionamiento del consorcio de microalgas.....	615
Condiciones de recuperación de nutrientes.....	616
RESULTADOS Y DISCUSION.....	616
Calidad fisicoquímica del efluente (pH, conductividad).....	616
Productividad de consorcios de microalgas.....	617
Remoción de nitrógeno (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) y fósforo (P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ).....	618
CONCLUSIONES.....	619
BIBLIOGRAFIA.....	620
B.26.P. Estudio retrospectivo de la estrategia de manejo de residuos químicos, biológicos y radioactivos en la UNAM.....	622
RESUMEN.....	622
INTRODUCCION.....	623
OBJETIVO.....	623
METODOLOGIA.....	623
RESULTADOS Y DISCUSION.....	624
CONCLUSIONES.....	628
BIBLIOGRAFIA.....	628

B.27.P. Arborización de Santiago de Chile: elección de especies para mejorar la calidad del aire .....	629
INTRODUCCION .....	629
MATERIALES Y METODO .....	630
Sitio de muestreo .....	630
Muestreo .....	630
Identificación y cuantificación de COVBs .....	631
Índice potencial formador de ozono, IPFO .....	632
RESULTADOS Y DISCUSION .....	632
CONCLUSIONES .....	636
BIBLIOGRAFIA .....	637
B.28.P. Muestreo de suelos contaminados por hidrocarburos en la región sur del Estado de Veracruz, México .....	640
RESUMEN .....	640
ABSTRACT .....	641
OBJETIVO .....	641
INTRODUCCION .....	641
METODOLOGIA .....	643
Procedimiento de muestreo: .....	644
Determinación analítica .....	645
RESULTADOS Y ANALISIS DE RESULTADOS .....	645
CONCLUSIONES .....	649
BIBLIOGRAFIA .....	649
B.29.P. Manejo sostenible de agua residual mediante el tratamiento de agua en una planta del municipio de Cuautitlan Izcalli, Estado de México, México .....	650
OBJETIVO .....	650
INTRODUCCION .....	650
METODOLOGIA .....	656
RESULTADOS .....	657
CONCLUSION .....	657
BIBLIOGRAFIA .....	659
B.30.P. Variación estacional de aeropolen en una zona urbana: Ciudad México ....	660
Introducción .....	660
Objetivo .....	661

Material y Métodos .....	661
Resultados .....	662
DISCUSION Y CONCLUSIONES.....	667
BIBLIOGRAFÍA.....	668
B.31.P. Comportamiento de consorcios microbianos en un bioreactor .....	670
RESUMEN .....	670
ABSTRACT .....	670
INTRODUCCION .....	671
MATERIAL Y METODOS .....	672
Preparación del agua residual sintética.....	672
Operación del reactor y estabilización de lodos (2 semanas).....	672
Mg/l $\text{CaCO}_3$ .....	672
Análisis de muestras de bacterias del biorreactor a escala del laboratorio G-109. .....	673
Procesamiento de datos.....	673
Cálculo de índices de diversidad.....	674
Comparación de resultados entre birreactores, el birreactor vertical a escala del laboratorio G-109 y el biorreactor horizontal. ....	675
Procesamiento de datos.....	675
DISCUSION DE RESULTADOS .....	676
CALCULO DE CONCENTRACION .....	676
INDICES DE DIVERSIDAD .....	677
Índice de Shannon.....	677
Índice de Simpson .....	677
Cinética microbiana .....	678
Comparacion entre reactores.....	678
CONCLUSIONES .....	679
BIBLIOGRAFIA.....	679
B.41.P. Efectos fitotóxicos de cobre en <i>Bidens pilosa</i> L. y <i>Lepidium sativum</i> L. ....	681
Phytotoxic effects of copper in <i>Bidens pilosa</i> L. and <i>Lepidium sativum</i> L.....	681
RESUMEN.....	681
ABSTRACT.....	682

B.32.P. Prevalencia de cepas de <i>salmonella</i> resistentes a antibióticos en muestras ambientales en el estado de Hidalgo, México.....	683
Prevalence of strains of antibiotic-resistant Salmonella in environmental samples in the state of Hidalgo, Mexico.....	683
RESUMEN.....	683
INTRODUCCION.....	684
METODOLOGIA.....	685
RESULTADOS Y DISCUSION.....	685
Prevalencia de salmonella en las muestras.....	685
Resistencia a antibióticos.....	686
CONCLUSION.....	689
BIBLIOGRAFIA.....	690
B.33.P. La gestión ambiental en el contexto rural: implementando tecnologías limpias en fincas cafetaleras. Zona de Los Santos, Costa Rica.....	692
Environmental management in rural context: implement clean technologies in coffee farms. Los Santos zone, Costa Rica.....	692
RESUMEN.....	692
ABSTRACT.....	693
INTRODUCCION.....	694
METODOLOGIA.....	695
Generalidad.....	695
Gestión ambiental en el ProSIT.....	695
Diagnóstico.....	696
Implementación de las propuestas.....	697
Seguimiento.....	697
Divulgación.....	698
Técnicas de recolección de información e interacción (educación alternativa e implementación de mejoras).....	698
RESULTADOS Y DISCUSION.....	700
Manejo de excretas/ sanitarios.....	700
Manejo de los residuos sólidos.....	701
Manejo de las aguas grises.....	702
Manejo de agroquímicos en las fincas.....	702
Mecanismos de cocción.....	703

Otras tecnologías limpias y prácticas ambientales que se valoran a futuro para albergues cafetaleros .....	703
CONCLUSION .....	704
BIBLIOGRAFIA .....	705
B.34.P. Producción de enzimas hidrolíticas y oxidativas por actinomicetos nativos	707
RESUMEN .....	707
ABSTRACT .....	707
INTRODUCCION .....	708
METODOLOGIA .....	709
1. Obtención de muestras .....	709
2. Preinoculo .....	709
3. Inoculo .....	709
4. Preparación de muestras para la determinación .....	710
5. Actividad de amilasas, xilanasas y CMCasas .....	710
RESULTADOS .....	710
DISCUSION .....	712
CONCLUSIONES .....	713
BIBLIOGRAFIA .....	713
B.35.P. Uso de plaguicidas en el Bajo Lempa, Usulután, El Salvador .....	715
INTRODUCCION .....	715
METODOLOGIA .....	716
RESULTADOS .....	716
DISCUSION .....	719
CONCLUSIONES .....	721
BIBLIOGRAFIA .....	722
B.36.P. Análisis del tratamiento de las aguas residuales del beneficiado de café y su impacto potencial sobre los ecosistemas en el microbeneficio El Roble, San Isidro León Cortés .....	725
INTRODUCCION .....	725
METODOLOGIA .....	726
Análisis químico, intercambio catiónico, y materia orgánica .....	727
Microbiológico .....	728
RESULTADOS Y DISCUSION .....	728
Análisis de Suelos .....	729

Conductividad Hidráulica.....	732
Microbiológico.....	733
Impactos Potenciales .....	734
Proliferación de microbeneficios y sus impactos ambientales .....	735
CONCLUSIONES .....	736
BIBLIOGRAFIA.....	737
B.37.P. Estudio de calidad del agua en acuífero Benito Juárez de Zacatecas, México .....	741
INTRODUCCION.....	741
MATERIALES Y METODOS .....	741
RESULTADOS .....	742
Familias de aguas .....	742
Identificación de posibles zonas de recarga.....	743
Calidad del agua de riego.....	743
DISCUSION Y CONCLUSIONES.....	744
BIBLIOGRAFIA.....	745
B.38.P. Bases para la Gestión del Ruido Urbano en el contexto de la Salud en las ciudades.....	750
RESUMEN.....	750
ABSTRACT.....	751
INTRODUCCION.....	751
METODO.....	752
RESULTADOS Y DISCUSION.....	753
Análisis retrospectivo.....	753
Ruido y salud.....	756
Esquema de Gestión de ruido en la ciudad.....	758
CONCLUSIONES.....	759
BIBLIOGRAFIA.....	760
B.39.P. Aplicación del índice de integridad biótica en una laguna de alta montaña, como herramienta de gestión ambiental .....	762
INTRODUCCION.....	762
METODOLOGIA.....	763
Área de Estudio .....	763
Desarrollo del índice de integridad biótica (IBI).....	763

RESULTADOS .....	765
Aplicación del índice de integridad biótica.....	766
DISCUSION.....	766
CONCLUSIONES.....	767
AGRADECIMIENTOS.....	768
BIBLIOGRAFIA.....	768
B.40.P. Físico-química de una laguna de alta montaña y su relación con las plantas de la zona litoral.....	772
INTRODUCCION.....	772
METODOLOGIA.....	773
Área de Estudio.....	773
Parámetros físico-químicos del agua.....	773
DISCUSION.....	776
CONCLUSIONES.....	778
AGRADECIMIENTOS.....	778
BIBLIOGRAFIA.....	778
B.41.P. Microfinanzas. Incorporación de criterios ambientales en los modelos de riesgo de crédito.....	782
INTRODUCCION.....	782
Microfinanzas y desarrollo.....	783
La sostenibilidad de las IMF.....	784
La utilización de modelos internos de riesgo en por las IMF.....	786
Incorporación de variables ambientales en el proceso de crédito de una IMF.....	790
CONCLUSIONES.....	792
BIBLIOGRAFIA.....	792
B.42.P. Ceniza volcánica y salud pública, caso Popocatépetl.....	794
INTRODUCCION.....	794
METODOS.....	795
RESULTADOS.....	795
DISCUSION.....	797
CRITICA DE RESULTADOS.....	799
CONCLUSIONES.....	799
BIBLIOGRAFIA.....	800

B.43.P. Riqueza de especies vegetales nativas en depósitos de residuos de minería de plata en Oaxaca, México.....	802
RESUMEN.....	802
ABSTRACT.....	802
INTRODUCCION.....	803
METODOLOGIA.....	804
Descripción del área de estudio.....	804
Estudio de la vegetación.....	805
Análisis estadístico.....	806
RESULTADOS Y DISCUSION.....	806
CONCLUSIONES.....	811
BIBLIOGRAFIA.....	811
B.44.P. Morfología de pólenes alergénicos en el campus Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana.....	814
Introducción.....	814
Método.....	815
Resultados.....	816
Discusión.....	817
Conclusiones.....	817
Bibliografía.....	817
B.45.P. Factores asociados a la conducta de separación de residuos sólidos en la población costarricense.....	823
Behavioral factors associated with separation of solid waste in the Costa Rican population.....	823
RESUMEN.....	823
ABSTRACT.....	823
INTRODUCCION.....	824
La conducta planificada de Ajzen.....	825
METODO.....	828
Participantes.....	828
Medidas.....	828
DISEÑO.....	829
RESULTADOS.....	829
Análisis descriptivo.....	829

Análisis del modelo.....	830
DISCUSION.....	832
BIBLIOGRAFIA.....	834
B.64.P. Actualización de dos Índices de Calidad del Agua en el Lago de Pátzcuaro Michoacán, México (2006-2011).....	835
INTRODUCCION.....	835
METODOLOGIA.....	836
RESULTADOS.....	838
DISCUSION Y CONCLUSIONES.....	843
BIBLIOGRAFÍA.....	845
B.65.P. Caracterización de un adsorbente ecoamigable y su estudio cinético como adsorbente de azul de metileno.....	846
Resumen.....	846
Abstract.....	846
Introducción.....	847
Métodos.....	848
Resultados y discusión.....	849
Conclusiones.....	855
Bibliografía.....	855

## COMISION DE BIOLOGIA Y GESTION AMBIENTAL

### B.1.O. Programa de Manejo de Residuos Institucionales en el Instituto Tecnológico de Costa Rica

Luis G. Romero<sup>1</sup>  
Joaquín Jiménez Antillón<sup>1</sup>  
[lromero@itcr.ac.cr](mailto:lromero@itcr.ac.cr)  
[joajimenez@itcr.ac.cr](mailto:joajimenez@itcr.ac.cr)

<sup>1</sup>Escuela de Química, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

## INTRODUCCION

El manejo de los residuos sólidos en los países en desarrollo está lleno de problemas, cuyas soluciones están limitadas principalmente por deficiencias económicas y tecnológicas. El problema más importante es la disposición final; cuyo impacto más relevante es la contaminación de las aguas por lixiviados provenientes de botaderos ilegales o pobremente administrados (Mbuligwe, 2002). Costa Rica no escapa a ese problema y, el 30 % de los residuos sólidos (RS) son vertidos sin ningún control en sitios que no son rellenos o botaderos provocando serios problemas ambientales y sociales (Estado de la Nación, 2005). El problema se agrava al considerar que en el país de 4,3 millones de habitantes (censo 2011) la generación de RS domiciliarios alcanza un valor de  $(0,63 \pm 0,05)$  Kg por habitante por día dando una generación total diaria de 2700 Toneladas métricas (Estado de la Nación , 2012).

Una buena forma de mejorar ese panorama es mediante la incorporación de programas de manejo de residuos en los centros de estudio. El caso de las universidades es bastante interesante debido al gran tamaño de las mismas, y más que todo porque estas administran en gran medida sus propios residuos. A su vez, debido a la naturaleza integral de sus actividades, las universidades pueden fácilmente diseñar sus propios sistemas de manejo de residuos (Mbuligwe, 2002). Además, las universidades están en la capacidad y tienen la responsabilidad de mostrar su experiencia a la comunidad nacional.

En el Instituto Tecnológico de Costa Rica (ITCR), el Programa Manejo de Residuos Institucionales (MADI) ha sido la entidad responsable de gestionar los residuos sólidos ordinarios generados en su Campus Central desde el año 2000 (Romero, Salas, & Jiménez, 2008). Su principal objetivo ha sido aumentar la separación de materiales recuperables para ser reutilizados o reciclados con el fin de reducir su disposición en vertederos. MADI tiene varias unidades de transferencia de materiales en su campus que permiten recoger los residuos valorizables por separado según su tipo, como se aprecia de la Figura 1. Los materiales son transportados a un centro de acopio donde

son clasificados a mano, acondicionados, pesados, almacenados y despachados a empresas de reciclaje. La cantidad de materiales recolectados es cuantificada continuamente.

El objetivo de este trabajo es mostrar la experiencia del MADi como un ejemplo de manejo de residuos en universidades y en general en centros de estudio de países en desarrollo.



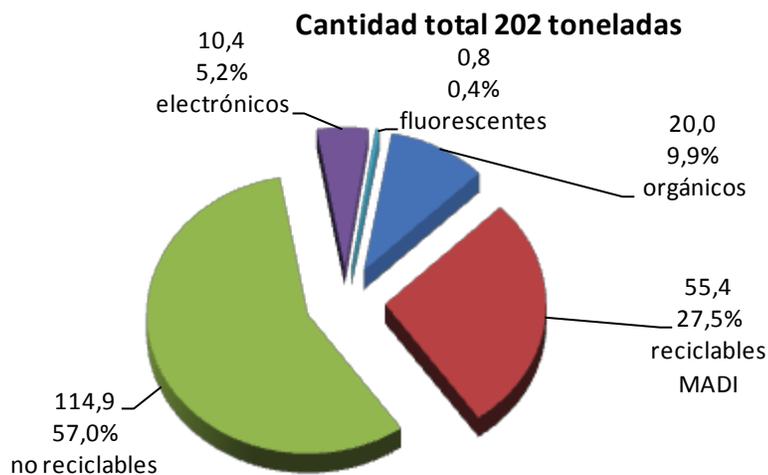
**Figura 1** Unidad de transferencia de materiales

## METODOLOGIA

Este estudio fue realizado en el campus de la Sede Central del ITCR. El material empleado para realizar las mediciones de residuos fue una romana electrónica de piso marca Polini con capacidad para  $(4000,0 \pm 0,5)$  Kg. Se cuantificó la cantidad de materiales valorizables (aprovechables) y no valorizables en el centro de acopio del MADi y en el Centro de Transferencia y Transformación de Materiales (CTTM) que es una actividad continua ubicada en la Zona Franca de Cartago. La cantidad de los materiales reciclables fue suministrada por el MADi; la cantidad de residuos enviada al relleno sanitario fue suministrada por el Departamento de Servicios Generales; la cantidad de residuos electrónicos y tubos fluorescentes fue suministrada por el CTTM, y finalmente, los residuos provenientes del restaurante institucional fue estimada con base al trabajo realizado por Ramírez (Ramírez, 2006). Con estos datos se calcularon los indicadores de separación en la fuente y de recuperación anual por habitante. Para estimar la recuperación por habitante y por día se consideraron 226 días para el año 2012. La población total del ITCR la comprenden la suma total de estudiantes y funcionarios.

## RESULTADOS

En la Figura 2 se aprecia la composición porcentual de los RS generados en la Sede Central y para las cuales hay un registro de despacho. Los materiales que tienen algún tipo de aprovechamiento son: los residuos de alimentos provenientes de la soda institucional, los residuos recuperados por el MADI y los electrónicos. La cantidad total de materiales valorizables sumaron 85,8 toneladas y representaron el 43% del flujo total de materiales. El restante 57% equivalente a 115 toneladas es dispuesto en relleno sanitario. De los datos de materiales recuperados de la Figura 2 se calculó el indicador recuperación por habitante por año y por día dando un valor total de 25,3 kg/(hab-año) y 0,112 (kg/hab-día) según se aprecia del Cuadro 1.

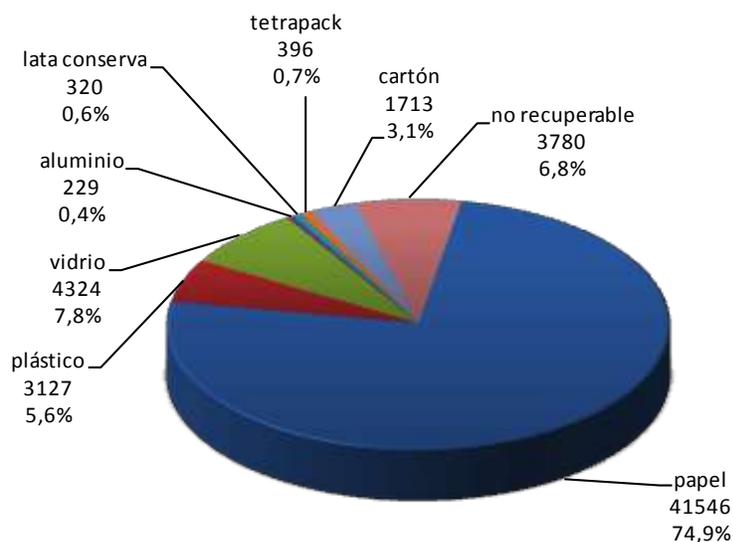


**Figura 2** Composición de los residuos sólidos generados en la Sede Central del TEC para los que se tiene un registro de su cuantificación.

El Cuadro 2 presenta las cantidades reales y la composición (% m/m) para cada material recuperado del flujo de residuos de la Sede Central, para el año 2012. En total, ingresaron 55 449 kg de materiales al centro de acopio, de los cuales 51 655 kg fueron valorizables y 3780 kg no valorizables (véase también la Figura 3).

**Cuadro 1** Generación per cápita, anual y diaria en el ITCR según el tipo de residuo

Tipo de residuo	Cantidad total (Ton/año)	Cantidad per cápita y año (kg/hab-año)	Cantidad per cápita y día (kg/hab-día)
Orgánico soda	20,0	2,5	0,011
Reciclable MADI	55,4	7,0	0,031
Relleno sanitario	114,9	14,4	0,064
Electrónico	10,4	1,3	0,006
Tubos fluorescentes	0,8	0,1	0,0004
<b>Total</b>	<b>202</b>	<b>25,3</b>	<b>0,112</b>

**Figura 3** Cantidad (kg) y composición (%m/m) de los residuos que ingresaron al centro de acopio, 2012. Cantidad total de residuos que ingresó al centro de acopio 55 449 kg.

Con base al ingreso de residuos al centro de acopio para el año 2012, se observa del Cuadro 2 que el papel y cartón representaron la proporción más alta con un 82,4%; le siguieron el vidrio (9,6%), los plásticos (6,4%), los metales (1,0%) y envases tetrabrik (0,7%). El material no aprovechable proveniente de los contenedores para papel representó la mayor contribución no valorizable del flujo total de residuos con un 4,3% (Cuadro 2). De los contenedores para plástico el 69% fueron los tipos de PET y HDPE. El vidrio fue el material que mostró la mayor proporción no recuperable según su tipo (18,3%). Datos de trazabilidad, con base en el Cuadro 2, indican que 80,0% de los materiales (metales, papel, plásticos PET y HDPE) se reciclaron en el extranjero, 11,6% (cartón, vidrio y tetrapack) fueron reciclados localmente y 1,2% (plásticos LDPE, PP y PS), fueron co-procesados en horno cementero local.

En la Figura 4 se muestra el indicador de desempeño recuperación anual por habitante para el período 2000-2012. Este indicador solo considera los residuos recuperados por el MAD. Según se aprecia en esta figura, para el período (2000-2006) la recuperación total promedio fue de alrededor de 4,0 kg/persona-año. Después, el indicador aumentó a 7,1 kg/persona-año, en promedio, para el período (2007-2012).

**Cuadro 2** Composición de los residuos que ingresaron al centro de acopio institucional, año 2012

Material	Cantidad (kg)	Composición porcentual por categoría (%)	Composición porcentual (%)
<b>Papel</b>			
Recuperable	41 546	94,5	74,9
No recuperable	2 406	5,5	4,3
<b>Total ingreso papel</b>	<b>43 952</b>	<b>100</b>	<b>79,3</b>
<b>Plástico</b>			
PET	1 966	55,6	3,6
HDPE	475	13,5	0,9
<b>Total reciclado</b>	<b>2 441</b>	<b>69,2</b>	<b>4,4</b>
Coprocesado	686	19,4	1,2
<b>Total recuperable</b>	<b>3127</b>	<b>88,6</b>	<b>5,6</b>
No recuperable	403	11,4	0,7
<b>Total ingreso plástico</b>	<b>3530</b>	<b>100</b>	<b>6,4</b>
<b>Vidrio</b>			
Recuperable	4 324	81,7	7,8
No recuperable	971	18,3	1,8
<b>Total ingreso vidrio</b>	<b>5 295</b>	<b>100</b>	<b>9,6</b>
<b>Metales</b>			
Aluminio latas	229	41,7	0,4
Lata conserva	320	58,3	0,6
<b>Total metales</b>	<b>549</b>	<b>100</b>	<b>1,0</b>
<b>Envases polilaminados</b>			
Tetrabrick	396	100	0,7
<b>Cartón</b>			
Cajas	1 713	100	3,1
<b>Total recuperable</b>	<b>51 655</b>		<b>93,2</b>
<b>Total no recuperable</b>	<b>3 780</b>		<b>6,8</b>
<b>Total ingreso residuos</b>	<b>55 435</b>		<b>100</b>

Fuente: Jiménez, J. (2013) Manejo de Residuos Institucionales

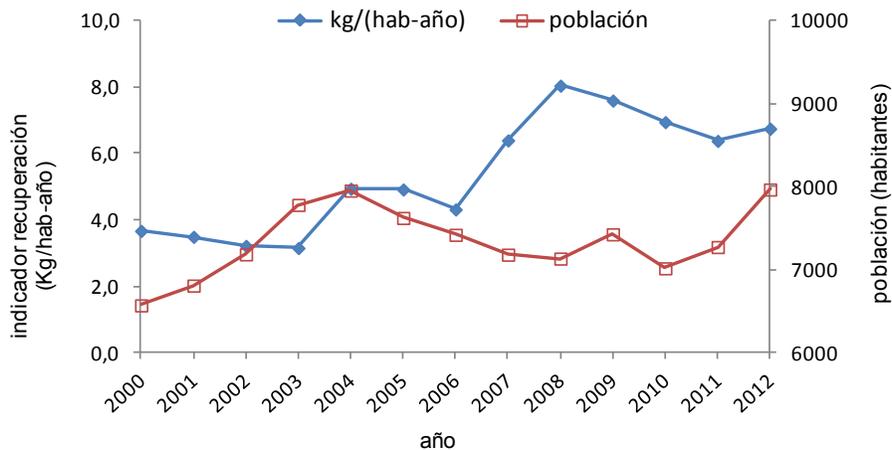
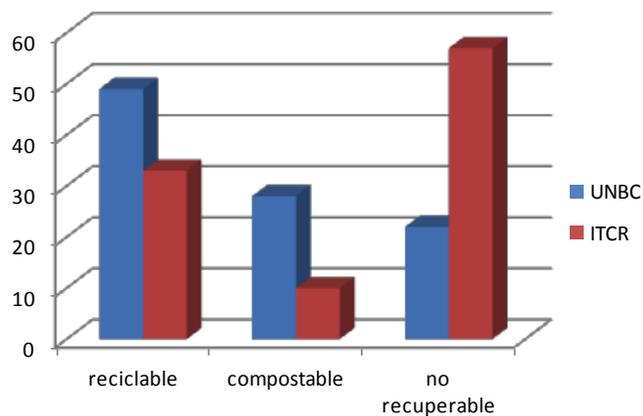


Figura 4 Indicador del desempeño del MADI para el período 2000-2012

## DISCUSION

El desempeño del programa MADI conforme la Figura 2 indica que en el Campus del ITCR la proporción reciclable, compostable y no recuperable fue de 33%, 10% y 57% respectivamente. Dichos resultados difieren sustancialmente con lo reportado por la Universidad de Columbia Británica del Norte (UNBC), en Canadá, una universidad que tiene un reciente compromiso de convertirse en una universidad “verde”, donde la cantidad de material reciclable, compostable y no recuperable fue de 49%, 28% y 22% (Smyth, Freedon, & Booth, 2010).

Se encontró que los índices de recuperación de residuos en el ITCR fueron apenas un 17% inferior a los de la UNBC y la proporción no recuperable fue un 35% superior, como se aprecia de la Figura 5. Lo anterior se justifica porque en el ITCR no se ha implementado la colecta de residuos compostables con la excepción del restaurante institucional y la Escuela de Ingeniería en Agronegocios; además, el programa MADI no tiene una cobertura del 100% en todas sus dependencias, como lo son por ejemplo las residencias estudiantiles, con una población cercana a los 200 estudiantes.



**Figura 5** Porcentajes promedio de potencial de recuperación de residuos sólidos de dos universidades.

Al comparar el indicador a nivel nacional de la recuperación diaria per cápita (0,63 kg/(hab-día) con el valor obtenido en este estudio (0,112 kg/(hab-día) como se aprecia del Cuadro 1, se justifica que el primero sea 5 veces superior al segundo porque en el ITCR la población es flotante, es decir que permanece menos de 24 horas en la institución y en consecuencia genera residuos en una cantidad proporcional a su tiempo de residencia.

Con base a los datos mostrados en el Cuadro 2 y a la disposición final que se le da a los materiales recuperables se tiene que el papel es despachado al CTTM donde es clasificado y despachado a su vez a la empresa Kimberly Clark. Los plásticos son aprovechados por dos empresas a saber: la Florida Bebidas que recupera el PET y HDPE, y la empresa Holcim que aprovecha ciertos tipos de plástico como combustible alternativo para su horno cementero. Los últimos, fueron coprocesados a pesar que son técnicamente reciclables dado que no tienen demanda en el mercado nacional y para evitar su envío al relleno sanitario. Una alta proporción del vidrio que ingresa al centro de acopio y que no puede ser reciclado es enviado al relleno sanitario. Lo anterior se justifica porque muchos materiales de vidrio que no son reciclables por el Grupo Vical, tampoco pueden ser aprovechados de ninguna manera y se tienen que disponer, por el momento, de esta forma, como son las porcelanas, el vidrio pyrex, vidrio plano, espejos, entre otros. Todo lo anterior comprueba que en el país existe infraestructura para recuperar algunos tipos de materiales reciclables.

Con base a la Figura 3, se deduce que el 6,8% de los materiales que ingresaron al centro de acopio fueron residuos no valorizables que venían mezclados con los valorizables. Lo anterior quiere decir que la población del TEC, posee un indicador de eficiencia de separación en la fuente del 93,2%. Lo cual confirma que la población institucional sabe qué materiales son valorizables y cómo deben de ser separados

correctamente. Consecuentemente, los residuos valorizables están poco contaminados por estar poco mezclados con el resto no valorizable y de esta manera disminuyen los costos de recolección, separación, clasificación y disposición final.

En la figura 4 se aprecia el indicador de desempeño recuperación anual per cápita para el período 2000-2012 y donde se toman en cuenta los materiales recuperados por el MADi, únicamente. Después de instalar unidades de transferencia de materiales, un centro de acopio específicamente diseñado para tal fin, la designación de una persona a cargo del programa y de una campaña de educación para su población, el indicador aumentó en un 75% para los últimos cuatro años con relación al período (2000-2006).

## **CONCLUSIONES**

Con base al indicador de desempeño recuperación per cápita y año, se ha dado un incremento de un 75% en la sostenibilidad del programa MADi para el período 2007 a 2012 con relación al período 2000-2006.

Es importante conocer de manera permanente la composición del flujo de materiales de la institución para incrementar la sostenibilidad de su programa MADi y para el planeamiento e implementación de nuevas estrategias de manejo de residuos sólidos.

Los productos de papel y el cartón son los dos tipos de materiales más importantes en que deben enfocarse los esfuerzos de reducción y reciclaje de residuos.

La educación que se le da a la población institucional en el adecuado manejo de residuos sólidos es un asunto de fundamental importancia para lograr un eficiente programa de recuperación de materiales. Lo anterior implica que las autoridades institucionales deben reservar en su presupuesto programas de sensibilización continua para su población.

La experiencia del ITCR con relación a su programa MADi debería ser difundida a otras comunidades.

## BIBLIOGRAFIA

Estado de la Nación . (2012). *Desarrollo Humano Sostenible, Informe XVII*. Costa Rica.

Estado de la Nación. (2005). *Desarrollo Humano Sostenible, Informe XII*. Costa Rica.

Mbuligwe, S. (2002). Institutional solid waste management practices in developing countries: a case study of three academic institutions in Tanzania. *Resources, Conservation and Recycling* , 35: 131-146.

Ramírez, E. (2006). *Propuesta de plan de acción para mejorar la situación actual del manejo de los Residuos Sólidos de la Soda -Comedor del Instituto Tecnológico de Costa Rica*. Informe del Proyecto Final de Graduación.

Romero, L., Salas, J., & Jiménez, J. (2008). *Manejo de Desechos en universidades*. Caso de Estudio: Instituto Tecnológico de Costa Rica, Tecnología en Marcha.

Smyth, D., Freeden, A., & Booth, A. (2010). Reducing solid waste in higher education: The first step towards `greening` a university campus. . *Resources, Conservation and Recycling* , 54, 1007-1016.

## **B.2.O. Impacto de la auditoría ambiental en el manejo de residuos peligrosos, caso de estudio empresa química** **Impact of environmental audit in hazardous waste management, chemical company case study**

**Raul Chimil Molina<sup>1</sup>, Georgina Fernández Villagómez<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. División de Ingeniería Civil y Geomática. Facultad de Ingeniería, Programa de Posgrado en Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, México. e-mail: [eclipse\\_star@hotmail.com](mailto:eclipse_star@hotmail.com)

<sup>2</sup>Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. División de Ingeniería Civil y Geomática. Facultad de Ingeniería, Programa de Posgrado en Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

### **RESUMEN**

Uno de los mayores retos que se tiene actualmente en cuestión del medio ambiente, tiene que ver con las actividades antropogénicas, es decir, la generación de residuos peligrosos y el manejo integral de los mismos, por lo que es necesario la contribución activa de todos los sectores, tanto públicos como privados, de manera responsable y económicamente factible para llevar a cabo acciones que contribuyan con la valorización, minimización, reutilización, reciclaje y disposición final adecuada de los residuos peligrosos, a fin de no acrecentar el deterioro ambiental local y mundial.

El objetivo general del trabajo es conocer el impacto de la auditoría ambiental en el manejo de los residuos peligrosos de la industria química.

El caso de estudio es una empresa dedicada a la comercialización de productos químicos en sus divisiones de lubricantes, polímeros, solventes y mezclas.

Para alcanzar el objetivo, como primera parte, se llevó a cabo la redacción de una metodología general para el proceso de auditoría ambiental, en la cual se conjuntan, en un mismo documento, cada una de las actividades indicadas en los diferentes documentos legales mexicanos aplicables que para el tema han sido estipulados a nivel federal, donde se involucran la empresa, la autoridad y la unidad verificadora, así como los requisitos documentales a cumplir y los tiempos estipulados con el fin de garantizar que el proceso se cumpla satisfactoriamente.

Como segunda parte, se estructuró y estableció el plan de manejo de residuos peligrosos de la empresa caso de estudio, considerando lo expuesto en legislación mexicana aplicable vigente.

Finalmente, se aplicó la metodología a la empresa considerando la generación de sus residuos peligrosos y como resultado de la auditoría ambiental se obtuvo, por parte de la autoridad mexicana competente, un certificado como industria limpia que refleja no solamente el cumplimiento del marco legal sino un desempeño ambiental sobresaliente.

**Palabras clave:** auditoría ambiental, metodología, manejo y residuo peligroso.

## ABSTRACT

One of the biggest challenges currently has environmental issue has to do with human activities, is the generation of hazardous waste and the comprehensive management of the same, so you need the active involvement of all sectors, both public and private, in a responsible and economically feasible to carry out actions that contribute to the recovery, minimization, reuse, recycling and final disposal of hazardous waste, in order not to increase the local and global environmental degradation.

The overall objective of the study was to determine the impact of environmental audit in the management of hazardous waste from the chemical industry.

The case study is a company dedicated to the commercialization of chemicals in their divisions of lubricants, polymers, solvents and mixtures.

To achieve the goal, as the first part, was conducted drafting a general methodology for the environmental audit process, which come together in a single document, each of the activities in the various legal documents applicable Mexican that the subject have been stipulated at the federal level, which involve the company, the authority and audit unit and meet the documentary requirements and set times in order to ensure that the process is fulfilled satisfactorily.

As the second part, was organized and established the plan of hazardous waste management company case study, considering the statement in force applicable Mexican law.

Finally, the methodology was applied to the company considering its hazardous waste generation as a result of the environmental audit was obtained by the competent Mexican authority, a certificate as a clean industry that reflects not only the fulfillment of the legal framework but an outstanding environmental performance.

**Keywords:** environmental audit, methodology, management and hazardous waste.

## **B.3.O. Evaluación del Mozote (*Triumfetta semitriloba*) para el tratamiento de agua**

### **Assessment of mozote (*Triumfetta semitriloba*) for the treatment of water**

Andrea Acuña Piedra<sup>1</sup> (aandrea260491@gmail.com; (506) 8650-0108)

Carolina Gemelli<sup>2</sup> ([carolina.gemelli@gmail.com](mailto:carolina.gemelli@gmail.com))

Joaquín Jiménez<sup>1</sup> (joajimenez@itcr.ac.cr; (506) 25-50-2040)

Luis G. Romero<sup>1</sup> (lromero@itcr.ac.cr; (506) 25-50-2304)

<sup>1</sup>Escuela de Química, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica

<sup>2</sup>Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil

## **INTRODUCCION**

El tratamiento de aguas en muchos casos requiere de procesos de coagulación y floculación que ayuden a remover la turbiedad presente en las aguas. Los productos empleados para llevar a cabo estos procesos, en su mayoría son de origen artificial. En el caso de los floculantes, por lo general se emplean polielectrolitos poliméricos elaborados, entre otros, a base de poliacrilamida. En general, los polielectrolitos en sí mismo no son tóxicos. No obstante, las formulaciones contienen contaminantes de las materias primas y del proceso de fabricación, así como monómeros residuales y subproductos que pueden poner en riesgo el suministro de agua potable (Letterman & Pero, 1990). Incluso, las plantas de tratamiento que utilizan poliacrilamida y epiclorohidrina/dimetilamina (epi/DMA) en algunos estados de Estados Unidos deben reportar el contenido de monómeros en el agua (Letterman & Yiacoumi, 2011).

Algunas sustancias poliméricas naturales han sido utilizadas como coagulantes y floculantes, especialmente para su aplicación en poblaciones de países en desarrollo, zonas rurales, o donde no hay sistemas de tratamiento centralizados. Como coagulante ha sido ampliamente estudiada las semillas maceradas de la planta tropical *Moringa Oleifera* (Ndabigengesere & Narasiah, 1998; Prasad, 2009). Las propiedades coagulantes de quitosano obtenido de residuos de cáscara de camarón también ha sido reportado (Guibal, Van Vooren, Dempsey, & Roussy, 2006). Como floculantes naturales Jiménez, Vargas, & Quirós, (2012) reportaron el uso de la tuna (*Opuntia cochenillifera*) y realizaron ensayos preeliminarios de mozote para remover turbiedad y color. Además, Özacar & Şengil, (2003) reportaron la efectividad del uso de taninos en la remoción de turbiedad. Según Kawamura, (1991) los floculantes naturales presentan una toxicidad mínima o nula y presentan una eficiencia tan buena o mejor a sus contrapartes artificiales a dosis similares.

Debido a los resultados reportados por Jiménez et al., (2012) y con el fin de disminuir el uso de productos artificiales y al mismo tiempo aprovechar productos naturales

presentes en nuestro país, se evaluó la eficiencia del mozote (*Triunfetta semitriloba*) como floculante natural para remover la turbiedad.

El objetivo de este trabajo consiste en evaluar el desempeño de extractos acuosos de la planta mozote de caballo para la remoción de la turbidez en agua para consumo humano.

## MATERIALES Y METODOS

Para evaluar el potencial del mozote como floculante en procesos de potabilización de agua, se empleó el procedimiento de prueba de jarras. Las pruebas se llevaron a cabo con agua de la cañería de la ciudad de Cartago. Para simular la turbiedad se empleó una disolución madre de caolín y bicarbonato de sodio, procurando que la misma tuviera un tiempo de reposo de al menos un día a partir de su preparación para asegurar la hidratación de las partículas de caolín. A partir de esta disolución madre se obtuvieron las diferentes turbiedades a estudiar (20 NTU, 100 NTU, 200 NTU y 400 NTU). Las pruebas se realizaron a temperatura ambiente (20°C-24°C).

Para cada una de las turbiedades estudiadas se determinó el pH óptimo, las dosis de coagulante, de floculante catiónico y de mozote óptimas. Además, se determinó la calidad de los flóculos por medio del índice de Willcomb (Arboleda, 2000).

Para la determinación del pH óptimo se fijó el pH en un rango de 5,5 a 8 para todas las turbiedades. Para todas las pruebas se empleó el sulfato de aluminio como coagulante al 1%, y el floculante catiónico FK-930 S (polímero de cloruro de dialildimetilamonio) al 0,1%.

En los ensayos para determinar la dosis óptima de mozote, se procuró emplear la planta fresca. Se estudió la forma de preparar el mozote de tres diferentes maneras: empleando únicamente la corteza de la planta, usando solamente el tallo sin la presencia de corteza y finalmente haciendo uso tanto del tallo como de la corteza. Los mejores resultados se obtuvieron en el último procedimiento, por lo tanto, para preparar el mozote se pesaron 20 gramos de la planta utilizando ambas secciones, siendo cortados en pequeños trozos y machacados para extraer mayor cantidad de producto. Los trozos se colocaron en 100 mL de agua destilada y se agitaron por un período de 30 minutos. La mezcla se dejó reposar en refrigeración durante 24 horas y para cada día de trabajo se utilizó una disolución fresca con tan solo un día de reposo.

Para cada una de las turbiedades se compararon la eficiencia del mozote como floculante natural tomando en cuenta la calidad de los flóculos formados y la disminución de la turbiedad. Se compararon, además, estos resultados con los obtenidos a partir de la dosis óptima de floculante catiónico y del índice de Willcomb.

## RESULTADOS

El pH con mejores resultados se mantuvo entre 6,5 y 7 en todos los casos, lo cual era de esperar ya que se utilizó sulfato de aluminio como coagulante. En cuanto a la dosis óptima del sulfato de aluminio, esta mostró un aumento de acuerdo al incremento en la turbiedad inicial, comenzando con una dosis de 10 mg/l para la turbiedad de 20 NTU y finalizando con una dosis de 35 mg/l para la turbiedad de 400 NTU. En todos los casos la turbiedad final obtenida presentaba valores menores a 15 NTU llegando a turbiedades finales de inclusive 2 NTU.

Conforme al Cuadro 1, en el caso del floculante catiónico, la dosis ideal se mantuvo constante para las turbiedades iniciales de 20, 100 y 200 NTU requiriendo 0,25 mg/L, mientras que para la turbiedad de 400 NTU, esta dosis aumentó a 0,5 mg/l. Cuando se utilizó el mozote como floculante, las dosis ideales aumentaron conforme se incrementó la turbiedad inicial, empezando con 0,1 mg/l para 20 NTU hasta llegar a 0,6 mg/l en el caso de la turbiedad de 400 NTU.

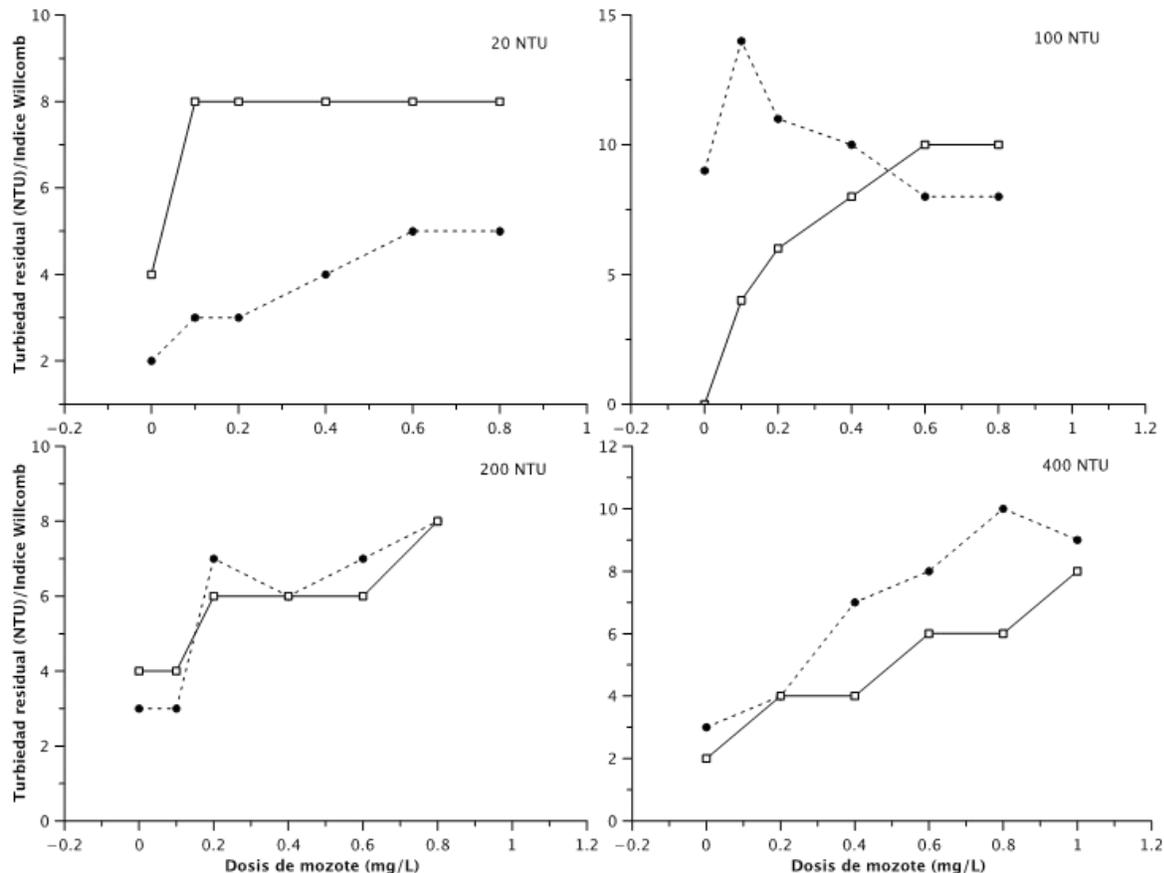
**Cuadro 3** Dosis óptimas de floculante catiónico y de mozote en relación a turbiedad final e índice de Willcomb

Turbiedad inicial (NTU)	Floculante catiónico		Mozote	
	Dosis (mg/l)	Turbiedad (NTU <sub>r</sub> )	Dosis (mg/l)	Turbiedad (NTU <sub>r</sub> )
20	0,25	5 (6)	0,1	3 (8)*
100	0,25	5 (10)	0,4	12 (8)
200	0,25	4 (6)	0,4	6 (6)
400	0,5	10 (4)	0,6	8 (6)

\* Índice de Willcomb: en escala de 0 a 10, a mayor índice mejor formación del flóculo

Al evaluar la turbiedad final y el índice de Willcomb o calidad del flóculo, el Cuadro 1 muestra que para el caso del mozote, la turbiedad siempre se mantuvo menor a 12 NTU, valores similares al del floculante catiónico que presentó turbiedades finales menores a 10 NTU. Los índices de Willcomb para el mozote permanecieron constantes (entre 6 y 8), mientras que para el floculante catiónico la variación fue mayor, pues fueron de 4, 6 y 10 unidades.

Es importante mencionar que la calidad del flóculo o índice de Willcomb fue determinante al momento de encontrar la dosis óptima de floculante. Así, se observa en la Figura 1 que para todas las turbiedades estudiadas, se obtuvo una turbiedad residual menor de 12, inclusive en el caso donde no se aplicó mozote. Sin embargo, en la misma figura se puede observar una mejora significativa en la calidad del flóculo al aumentar la dosificación de mozote.



**Figura 6** Efecto de la dosis de mozote en la calidad del floculo y la turbiedad residual en todas las turbiedades estudiadas. Turbiedad • Índice de Willcomb

## DISCUSION

El comportamiento del mozote como floculante natural mostró su capacidad para reducir la turbiedad a valores semejantes a los valores obtenidos por su contraparte comercial. Ese tipo de resultado ha sido reportado por Jiménez et al., (2012) para el caso de la tuna al obtener 3 NTU de turbiedad residual al tratar agua de río adicionándole CaO con turbiedad inicial de 17 NTU aplicando una dosis de tuna de 11 mg/L. En otro estudio Özacar & Şengil, (2003) evaluaron la efectividad de taninos de valonia extraídos de bellotas de roble de Asia Menor. El extracto, principalmente polielectrolitos aniónicos, resultó efectivo para reducir la turbiedad de 10 y 300 FTU hasta valores menores a 5 FTU con una dosis cercana a 1 mg/L. Valor levemente mayor a los obtenidos en este estudio utilizando mozote, donde para 400 NTU se necesitó una dosis de 0,6 mg/L.

Conforme mencionado en los resultados, el principal efecto del mozote fue una mejora en la calidad del flóculo, lo cual mejoraría las condiciones de sedimentación y/o filtración. De manera similar, Özacar & Şengil, (2003) reportaron una mejoría del proceso de filtración del lodo obtenido al utilizar taninos como floculantes.

## CONCLUSIONES

El uso de mozote como floculante proporciona buenos resultados, ya que la reducción de turbiedad es mayor a 85% en todos los casos, presentando valores de turbiedad residual menores a 12 NTU y llegando incluso a valores de 3 NTU. Además, un aumento en la dosis de mozote facilita la formación de un flóculo de buena calidad.

Al comparar el mozote con el floculante comercial, el primero requiere dosis levemente mayores para obtener la floculación óptima. Sin embargo, para las dosis ideales del floculante natural, la calidad del flóculo fue igual o levemente mejor que para el floculante catiónico, lo cual podría facilitar los procesos de sedimentación y/o filtración para el tratamiento de agua potable.

## BIBLIOGRAFIA

Arboleda, J. (2000). Teoría y práctica de la purificación del agua. Bogotá: McGraw Hill.

Guibal, E., Van Vooren, M., Dempsey, B. A., & Roussy, J. (2006). A Review of the Use of Chitosan for the Removal of Particulate and Dissolved Contaminants. . *Separation Science and Technology* , 41(11), 2487–2514.

Jiménez, J., Vargas, M., & Quiros, N. (2012). Evaluación de la tuna (*Opuntia cochenillifera*) para la remoción del color en agua potable. . *Tecnología en Marcha* , 25(4), 55–62.

Kawamura, S. (1991). Effectiveness of Natural Polyelectrolytes in Water-Treatment. . *Journal American Water Works Association* , 83, 88–91.

Letterman, R. D. Coagulation and Flocculation. En J. K. Edzwald (Ed.), *Water quality & treatment. A handbook on drinking water* (6th ed., págs. 8.1–8.81). Denver: American Water Works Association.

Letterman, R. D., & Pero, R. W. (1990). Contaminants in polyelectrolytes used in water treatment. *Journal American Water Works Association* , 82(11), 87–97.

Ndabigengesere, A., & Narasiah, K. (1998). Quality of water treated by coagulation using *Moringa oleifera* seeds. *Water Research* , 32(3), 781–791.

Özacar, M., & Şengil, İ. A. (2003). Evaluation of tannin biopolymer as a coagulant aid for coagulation of colloidal particles. En *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* (págs. 229(1-3), 85–96).

Prasad, R. K. (2009). Color removal from distillery spent wash through coagulation using *Moringa oleifera* seeds: use of optimum response surface methodology. *Journal of hazardous materials* , 165(1-3), 804–11.

## **B.4.O. Salud ambiental y saneamiento básico rural en albergues cafetaleros**

José Andrés Araya Obando, Centro Investigaciones en Vivienda y Construcción (CIVCO), Escuela de Ingeniería en Construcción, Instituto Tecnológico de Costa Rica. E-mail: [jobando@itcr.ac.cr](mailto:jobando@itcr.ac.cr) Teléfono: 2550-2165

Rocío Loría Bolaños, Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas (IRET), Facultad de Ciencias de Tierra y Mar, Universidad Nacional, Costa Rica. E-mail: [maria.loria.bolanos@una.cr](mailto:maria.loria.bolanos@una.cr) Teléfono: 2263-6375

Macario Pino Gómez, Carrera de Ingeniería Ambiental, Escuela de Química, Instituto Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica. E-mail: [mpino@itcr.ac.cr](mailto:mpino@itcr.ac.cr) Teléfono: 2550-9131

Diana Viquez Zamora, Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas (IRET), Facultad de Ciencias de Tierra y Mar, Universidad Nacional, Costa Rica. E-mail: [dvz212@gmail.com](mailto:dvz212@gmail.com) Teléfono: 2263-6375

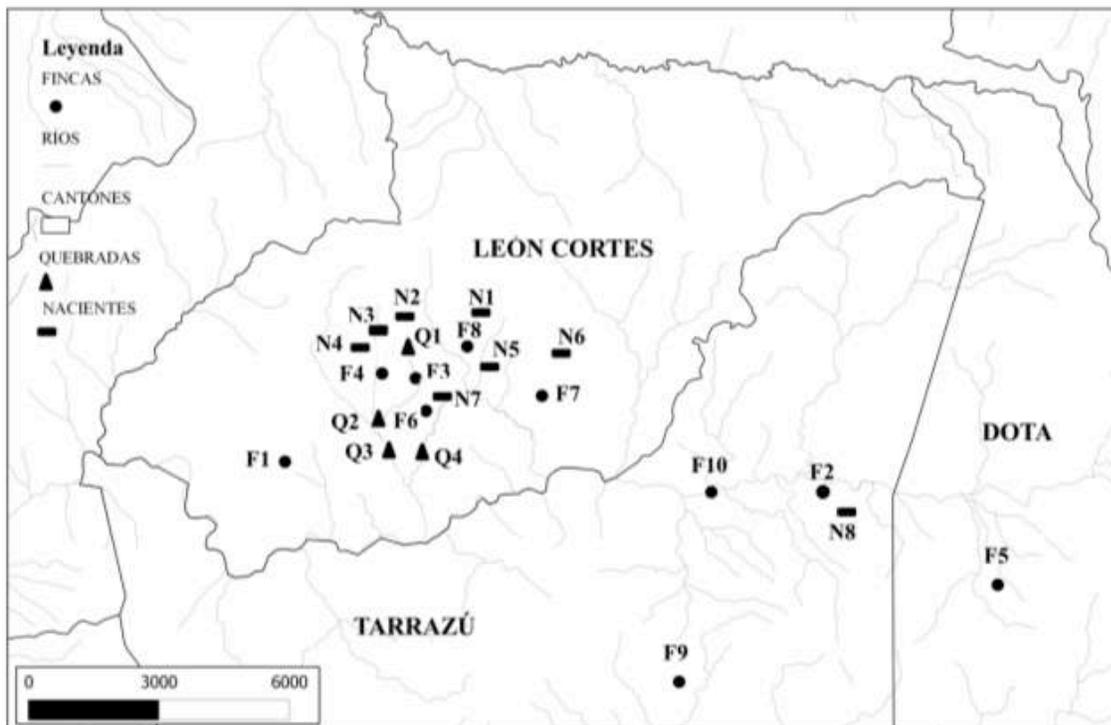
## **INTRODUCCION**

Varias zonas agrícolas destinadas a la producción extensiva en Centroamérica han experimentado una importante transición laboral durante las últimas décadas. Ante la carencia de trabajadores locales, estas han debido recurrir a la contratación de mano de obra extranjera, especialmente en periodos de recolección, lo que confiere cambios significativos en comunidades y fincas involucradas. Uno de ellos es la necesidad de proveer infraestructura domiciliar y servicios básicos oportunos a la población trabajadora inmigrante. La zona cafetalera de Los Santos constituye uno de esos escenarios donde las universidades públicas (Equipo Interuniversitario Los Santos: UNA-TEC-UCR) asumieron la tarea de brindar soluciones técnicas/tecnológicas a las necesidades suscitadas de la demanda de infraestructura y saneamiento básico para población recolectora, considerando las especificidades sociales, económicas, culturales, geográficas, ambientales y climatológicas. La población temporal oscila de 8 a 11 mil personas y la conforman especialmente panameños (indígenas ngäbe) y nicaragüenses. La provisión de vivienda y de servicios a población recolectora en las fincas, ha seguido un patrón desordenado y con poca planificación. Destacan además, prácticas ambientales peligrosas tales como insuficiente abastecimiento de agua potable, viviendas en mal estado con hacinamiento mayor de 3 personas por habitación, inadecuado manejo de desechos sólidos y exposición de sustancias peligrosas como agroquímicos e hidrocarburos aromáticos policíclicos, cuya perdurabilidad en el tiempo confiere efectos dañinos para las poblaciones y el medio local, con afecciones en la salud. Las deficiencias sanitarias pueden generar problemas

digestivos y enfermedades respiratorias, así como sociales; producto del hacinamiento y de la disposición insuficiente de servicios para los grupos de trabajadores en las fincas (Alvarez & Berrocal, 2006; Loría et al, 2007 y 2008, Alas & Víquez, 2010; Hidalgo & Zúñiga, 2011). El presente trabajo pretende fortalecer las capacidades en salud ambiental y saneamiento básico rural en las fincas cafetaleras, para el mejoramiento de la calidad de vida de las y los trabajadores temporales.

## METODOLOGIA

Se realizó un estudio aplicado en fincas cafetaleras, en la provincia de San José, Costa Rica. Para ello, se procedió con una etapa de observación participativa y aplicación de un instrumento de evaluación en 29 albergues ubicados en 10 fincas cafetaleras durante la cosecha 2012-2013. El estudio incluye muestreos exploratorios junto con determinaciones de laboratorio realizados a lo largo de 15 meses, específicamente, en cuatro quebradas aledañas a las fincas, en 8 nacientes, 2 tanques de almacenamiento y a lo interno de los albergues habitacionales (ver *Figura 1*).



**Figura 7** Localización de las fincas y puntos de muestreo evaluados

El instrumento de evaluación aplicado en los albergues fue diseñado y aplicado en conjunto por unidades académicas interuniversitarias con el aporte de diversas disciplinas (ingeniería, gestión y salud ambiental, construcción, salud laboral,

antropología y sociología). Contempló aspectos sociales, ambientales y de infraestructura. Con respecto a la temática de salud ambiental y saneamiento básico rural, se aplicaron guías de observación propias que incluyen los aspectos mostrados en la *Tabla 1*.

**Tabla 1** Criterios utilizados para la evaluación de los servicios y los albergues habitacionales

Tema	Aspectos evaluados
Infraestructura	Captaciones, tanques de almacenamiento y sistema de distribución de agua para consumo humano; estado de las pilas, duchas y letrinas; ubicación y estado de las cocinas, fogones de leña; distribución, usos y coberturas de los espacios; y estado de los pisos, techos, paredes, ventanas y accesos
Prácticas ambientales	Manejo de residuos sólidos; manejo de plaguicidas; manejo de aguas residuales y manejo de aguas lluvias

Los análisis de laboratorio se realizaron en el Centro Químico de Investigación y Asistencia Técnica (CEQUIATEC) del Instituto Tecnológico de Costa Rica. En total, se efectuaron 3 análisis físico químicos; 76 análisis microbiológicos entre coliformes totales, coliformes fecales y E. Coli; 15 determinaciones de agroquímicos considerando plaguicidas organoclorados, plaguicidas organofosforados y Paraquat; así como, 24 mediciones que incluyen Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biouímica de Oxígeno (DBO) y sustancias activas al azul de metileno. Con base a los diagnósticos de los albergues, así como de los análisis ambientales, se definieron las necesidades de intervención que comprende el albergue habitacional, los servicios de agua, disposición de heces, tratamiento de aguas residuales, manejo de residuos sólidos y el control del humo en los fogones de leña.

La identificación de las alternativas y propuestas de mejora, se basaron en los principios de manejo integrado del recurso hídrico (Coombes & Kuczera, 2002); (GWP; TAC. , 2000); (Mitchell, 2006), el concepto de sostenibilidad (Braden & van Ierland, 1999); (Escriu & Vázquez, 2006);(Jonker, 2002); (Lozano, 2008); (Ward, 2007), producción más limpia (Thorpe B. , 1999), (Thorpe, 2009) principios de eco-eficiencia y prevención de contaminación(PNUMA, 2006), así como, la aplicación de tecnologías limpias, desde el enfoque del ecosaneamiento (Haq & Cambridge, 2012); (Werner, Abdoulaye, Schlick, & Mang, 2003);(Werner, Panesar, Rud, & Olt, 2009). Adicionalmente, se tomó en cuenta la experiencia del trabajo etnográfico y participativo de la UNA, entre 2009 y 2012, en los que se probaron y evaluaron de forma participativa, alternativas para el abastecimiento de los servicios básicos y de adecuación de los albergues habitacionales en la zona de los Santos (Loría & Partanen., 2011); (Viquez & Loría., 2012).

## RESULTADOS

Para el análisis de resultados se consideraron los siguientes aspectos: i) resultados de la evaluación del albergue y sus servicios básicos; ii) valoración a partir de las mediciones socio-ambientales; iii) identificación de las necesidades de intervención; y finalmente, iv) las propuestas de mejoramiento aplicables en la zona de estudio con base al diagnóstico realizado.

### **Evaluación de los albergues habitacionales y los servicios básicos**

Los albergues habitacionales constituyen espacios de escasa planificación, en los que se identificaron problemas en la calidad de los materiales y ausencia de criterios técnicos de diseño tanto de la parte estructural, así como de las instalaciones electromecánicas. De igual forma, carecen de criterios climáticos, de seguridad y de confort. La mayoría destina un espacio multiuso que es utilizado para solventar distintas necesidades, como dormir, comer, cocinar y lavar, el cual deviene posiblemente en efectos negativos para la salud de personas. La densidad de uso de estos espacios no supera 4,1 m<sup>2</sup>/persona, valor por debajo de los 5,0 m<sup>2</sup>/persona especificados exclusivamente para dormir según el Reglamento de Construcciones.

El agua destinada para consumo humano en los albergues habitacionales es administrada y operada en algunos casos por ASADAS y municipalidades, las cuales, en términos generales, están en condiciones aceptables y cumplen con parámetros de calidad de agua establecidos; no obstante, el problema se evidencia en los sistemas privados donde el agua se capta a través de estructuras hidráulicas que no son debidamente diseñadas o han sido construidas en nacientes y quebradas ubicadas a lo interno de las fincas, estas no cuentan con áreas de protección ni de retiro respecto a los cultivos de café. Las aguas son canalizadas hacia tanques de almacenamiento, que en su mayoría se encuentran en mal estado, desprotegidos, sin tapa y sin mantenimiento alguno, o bien, llevadas directamente a los albergues a través de tubos plásticos tipo PVC y mangueras en mal estado o con reparaciones con telas y troncos.

A lo interno de los albergues las tuberías se encuentran expuestas, lo cual propicia la recurrencia de roturas y fugas de agua. El vertido de las aguas servidas (grises o jabonosas) se hace directo sin ningún tratamiento al terreno ocasionando deterioro ambiental y por ende la proliferación de vectores de transmisión de enfermedades y malos olores. Las duchas se construyen con paredes, techo de zinc y el piso en concreto, sin embargo, no se les da mantenimiento. Aunado a ello, algunas personas colocan un trozo de tela o plástico en la salida de los tubos, sin tomar en consideración que esto puede ser un foco de contaminación dado que acumulan polvo y hollín proveniente de los fogones cercanos. Cerca del 74,3% de los albergues evaluados posee cocina con fogón, lo que genera grandes cantidades de humo a lo interno del albergue. El 60,9% de los albergues posee letrinas, de las cuales, un 71,4% no tienen ninguna intervención de limpieza y no se vierte material para higienizar. La mayoría están construidas con láminas de zinc y se encuentran en mal estado. Esto ocasiona malos olores y la proliferación de moscas dado que, tanto los sólidos (heces) como los

líquidos (orina) se depositan en el mismo hueco. Aunado a ello, a pesar de que el 63,0% de los productores hacen reciclaje y lo disponen algunas veces en un centro de acopio, algunos poseen la práctica de acumular este material durante la cosecha, excediendo la capacidad de los recipientes para el acopio, convirtiéndose en un foco de contaminación. Cerca del 60,0% de los desechos orgánicos con enterrados, 20,0% se dispone en los alrededores del albergue, 10,0% se lo dan a los animales y el otro 10,0% se dispone del servicios de recolección municipal.

Finalmente, se constató que algunos de los albergues son utilizados en el invierno para almacenar residuos y equipos de aplicación de agroquímicos. El albergue habitacional no se ubica a una altura ligeramente mayor a la del cultivo por lo cual, no se evita el ingreso de plaguicidas debido a esorrentía. Tampoco existe un área de amortiguamiento entre el área de cultivo y los albergues.

### **Valoración ambiental**

Con respecto a la calidad del agua de consumo humano, los análisis realizados en los albergues que se abastecían de acueductos municipales o ASADAS dieron por debajo de la norma, es decir, agua potable. No obstante, con respecto a los sistemas privados, se encontró presencia de contaminación fecal en las quebradas, nacientes, tanques de almacenamiento y grifos ubicados en los albergues, incumpliendo con lo especificado en Decreto # 32327-S, por lo que el agua no se considera apta para el consumo humano (ver *Tabla 2*). Ahora bien, es preciso identificar que la concentración de coliformes fecales y E.Coli en los grifos de los albergues supera los valores encontrados en las quebradas, nacientes y tanques de almacenamiento. Este hecho responde posiblemente a las prácticas inapropiadas de captación, distribución, almacenamiento y uso descritas anteriormente, así como a la ausencia de sistemas para la desinfección del agua. Por otra parte, el estudio exploratorio aportó que la afectación en las quebradas aledañas a las fincas, parece ser mínima, dado que no se detecta DBO y la DQO muestra niveles bajos, sugiriendo que los vertidos de contaminantes en las quebradas se debe más a productos químicos que a materia orgánica proveniente del lavado del café o a aguas residuales. Este hecho sugiere que el espacio de mayor afectación ambiental debido al trabajo temporal de los recolectores inmigrantes, está localizado posiblemente en el albergue, sobre todo por el uso de las letrinas y el vertimiento de las aguas grises en el terreno. A pesar de que en este estudio no se haya detectado agroquímicos en las nacientes y en las quebradas, no se debe interpretar que no urja definir zonas de protección y mejorar las prácticas de manejo de fertilizantes. Este hecho en especial, se requiere soportar en un estudio específico, con más mediciones en una escala temporal mayor.

**Tabla 2** Resultados de los análisis ambientales realizados (periodo 2012-2013) en la zona de estudio

Tipo de análisis	Sitio del muestreo	Cantidad de muestras	Rango de resultados
Coliformes totales (NMP / 100 ml)	Naciente	10	13 a 350
	Quebrada	7	27 a 920
	Tanque almacenamiento	15	5 a 1600
	Grifos de albergue	26	12 a 1600
Coliformes fecales (NMP / 100 ml)	Naciente	10	8 a 33
	Quebrada	7	17 a 130
	Tanque almacenamiento	15	2 a 33
	Grifo del albergue	26	7 a 170
E. Coli (NMP / 100 ml)	Naciente	2	0 a 4,5
	Quebrada	7	8 a 33
	Tanque almacenamiento	3	2 a 10
	Grifo del albergue	6	2 a 22
Análisis físico-químicos Nivel 2	Quebrada	3	Por debajo de la norma
Plaguicidas organoclorados	Quebrada	3	No se detectó
	Naciente	2	
Plaguicidas organofosforados	Quebrada	3	No se detectó
	Naciente	2	
Otros plaguicidas (Paraquat)	Quebrada	3	No se detectó
	Naciente	2	
Demanda Química de Oxígeno (mg/L)	Quebrada	8	(9,7 ± 6,3) a (19,5 ± 6,3)
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)	Quebrada	8	<10
Sustancias Activas al azul de metileno (mg/L)	Quebrada	8	No se detectó

### Necesidades de intervención y propuestas de mejoras

Los albergues habitacionales no obedecen a ningún esquema de planificación. Destaca además la carencia de normas y legislación para albergues habitacionales en pequeñas y medianas fincas que reciben población inmigrante, en los que se incluya el uso y cobertura de los espacios a lo interno del albergue junto con el aseguramiento y control

de la calidad de los materiales del albergue y de los servicios básicos para la población trabajadora. También se identificó la ausencia de criterios técnicos, sociales, ambientales tanto en la parte de infraestructura como en la de servicios.

De igual forma, se identificaron una serie de necesidades de intervención que a diferencia de las anteriores, son factibles de abordar a nivel local, por lo que, con base a lo descrito en la metodología, se procedió a recomendar una serie de alternativas de mejora, que fueran debidamente consultadas y validadas con productores y recolectores de café. Para ello, se realizaron reuniones, charlas y talleres participativos en la zona de estudio. La *Tabla 3* muestra sin orden de importancia, un resumen de tales recomendaciones.

**Tabla 3** Resumen de las necesidades de intervención y las alternativas propuestas para el mejoramiento de la salud ambiental en los albergues habitacionales en las fincas cafetaleras

Necesidad de intervención	Propuesta de mejora	Especificaciones	Referencia
Captación de agua	Galerías de infiltración	Se utilizan tuberías comerciales disponibles como PVC. La velocidad de escurrimiento del drenaje debe ser menor a 0,90 m/s, con un valor mínimo de 0,60 m/s. La velocidad máxima de entrada en los orificios se recomienda de 3 cm/s para un coeficiente de contracción de 0,55. La relación entre el forro filtrante y el material granular del terreno debe ser menor a 5. Se sugiere 3% como máximo porcentaje de área perimetral abierta. El forro filtrante consta de tres capas (0,5 a 2,0mm)- (2,0 a 2,5mm) – (5,0 a 20,0). No deben exceder los 5 a 10 cm de espesor para lograr una filtración eficiente.	(OPS, 2002)
Tanques de almacenamiento	Limpieza y desinfección de las paredes internas	Se debe drenar el tanque y sacar de operación. Para hacer la desinfección se utiliza hipoclorito de sodio. Para ello, se deja esterilizando el tanque en agua con una concentración de cloro residual entre 25 y 35 mg/L durante 24 horas (salida cerrada). Por último de lava con cepillo y se enjuaga bien.	(EPA, 2011)
Desinfección del agua	Filtros lentos de arena	Consta de un recipiente plástico, empacado con una capa de 30 cm de arena fina (0,15mm a 0,30mm), 5cm de arena gruesa (1,00mm a 1,4mm), 8 cm de grava (9mm a 19mm) instalado en la entrada de agua en el albergue. Requiere tubería de PVC, conexiones y un par de llaves. Trabaja a flujo descendente y debe permanecer lleno	(Elliott, DiGiano, & Sobsey, 2011); (Jenkins, Tiwari, & Darby, 2011); (Mwabi, Adeyemo, Mahlangu, Mamba, Brouckaert, &

Necesidad de intervención	Propuesta de mejora	Especificaciones	Referencia
Manejo de residuo sólidos	Punto ecológico	Desde el año 2010 se vienen aplicando un programa de buenas prácticas en el manejo de los Residuos Sólidos en los Albergues Cafetaleros de los Santos por parte de la UNA. Adicionalmente, se entregaron en las fincas en estudio, recipientes de 140 litros debidamente rotulados para el almacenamiento de plástico, vidrio, papel y disposición de desechos orgánicos. Se realizaron unas charlas sobre el correcto uso, almacenamiento y disposición del material acorde a las posibilidades en la zona.	Swartz, 2011)  (PNUMA, 2006)
Disposición y tratamiento de excretas	Sanitario seco	Consiste en una letrina, en la cual, los desechos se utilizan como abono orgánico. Los líquidos, se pueden almacenar para su posterior uso como fertilizante. La losa de cimentación se construye de 10 cm de espesor. La cámara de almacenamiento de heces se construye de aproximadamente 1 m <sup>3</sup> con block de 12x20x40cm. Para el inodoro, se recomienda letrina plástica portátil con separador de orina, a base de resinas de poliéster reforzada con fibra de vidrio o similar. La estructura va con columnas de madera y vigas de 50x75 cm con arriostres de 25x75cm y tubería de ventilación de 50cm	(Drangert, 1998); (Tilley, Lüthi, Morel, Zurbrügg, & Schertenleib, 2008); (Maurer, Bufardi, Tilley, Zurbrugg, & Truffer, 2012); (Peasey, 2000)
Tratamiento de aguas grises	Biojardinera	Consiste en un humedal de flujo sub-superficial. Durante la excavación, se coloca plástico para impermeabilizar y se protege con sacos. Se preparan los tubos de PVC con las ranuras y diámetros según el diseño y se instalan. Se procede a colocar la piedra gruesa (75-100mm), específicamente en los tramos cortos, a la entrada y a la salida del filtro y en el tramo central se coloca el agregado de 25mm. Finalmente se le hace un borde perimetral y se siembran las plantas.	(Dallas, Scheffe, & Ho, 2004); (Gross, Kaplan, & Baker, 2007); (Halalsheh, Dalahmeh, Sayed, Suleiman, Shareef, & Mansour, 2008); (Li, Wichmann, & Otterpohl, 2009); (Liu, Butler, Memon,

Necesidad de intervención	Propuesta de mejora	Especificaciones	Referencia
Almacenamiento de agroquímicos y retiros del albergue respecto al cultivo de café	Zona de protección	Las correspondientes distancias entre el cultivo y áreas de actividad humana, en la categoría de casas o similares, para cultivos con fumigación manual varían según la intensidad de uso de plaguicida para el cultivo: de 5m en cultivos casi orgánicos, 10 m (bajo uso) y 20m (alto uso).	Makropoulos, Avery, & Jefferson, 2010); (Rosales, 2006)
Control de humo a lo interno del albergue	Cocinas ecológicas	Se propone una adaptación de las cocinas ecológicas. La losa de soporte se debe construir de 5 cm de espesor, reforzada con malla electrosoldada #2 y cedazo de 10mm, con un mortero de 175 kg/cm <sup>2</sup> (1:3). La plantilla junto con la chimenea es en hierro #2, y deberá estar soportada sobre la losa, con ladrillo refractario de 6cm x 22cm	(Africano, Osorto, & Naira, 2006); (Bardales, 2013); (Ostrom, 2010)

## DISCUSION DE RESULTADOS

El estudio evidencia que la afectación de la salud de los trabajadores obedece en gran medida a problemas relacionados a las condiciones del albergue que habitan, lo que hace relevante la consideración del saneamiento básico partiendo de la unidad habitacional (Morel, Scherteniels, & Zürbrugg, 2003) pero teniendo en cuenta su particular ubicación (dentro de las fincas) y demanda (trabajadores de distintas procedencias que las requieren por periodos de 2 a 5 meses). Los datos de contaminación microbiológica demuestran que la problemática está asociada a la mala calidad del agua en los sistemas administrados de manera privada, esto por prácticas inapropiadas de captación, distribución, almacenamiento y uso del agua en el albergue habitacional. Destaca la escasa planificación de los espacios de acuerdo al número de los trabajadores con sus familias, la calidad de los materiales del albergue, la ausencia de ventilaciones cruzadas y su relación con el tema del humo de los fogones de leña. Se denota además, la ausencia de sistemas para la desinfección del agua, así como la no previsión del tratamiento de aguas grises y excretas. Considerando la complejidad por la diversidad de población que ingresa a la zona y la necesidad de proporcionar estancia sana y segura durante la cosecha, se proponen soluciones en infraestructura y de servicios básicos utilizando tecnologías limpias debidamente consultadas (productor-recolectores), las cuales se basan en el marco de un enfoque integral que busca la disminución y control en origen de la contaminación, promoviendo principios de producción limpia, uso eficiente del agua y la descentralización partiendo de la unidad

habitacional como unidad de planificación dentro del contexto de la cuenca hidrográfica, con el objeto de superar las deficiencias de las prácticas insostenibles de gestión de recursos de los enfoques convencionales (Al-Jayyousi, 2003); (Bithas, 2008); (Coombes & Kuczera, 2002); (Cheng, 2003); (Franken, 2007); (Ghisi & Mengotti de Oliveira, 2007); (Gikas & Tchobanoglous, 2009); (Gleick, 2000); (Makropoulos, Natsis, Liu, Mittas, & Butler, 2008); (Mitchell, 2006); (Nhapi & Gijzen, A 3-step strategic approach to sustainable wastewater management, 2005); (Nhapi & Hoko, 2004); (Roy, Wenger, Fletcher, Walsh, Ladson, & Shuster, 2008); (Siebel & Gijzen, 2002). Dentro de las limitaciones y desafíos se puede mencionar la necesidad de incorporar los servicios de abastecimiento de agua a lo interno de las fincas dentro de los servicios de las Asadas y las municipalidades, el reconocimiento de la etapa de recolección de café como parte esencial de la producción, la adaptación de cada una de las alternativas de mejora al contexto rural y la dinámica de la recolección, la continuidad de las iniciativas impulsadas por las universidades mediante la creación de capacidades con la población beneficiaria, para solventar la escasez de prácticas y controles que aseguren una estancia sana y segura y la incorporación de todos estos aspectos de dentro de la normativa vigente.

## **B.5.O. Plan de mitigación de riesgos generados por la actividad minera en la Mitad del Mundo, Ecuador**

### **RESUMEN**

El presente proyecto tiene por objeto diseñar y ejecutar un plan de mitigación de los riesgos generados por la explotación minera en la Mitad del Mundo. Este plan surge del estudio previo sobre el análisis de los riesgos antrópicos en este lugar. Se han identificado las amenazas y vulnerabilidades de la población, por lo cual se considera de vital importancia la intervención en las áreas afectadas para realizar acciones inmediatas que mitiguen las amenazas identificadas en la zona. El proyecto contempla el trabajo participativo de las comunidades (poco involucradas en el trabajo de la minería), de los mineros y de las autoridades que tienen competencia en el sector. El ambiente ha sido afectado notablemente con el cambio del paisaje, del uso del suelo y la erosión eólica. La población, a pesar de que ha sufrido los efectos negativos de la actividad minera en los aspectos económicos y sociales, siente que no ha sido beneficiada.. La organización comunitaria también ha sufrido estragos debido a las distintas posiciones de los grupos sociales frente a la actividad, lo que ha deteriorado las relaciones sociales existentes, debilitando su capacidad de respuesta frente a los riesgos existentes. Por otro lado, los mineros, con una situación económica favorable, mantienen la actividad, sin respetar el marco legal vigente y asumir la responsabilidad social que les corresponde por el usufructo de esta actividad. El proyecto ha aplicado una metodología netamente participativa para llegar a consensos que posibiliten la solución de la problemática local. Se describen acciones a corto y largo plazo para la mitigación de los riesgos ocasionados por la actividad.

**Palabras claves:** gestión de riesgos, mitigación, participación

### **ABSTRACT**

This project aims to design and execute a plan for mitigating the risks generated by mining in Middle of the World. This plan arises from a prior study of analysis of anthropic risks in this place. Threats and vulnerabilities of the population have been identified. Then, intervention is considered of vital importance to affected areas, and for taking immediate actions to mitigate the present threats in the area. The project includes full participation of communities (little involved in mining work), miners and authorities which have competence in this area. Environment has been significantly affected with the change of the landscape and use of soil, and wind erosion. The population, while it has suffered the effects of the activity in economic and social aspects, it feels that it has not been profited by mining activity. Community organization has also suffered ravages by different positions on the activity, which has deteriorated existing social relationships, weakening its ability to respond front to existing risks. On the other hand, miners, with a

favorable economic situation, maintain activity without considering existing legal framework and social responsibility that corresponds to them, for the development of this activity. The project presents a clearly participative methodology to reach consensus on possible solutions to local problems. Actions are described in the short and long term to mitigate the risks associated with the activity.

**Keywords:** risk management, mitigation, participation

## INTRODUCCION

Ante las amenazas a las que se encuentran expuestas las comunidades de Tanlahua, Rumicucho y Caspigasí derivadas de las actividades extractivas que se llevan a cabo en las canteras en la Mitad del Mundo, se identificó la necesidad de realizar un análisis riesgos antrópicos en las áreas intervenidas.

Para el efecto, se ejecutó el proyecto de “Riesgos antrópicos generados por la actividad minera en las parroquias de Pomasqui, San Antonio y Calacalí”, como un proyecto de Vinculación con la Colectividad, auspiciado por la Universidad Tecnológica Equinoccial, y bajo la responsabilidad de la Facultad de Ciencias de la Ingeniería a través de la Carrera de Ingeniería Ambiental y Manejo de Riesgos Naturales, y dentro del Programa de Recuperación y Rehabilitación Ambiental.

El proyecto se localizó en la zona de influencia de la Reserva Geobotánica del Pululahua, en la Mitad del Mundo (Quito-Ecuador), donde se lleva a cabo la explotación minera, que se da en las áreas externas de la reserva que involucra a las parroquias de Pomasqui, San Antonio y Calacalí.

El proyecto ha generado insumos de orden técnico para que tanto las Comunidades de Caspigasí, Rumicucho y Tanlahua como las instituciones competentes puedan establecer las medidas de orden político, técnico, social, económico y ambiental para la gestión de riesgos de las zonas afectadas.

El objetivo del proyecto en su primera fase fue determinar los riesgos antrópicos generados por la actividad minera en las parroquias de Pomasqui, San Antonio y Calacalí, definiendo las amenazas y vulnerabilidades en las zonas afectadas por la actividad minera, para establecer mecanismos de prevención y mitigación de los riesgos derivados de la actividad minera, mediante la definición de una estrategia que permita disminuir la vulnerabilidad de las comunidades afectadas.

Las principales amenazas detectadas fueron los taludes verticales producto de la actividad minera anti-técnica, la contaminación de agua, suelo y aire y, la erosión dada las condiciones arenosas del terreno. Una de las amenazas que afectan más directamente a la población es la del material particulado que se encuentra en el aire y afecta la salud de los habitantes. Se ha identificado, además, que la población es vulnerable debido a la falta de servicios básicos, ausencia de centros de salud,

ubicación de sus viviendas junto a las canteras, actividades productivas tradicionales (agricultura y crianza de animales) afectadas por la actividad, y limitada capacidad de respuesta ante los actores que les agreden, debido al debilitamiento de las organizaciones locales de segundo grado.

En este proceso se generó una propuesta que contempla las estrategias para superar los problemas sociales, económicos, ambientales y jurídico – institucional identificados en la zona de estudio. En el Plan de Mitigación de Riesgos se ha previsto:

- *El “Fortalecimiento institucional para la implementación de las políticas públicas en el territorio, mediante la ejecución de acciones articuladas e integradas estratégicamente, para propiciar la sinergia hacia el logro de los objetivos de la reducción de riesgos de desastres en la zona de estudio, mejorando la eficiencia y efectividad de los actores participantes”.*
- *“La prevención y mitigación de riesgos como criterio de planificación, debe estar presente en los procesos de toma de decisiones, con respecto al futuro económico y social en los ámbitos provincial, municipal y parroquial”.*
- *El “Fomento de una cultura de reducción de riesgos de desastres en todos los niveles y ámbitos de la sociedad, concentrando los esfuerzos en las áreas críticas de acuerdo a prioridades estratégicamente establecidas” y,*
- *La Rehabilitación de las áreas degradadas por efectos de la actividad minera<sup>1</sup>.*

En el contexto actual, dado que las canteras han funcionado por más de 40 años, la mayoría de ellas de forma ilegal, se ha iniciado un proceso de control y regularización de las mismas, por parte de las autoridades competentes, el cual ha generado una problemática compleja entre los actores locales, ya que no están definidas las responsabilidades ambientales y sociales.

Dadas estas condiciones se define como prioridad realizar un Plan de Mitigación de Riesgos como segunda parte del proyecto, donde se plantean los siguientes componentes que a continuación se detallan en la tabla 1:

---

<sup>1</sup> Estrategias planteadas en el Proyecto Riesgos Antrópicos Generados por la Actividad Minera en las Parroquias de Pomasqui, San Antonio y Calacalí.

**Tabla 4** Componentes del Plan de Mitigación de Riesgos

COMPONENTES	ACTIVIDADES
COMPONENTE 1. Comunidades de Caspigasí, Rumicucho y Tanlahua desde el ámbito de su competencia, ejecutan plan de gestión ambiental local.	1.1 Formulación de un plan de sensibilización para las comunidades de Caspigasí, Rumicucho y Tanlahua
	1.2 Implementación de un plan de sensibilización para las comunidades de Caspigasí, Rumicucho y Tanlahua
	1.3 Formulación de un plan de fortalecimiento organizacional
	1.4 Implementación de un plan de fortalecimiento organizacional
	1.5 Formulación de planes de gestión ambiental local
	1.6 Implementación de planes de gestión ambiental local
	1.7 Seguimiento y monitoreo
COMPONENTE 2. Mineros cumpliendo acuerdos de responsabilidad social y ambiental local	2.1 Formulación de un plan de sensibilización para la responsabilidad social y ambiental local
	2.2 Implementación de un plan de sensibilización para la responsabilidad social y ambiental local
	2.4 Identificar cumplimiento de normativa legal
	2.5 Elaboración de un manual de buenas prácticas en la explotación minera
	2.6 Socialización del manual
	2.7 Seguimiento y monitoreo
COMPONENTE 3. Actores públicos participando en la rehabilitación de las áreas priorizadas de las comunidades de Caspigasí, Rumicucho y Tanlahua	3.1 Priorización de áreas a rehabilitarse en las comunidades de Caspigasí, Rumicucho y Tanlahua
	3.2 Relacionamiento con el sector público
	3.3 Suscripción de acuerdos
	3.4 Formulación del programa de rehabilitación de áreas priorizadas en las comunidades de Caspigasí, Rumicucho y Tanlahua
	3.5 Implementación del programa de rehabilitación
	3.6 Seguimiento y monitoreo
	3.7 Difusión de resultados

**Fuente:** Proyecto Plan de Mitigación de Riesgos generados por la Actividad Minera en Rumicucho, Tanlahua y Caspigasí.

## METODOLOGIA APLICADA

La metodología aplicada tiene un componente muy importante como es la participación activa de las comunidades de Rumicucho, Tanlahua y Caspigasí. Asimismo, se destaca la participación de estudiantes y docentes de la Universidad y el Personal

Técnico de la Administración Zonal La Delicia del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito. Como se puede observar la intervención de la universidad a través del proyecto contribuyó, a la dinamización del trabajo mancomunado por parte de la academia, el sector público y las comunidades.

- ***Talleres de capacitación***

En la ejecución de los talleres de capacitación se aplicaron técnicas expositivas y dinámicas de grupo, que permitieron el involucramiento de los participantes en la sensibilización, el fortalecimiento organizacional y la construcción de los planes de gestión ambiental.

- ***Mapa histórico***

Los Mapas históricos contribuyeron a documentar la historia de la comunidad o del grupo beneficiario. Esto se realizó mediante el uso de imágenes, inscripciones o símbolos que permitieron identificar el proceso histórico de la problemática local. Se estableció un calendario (cada cinco o diez años), remontándose hasta donde la gente pudo recordar. Se enfocó un tema específico, en este caso el manejo de un recurso natural o comunitario, y específicamente la actividad minera.

- ***Grupos focales***

Esta técnica se usó para fomentar la participación de todos los miembros del grupo. Estas actividades contaron con la participación de líderes comunitarios, mujeres y mineros.

- ***Mapa de riesgos***

Se trabajó con dibujos elaborados por miembros de las comunidades, para identificar los riesgos que se generan en lugares cerca de sus viviendas y en los alrededores de sus comunidades.

- ***Historias de vida***

Se realizó la obtención de información primaria a través de historias de vida, como relatos contados en primera persona por un protagonista cualquiera de la comunidad, orientado principalmente a recuperar la memoria sobre los sucesos ocurridos alrededor de la actividad minera.

## RESULTADOS

El Plan de Mitigación de Riesgos generados por la Actividad Minera en las tres comunidades en lo que se refiere a sus tres componentes, logró la participación de las comunidades, los mineros y de las autoridades, que tienen competencia en el sector, con el propósito de llegar a consensos de posibles soluciones a la problemática local, para mitigar los riesgos ocasionados por la actividad minera.

El proceso de sensibilización y fortalecimiento organizacional permitió que se generen procesos concertados de participación del sector público y privado, y de la comunidad en general, para que cada cual desde su ámbito de competencia, y a través de un trabajo mancomunado, contribuyan a la mitigación de riesgos.

Es necesario promover el fortalecimiento de la capacidad de gestión de las organizaciones que representan a las comunidades afectadas, mediante el reforzamiento de su identidad, con el propósito de puedan realizar un proceso claro y conciso de mediación entre las partes, donde los pobladores perciban que sus comunidades están siendo beneficiadas por una actividad económica que se realiza en su territorio.

Se reconoce, la necesidad de crear nuevas alternativas de fuentes de trabajo relacionadas especialmente con la actividad tradicional de la zona, como es la agricultura para lograr la recuperación de los espacios degradados, que han cambiado drásticamente el paisaje, y que no permiten el desarrollo de otras actividades económicas.

Por otro lado, en la Mitad del Mundo se encuentran monumentos ancestrales como las ruinas de Rumicucho y la Hacienda de Tanlahua declarados patrimonios culturales, que también son parte de esa recuperación de la identidad “Yumbo” de sus pobladores.

La concienciación de la problemática, ha ayudado a que los pobladores disminuyan su vulnerabilidad y creen procesos de resiliencia, comunitariamente conocidos y establecidos frente a los inminentes riesgos generados por la actividad minera.

Uno de los elementos de gran importancia en este proceso de construcción del Buen Vivir impulsado por el Gobierno Nacional, constituye la integración del Plan de Mitigación, al Plan Operativo Anual de la Administración Zonal la Delicia del MDMQ, en el marco de la ejecución de los planes de gestión ambiental local. Logrando de esta manera la institucionalidad del proyecto en un programa, que siendo sustentable en el tiempo, concrete el interés de las autoridades competentes en la definición de estrategias para el mejoramiento de la calidad de vida de la población, y la regulación y control del cumplimiento de deberes y responsabilidades tanto por parte de los mineros y/o empresas mineras, como de la comunidad en general.

## DISCUSION

Dado que la actividad minera se lleva a cabo en la zona por más de 40 años, y la construcción del proceso de sensibilización frente a los riesgos ocasionados por la actividad minera tiene un claro recorrido desde el año 2001, con la creación del Comité de Gestión de la Reserva Geobotánica del Pululahua, en cuya área de amortiguamiento se realiza gran parte de la actividad minera, la autoridad ambiental, representada por el Ministerio del Ambiente del Ecuador, ha intervenido, puesto que la problemática se encuentra en un área protegida. Resultado de la gestión del Comité entre el año 2001 al 2004, es la realización del Foro de Canteras que contó con la participación de todos los actores de la zona, lográndose la realización de los Estudios de Evaluación de Impacto Ambiental de las canteras mayores realizado por COGENINPA<sup>2</sup>.

En el 2004 se clausuran todas las canteras de la Parroquia de Pomasqui, dado el crecimiento poblacional en la zona y el auge de la construcción de viviendas para la clase media de la ciudad.

En el año 2005 se deroga la ordenanza 85 donde se establecía que las canteras debían salir de la zona y se debía realizar la recuperación de estos espacios, lo cual genera una intensificación de las canteras ilegales y de sus consecuentes daños al ambiente y a la población. La nueva normativa generada en el 2007, se ha aplicado muy débilmente debido a la falta de decisión política, para ejercer el control de la actividad.

El estudio realizado en el 2011 al 2012 para determinar los riesgos generados por la actividad minera, ha determinado un proceso de deterioro de las condiciones de vida de la población, especialmente por los efectos producidos en la salud de la población y en el ambiente que les rodea. Asimismo, la generación de dos grupos sociales opuestos que se pronuncian a favor y en contra de esta actividad, ha resquebrajado la organización comunitaria y no ha permitido lograr procesos de concertación para trabajar en torno a objetivos comunes.

Sin embargo, solamente con la intervención de la Autoridad Municipal en el 2012, se inicia el proceso de regularización de las minas, lo que ha tenido muchos tropiezos dadas las condiciones intensivas de explotación minera y todas las actividades que se han generado alrededor de las mismas. La explotación ilegal y anti-técnica realizada no tiene parámetros de medición de daños al paisaje, al ambiente y a los ecosistemas de la zona. La acumulación del material denominado “cocodrilo” ha incidido en la interrupción de los cursos de agua, contaminación del río Monjas y erosión pronunciada dado el material arenoso del suelo.

El Plan de Mitigación de Riesgos representó un proceso de cambio en los parámetros de concepción de la actividad, desde la óptica de los distintos actores. Por un lado, la sensibilización de la población frente a los riesgos generados, el fortalecimiento de las organizaciones de segundo grado, el conocimiento de sus deberes y derechos y la

---

<sup>2</sup> COGENINPA, realiza los estudios de evaluación de impacto ambiental determinando los componentes afectados por la actividad.

formulación de un plan de gestión ambiental local, el cual ha sido asumido para su ejecución por la autoridad competente, contribuirá efectivamente al manejo adecuado de los pasivos ambientales y a la recuperación y rehabilitación de espacios degradados.

## **CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

Se ha generado un proceso de concertación y de reconocimiento de los derechos y deberes relacionados con las responsabilidades sociales y ambientales de cada uno de los actores, dando lugar a un modelo de gestión que como referencia va a ser replicado en otros lugares de la ciudad, donde existen canteras.

La Constitución señala el principio de tener derecho a vivir en un ambiente sano, que ha sido reconocido por las comunidades a través del fortalecimiento organizacional, para constituirse en actores proactivos que lideren los procesos de cambio que demanda sus comunidades.

Las comunidades de Rumicucho, Tanlahua y Caspigasí están conscientes sobre los riesgos generados por la actividad minera, y están construyendo procesos sociales que permitirán la ejecución del Plan de Gestión Ambiental con el apoyo de las autoridades locales.

La Institucionalización de proyecto en la AZLD MDMQ, Área Ambiental, POA 2013 y la ejecución de planes de gestión ambiental constituyen un logro importante para generar iniciativas determinantes en el cambio de la problemática ambiental, social y económica.

El proceso de consolidación de la responsabilidad social de los mineros y las empresas mineras está en proceso, por un lado determinado por los procedimientos adecuados para la explotación minera y, por otro lado, con la regularización y el cumplimiento de la normativa ambiental, que generarán procesos de cambio en la afectación al ambiente y a la población.

## **BIBLIOGRAFIA**

Argüello, A. (2013). Proyecto Riesgos Antrópicos Generados por la Actividad Minera. *Vinculación con la Colectividad*. Quito: Universidad Tecnológica Equinoccial.

Argüello, A., Cantos, E., & Aguirre, B. (2012). Guía de Mitigación de Riesgos generados por la Actividad Minera en la Mitad del Mundo.

COGENINPA . (2005). Estudio Ampliatorio Integral de Evaluación Ambiental para las Zonas de Explotación de Materiales de Construcción en San Antonio de Pichincha. . Quito: Ministerio de Energía y Minas.

## **B.6.O. Atractivos turísticos naturales en el sector Gandoca, Refugio nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo, Limón, Costa Rica.**

Karla Rojas Jiménez<sup>1</sup> (karoji10@gmail.com), Nicllen Rodríguez Rojas<sup>1</sup> y Lilliana Piedra Castro<sup>2</sup>.

<sup>1</sup>Maestría en Manejo de Recursos Naturales y Tecnologías de Producción, Instituto Tecnológico de Costa Rica, <sup>2</sup>Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional.

### **RESUMEN**

La planificación del espacio físico es un elemento que contribuye con el desarrollo socioeconómico. Dentro de este proceso, la determinación de los atractivos ecoturísticos en áreas silvestres protegidas de carácter mixto es fundamental para orientar los usos permitidos y la gestión comunal. Este trabajo pretendió identificar los atractivos turísticos naturales en el sector Gandoca, del Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo, Limón, Costa Rica. Para lo cual se realizó un taller participativo con diversos sectores comunales y miembros de la administración del refugio. Adicionalmente se realizaron recorridos de campo, visitas guiadas por los miembros de la comunidad y la validación de los atractivos con la participación de informantes claves. Se consideraron como atractivos ecoturísticos elementos paisajísticos, avistamientos de flora y fauna, islas, accidentes geográficos entre otros. Cada uno fue georeferenciado y se caracterizó basado en la metodología propuesta por el Instituto Costarricense de Turismo (ICT). Se determinó la presencia de los siguientes tipos de atractivos: costa, montaña, laguna costera, manglar, cativales, avistamientos de vida silvestre con énfasis en tortugas marinas, entre otros. En el tema de tortugas marinas, la más importante para avistamientos es la tortuga baula. De estos atractivos el que resultó ser más importante o valorado fue el avistamiento de flora y fauna. El atractivo que obtuvo la mayor jerarquía (4) fue avistamientos de flora y fauna en tanto que el que obtuvo la menor jerarquía (1) dentro de los cuales se encuentra las playas y los senderos. El atractivo más importante para la comunidad fue el avistamiento de tortugas marinas seguidas de la laguna. Se concluye que en este sector hay 13 tipos de atractivos naturales y que la actividad turística ha estado centrada en la tortuga baula. Estos elementos identificados deben ser incorporados en una propuesta de gestión que promueva el desarrollo local.

**Palabras claves:** Gandoca, atractivos turísticos, turismo, participación comunitaria, Costa Rica.

El ecodesarrollo es la política oficial de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) que se basa en el hecho de que la calidad del medio ambiente no puede mejorarse si hay pobreza y que la forma de lograr un desarrollo es creando condiciones de vida adecuada en los países subdesarrollados; esta idea se inició a partir de la Conferencia de Estocolmo (1972) donde se creó el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (OMT, 2000). Posteriormente, el concepto de la conciencia ambiental se desarrolló tomando como base lo propuesto en la Conferencia de Río de Janeiro en 1992 dando surgimiento a nuevos conceptos de desarrollo sostenible (Salazar, Pinchansky, & Acevedo, 2002).

Costa Rica se caracteriza por presentar diferentes contrastes naturales que lo han convertido en un destino turístico del neotrópico. Estos atractivos van desde las cordilleras centroamericanas donde se observa una gran cantidad de volcanes, hasta las dos largas costas que hacen que el país cuente con gran cantidad de playas y otros atractivos costeros, además de las áreas protegidas que cubren alrededor del 27% del país en diferentes categorías de manejo (Vargas, 2006).

Esto hace que sea inevitable reconocer el papel e importancia que tienen las áreas protegidas como focos de atracción turística, donde estos representan una fuente de recursos, un servicio público y una forma de obtener respaldo social de cara a la conservación (Quesada, 2000). Además es importante señalar que el turismo como tal se desarrolla en áreas que tienen sus propios límites produciendo en algunos casos daños muy graves o irreversibles causados por prácticas inadecuadas, por lo que se ha desarrollado el concepto de turismo sostenible con el fin de prevenir al máximo los posibles efectos que se puedan causar. Como tal, el turismo sostenible hace referencia al proceso que permite el desarrollo sin degradar o agotar los recursos que hacen posible el mismo desarrollo además, toma en cuenta dentro del término sustentabilidad aspectos económicos, socioculturales y medioambientales (UMP, 1996).

Estos factores se pueden determinar por diferentes métodos como lo es la geografía del turismo y la geografía turística; como tal la geografía del turismo es el estudio de las relaciones que se dan entre el espacio y las actividades turísticas que pueden ser documentadas en mapas de diferentes escalas; por su parte, la geografía turística es el estudio que se realiza sobre la imagen turística, las variables demográficas y de migración turística, las funciones de producción turística y el impacto económico, social y ambiental del turismo (Alvarado & Miranda, 2011).

## MATERIALES Y METODOS

### Área de estudio

El Área de Conservación La Amistad Caribe (ACLAC) se encuentra entre los cantones de Talamanca y Limón, el cual es una región policultural, rica en biodiversidad y tradiciones donde conviven indígenas, latinos y descendientes de chinos y afro caribeños (ProAmbi, 1996). Es dentro de esta área que se encuentra el Refugio de Vida Silvestre Mixto Gandoca – Manzanillo fue creado en Julio de 1985 mediante el Decreto Ejecutivo 16614- MAF01 y fue declarado sitio RAMSAR el 11 de diciembre de 1995; forma parte del ACLAC (Weitzner & Fonseca, 2000).

El propósito principal de la creación del REGAMA fue proteger y conservar las poblaciones, hábitats y especies de flora y fauna presente en la zona, ya que además de ser una zona rica en playas arenosas, plataformas carbonatadas, entre otras características importantes; es en este refugio donde se encuentra el complejo arrecifal más extenso del país dentro del cual se encuentran manglares, pantanos y bosques con características y valor único. Así mismo, es un área de protección para especies en peligro de extinción como la danta, diversas especies de monos y felinos silvestres, el manatí y además es el único banco natural de ostión de mangle del país (MINAE, 1996).

## METODOLOGIA

El presente estudio se realizó de Febrero del 2013 hasta Agosto del 2013. Con la participación de la Asociación de Desarrollo Integral de Gandoca (ADIG), la Asociación MicroEmpresarial de Productores y Productoras Agropecuarias de Gandoca (ASOMIPAC), Asociación de Guías y Ecologistas de Gandoca y personal del SINAC se realizó un taller participativo donde los participantes completaron un formulario a partir del cual se identificaron los recursos naturales presentes en la zona.

A partir de la información recopilada, se realizaron recorridos guiados en campo con el fin de georeferenciar los recursos turísticos identificados mediante la utilización de los sistemas de posicionamiento global (GPS) para que sean debidamente ubicados en los mapas temáticos que permitan definir futuras rutas turísticas. Así mismo, para el análisis de la información se utilizó la metodología de la OEA (Alvarado S. M., 2007) la cual clasifica los recursos turístico en categorías, tipos y subtipos con el fin de tener la información necesaria para realizar un examen crítico de los recursos más relevantes y así establecer el interés turístico sobre bases objetivas y comparables asignándoles la jerarquía de importancia turística (Cuadro 1).

**Cuadro 4** Evaluación de Atractivos Turísticos de acuerdo a Jerarquías de la OEA.

<b>JERARQUÍA</b>	<b>DEFINICIÓN</b>
Jerarquía 5	Atractivos con rasgos excepcionales y gran significación para el mercado turístico internacional, capaz por sí solo de motivar una importante corriente de visitantes (actual o potencial).
Jerarquía 4	Atractivo excepcional capaz de motivar una corriente (actual o potencial) de visitantes nacionales o extranjeros, ya sea por si solo o en conjunto con otros atractivos contiguos.
Jerarquía 3	Atractivo con algún rasgo llamativo, capaz de interesar a visitantes de larga distancia que hubiesen llegado a la zona por otras motivaciones turísticas.
Jerarquía 2	Atractivo con interés, capaz de motivar corrientes turísticas regionales o locales.
Jerarquía 1	Atractivo sin méritos suficientes para considerarlos a nivel de las jerarquías anteriores pero que juegan un papel complementario, diversificado o potenciado al resto de los recursos.

Fuente: OEA, Citado por Alvarado (2007)

Además, se realizó el análisis de incidencia de los factores internos y externos para determinar la vocación turística de los recursos naturales identificados. Las puntuaciones para determinar la vocación turística de los recursos y atractivos turísticos se clasificó en alta entre los 1,4 y los 2 puntos; media entre los 0,7 y 1,3 puntos y baja entre 0 y 0,6 puntos.

Los factores internos que se evaluaron son: incidencia del tiempo atmosférico (relacionados a los cambios inducidos por la estacionalidad de lluvias y los efectos de la temperatura en las actividades turísticas), esfuerzo físico (toma en cuenta la duración del esfuerzo, tipo y complejidad requerida que demanda la actividad o atractivo), seguridad (toma en cuenta las características físicas del atractivo, construcciones y capacidad de respuesta para atender una emergencia), facilidades (valora la necesidad de contar con alguna facilidad extra como rotulación), dificultad de acceso (toma en cuenta las características topográficas para llegar al atractivo) y diversidad Interpretativa (valoran los temas de puedan sr desarrollados, complejidad, apoyo científico, etc).

Los factores internos que se evaluaron son: accesibilidad (valora el estado de las infraestructuras o caminos para llegar al recurso), conectividad (valora si el recurso está conectado con otro recurso importante), proximidad a centros emisores (cercanía con otras comunidades ó lugares importantes a partir de donde puedan venir los visitantes), singularidad (toma en cuenta la importancia del recurso turístico y si este como tal es capaz de atraer personas externas a verlo), información turística (toma en cuenta los lugares donde se puede obtener información de las actividades que se realizan en la zona) e importancia del recurso o atractivo (toma en cuenta la importancia del recurso para la conservación/ protección de los recursos y la comunidad).

## RESULTADOS Y DISCUSION

Desde el punto de vista turístico, la Organización Mundial del Turismo define las actividades turísticas como aquellas capaces de satisfacer las necesidades de los presentes turistas y de las regiones hospederas al mismo tiempo que protegen y mejoran las oportunidades para el futuro. Sin embargo esta filosofía viene acompañada de varias prácticas voluntarias que siguen recomendaciones realizadas por estudios previos y que se encuentran bajo el cumplimiento de la normativa nacional (Báez & Acuña, 1998). Tomando como base lo anterior se considera atractivo turístico aquellos recursos que son la motivación para el desplazamiento de los turistas de acuerdo a la clasificación propuesta por la OEA los cuales se clasifican en cuatro categorías donde la principal son los sitios naturales (Alvarado S. M., 2007). En el área de estudio se identificaron 10 atractivos turísticos, los cuales se clasifican dentro de 8 tipos de sitios naturales diferentes (Cuadro 3).

Descripción de los atractivos naturales:

**Playa Gandoca:** es una playa de fácil acceso, con arena negra, con una longitud de cerca de 11 km, rodeada de vegetación de playa como el coco (*Cocos nucifera*), la guaba salada (*Inga desnsiflora*), el majagüillo de playa (*Talipariti tiliaceum*) y el jícaro de playa (*Amphitecna latifolia*) y que conecta la localidad de Gandoca con Punta Mona y con la boca del río Sixaola. Esta playa es visitada por gran cantidad de personas de las comunidades aledañas y turistas nacionales debido a se puede pescar con cuerda desde la orilla. Entre los meses de Febrero y Agosto, esta playa se convierte en el lugar de anidación para la tortuga baula y la tortuga verde.

**Playita:** es una playa de arena blanca que presenta una piscina natural durante la marea baja, formada por un arrecife y que actúa como rompeolas. Los visitantes pueden nadar en ella. La playa tiene una longitud de 200 m y el acceso es de medio a difícil; este es afectado por la época del año (lluviosa-seca) y el estado del sendero. En ella anidan las tortugas Carey entre los meses de Febrero hasta Agosto.

**Punta Mona:** es un espacio natural que se ubica entre Manzanillo y Gandoca, en un accidente geográfico que sobresale en la línea de costa. Se puede llegar caminando o en lancha. Se caracteriza por tener arena blanca. Es un área donde se puede nadar y hacer snorkeling con seguridad. Se pueden observar tiburones nodriza (*Ginglymostoma cirratum*), peces como la damisela de cola amarilla (*Microspathodon chrysurus*), el cirujano azul (*Acanthurus coeruleus*) y la doncella payaso (*Halichoeres maculipinna*) así como los corales de fuego (*Millepora complanata*) y otros corales como *Siderastrea siderea*, *Diploria clivosa*, *Sylaster roseus*, entre otras.

**Río Gandoca:** es el río que alimenta la laguna el cual se encuentra rodeado de bosque primario y secundario. El inicio del río cuenta con formaciones pantanosas donde en ocasiones se pueden observar nutrias (*Lontra longicaudis*), y en las márgenes del río se pueden observar diferentes especies de hongos, crustáceos, mamíferos, reptiles y aves.

**Boca de Laguna de Gandoca:** es un área de fácil acceso. En este se permite la pesca con cuerda y es un lugar donde se puede admirar parte del manglar y la laguna de Gandoca. En ocasiones, se pueden observar los manatís cuando se encuentran cerca a la orilla de la playa, también se pueden observar cocodrilos (*Crocodylus acutus*) y aves acuáticas.

**Laguna de Gandoca:** es un espejo de agua de 1,2 km y posee una profundidad máxima de 12,5 m (MINAE, 1996). Es un área de aguas lentas, donde se puede observar flora y fauna relacionada a este tipo de hábitat, se pueden observar especies como el róbalo (*Centropomus pectinatus*), mojarra (*Gerres gala* y *G. melanopterus*), pargo (*Lutjanus* sp) y grandes bancos de ostra de mangle (*Crassostrea rizophorae*), varias especies de moluscos y crustáceos, entre otras especies de gran importancia en la zona. Además cuenta con ciertos lugares en donde los visitantes pueden nadar sin ningún peligro.

**Manglar de Gandoca:** es un área de bosque siempre verde, donde los visitantes pueden observar la vegetación característica de este tipo de bosque como el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle caballero (*Rhizophora racemosa*), el mangle botón (*Conocarpus erecta*) y otras formaciones vegetales así como su relación con la fauna y la laguna. También se puede observar vegetación asociada al manglar como el cativo (*Prioria copaifera*, Familia Caesalpinaceae), el sangrillo (*Pterocarpus officinalis*, Familia Fabaceae) y el yolillo (*Raphia taedigera*, Familia Arecaceae). Los monos congos (*Allouata palliata*) y los monos carablanca (*Cebus capucinus*) son fáciles de observar.

**Río Middle Creek:** es el río que limita el sendero de la Cativera. Es un área rodeada de bosque secundario, vegetación de playa como el coco (*Cocos nucifera*), la guaba salada (*Inga desnsiflora*), el majagüillo de playa (*Talipariti tiliaceum*) y el jícara de playa (*Amphitecna latifolia*). Es una zona donde el visitante puede nadar. En las márgenes del río se forman pantanos ocasionales donde se pueden observar nutrias (*L. longicaudis*).

**Sendero La Cativera:** es un sendero plano, de bosque secundario donde se pueden observar diferentes especies de flora y fauna. Es un rodal casi puro de cativo (*Prioria copaifera*) donde habitan la rana roja venenosa (*Oophaga pumilio*).

**Sendero a Manzanillo:** es un camino rústico que va entre la orilla de la playa y el bosque costero del refugio, cuenta con alrededor de cinco lomas de poca inclinación, con una gran diversidad de flora y fauna, así como miradores donde se pueden observar acantilados y otras playas.

**Sendero a Playita:** es un sendero pintoresco que va parte por la orilla de la playa Gandoca y otra por bosque secundario. Antes de llegar a la playa se debe de bajar una loma con una moderada inclinación, se puede observar diferentes especies de plantas monos, reptiles y anfibios.

**Boca del río Sixaola:** es una zona donde se permite la pesca con cuerda, rodeada de vegetación de playa. Para llegar se debe caminar sobre la playa Gandoca.

**Refugio Nacional de Vida Silvestre Mixto Gandoca – Manzanillo:** posee 9449 hectáreas, donde 5013 hectáreas representan la parte continental y las 4436 hectáreas restantes corresponden al área marina; su composición geológica forma parte del Cinturón deformado del norte de Panamá el cual incluye las cuencas sedimentarias de Limón y Bocas del Toro. El refugio se encuentra dividido en 15 zonas establecidas según las características físicas y de uso donde nueve pertenecen a zonas terrestres y seis a zonas marino costeras (Zamora-Trejos, 2006).

Así mismo se observa que la mayor jerarquía de los recursos se da para el atractivo Playa Gandoca y el menor valor de jerarquización se da a los senderos presentes en el área y a las playas (Cuadro 2).

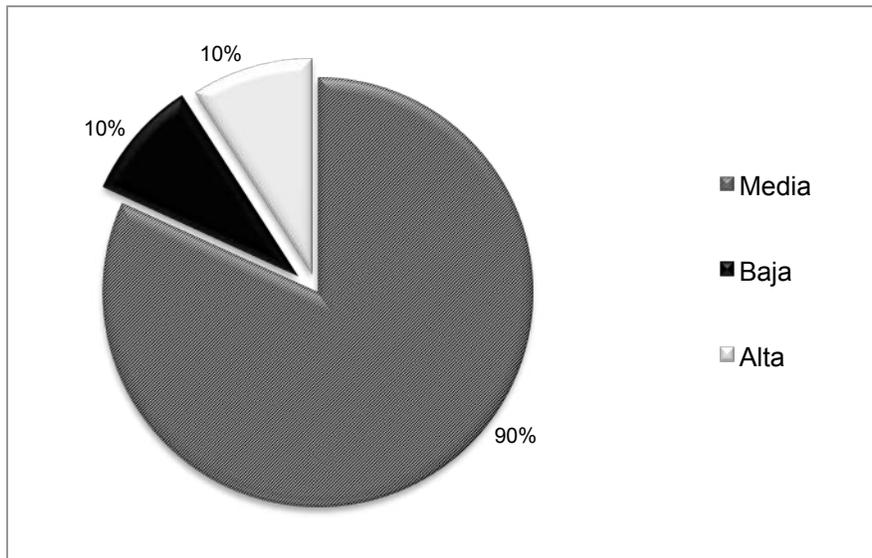
**Cuadro 5** Inventario, Categorización y Jerarquización de los Atractivos Turísticos Naturales del Refugio de Vida Silvestre Mixto Gandoca Manzanillo, Sector Gandoca.

CATEGORÍAS	TIPO	SUBTIPO (ATRACTIVO)	JERARQUIA
<b>Sitios Naturales</b>	1.1. Costas	Playa Gandoca	1
		Playita	1
		Punta Mona	2
		Boca de Sixaola	1
	1.2. Montaña	Manglar	3
		Sendero Cativera	1
		Sendero Manzanillo	1
		Sendero Playita	1
	1.3. Lagos, lagunas y esteros	Laguna de Gandoca	3
	1.4. Ríos	Río Gandoca	3
		Mini Creek	1
	1.5. Lugares de observación de flora y fauna	Laguna de Gandoca	3
		Punta Mona	2
		Senderos	1
		Playa (Temporada de tortugas)	4
	1.6. Lugares de caza y pesca	Playa Gandoca	1
		Boca de Laguna Gandoca	1
	1.7. Caminos pintorescos	Sendero a Manzanillo	1
		Sendero a Cativera	1
		Sendero a Playita	1
1.8. Parques Nacionales y Reservas de flora y fauna	Refugio Nacional de Vida Silvestre Mixto Gandoca-Manzanillo	4	

Los valores de la valoración de factores internos de los recursos turísticos del Refugio Nacional de Vida Silvestre Mixto Gandoca – Manzanillo en el sector de Gandoca muestran que el sendero Manzanillo es el más alto y que tanto Middle Cree y playa Gandoca durante el periodo de anidamiento de tortugas marinas mostraron los valores más bajos (Cuadro 3).

El 90 % de los recursos naturales turísticos tienen una vocación media (Figura 1), esto debido a que la mayoría obtuvieron un valor alto en el factor de incidencia del tiempo atmosférico, donde el cambio global es el principal responsable de este factor ya que genera cambios en los procesos naturales donde las más influyentes para esta zona es el cambio en las direcciones de las corrientes de aire y agua que hacen que los patrones de lluvia sean impredecibles; así como también cabe mencionarse el deshielo que hace que el nivel del mar aumente con lo cual se modifica las características y uso del suelo (Salazar, Pinchansky, & Acevedo, 2002). En segundo lugar se encuentra esfuerzo físico, siendo estos mismos factores los que hacen que un 10% de los recursos sean de vocación alta.

Los atractivos que cuentan con vocación turística baja representan un 10% son zonas alejadas, sin embargo de gran importancia ya que es un lugar muy utilizado por locales para movilizarse de Manzanillo a Gandoca y viceversa. La razón principal de que este atractivo sea de baja vocación se debe principalmente a la carencia de equipo, falta de inversión, infraestructura y personal que le de mantenimiento.



**Figura 8** Influencia de los factores internos de los recursos turísticos del REGAMA, sector Gandoca, REGAMA, Limón, Costa Rica.

**Cuadro 6** Evaluación de los factores internos de los recursos naturales presentes del sector Gandoca, REGAMA, Limón, Costa Rica.

RECURSO	VALOR PROMEDIO	INCIDENCIA	VOCACIÓN TURÍSTICA
Playa Gandoca	0,7	Media	Media
Playa Playita	1,2	Media	Media
Sendero Playita	1,2	Media	Media
Punta Mona	0,8	Media	Media
Boca de Sixaola	1,0	Media	Media
Manglar	1,0	Media	Media
Sendero Cativera	1,3	Media	Media
Laguna de Gandoca	1,0	Media	Media
Río Gandoca	1,0	Media	Media
Middle Creek	0,5	Baja	Alta
Sendero Manzanillo	1,5	Alta	Baja

Los valores promedio obtenidos de la valoración de factores externos de los recursos turísticos del Refugio Nacional de Vida Silvestre Mixto Gandoca – Manzanillo en el sector de Gandoca muestran que Middle Creek tiene el valor más alto en tanto que, Punta Mona presentó el valor más bajo (cuadro 4).

La vocación está dividida en 45 % vocación baja. La razón de que los factores externos se encuentren en estas categorías es principalmente debido a que es una zona muy alejada de centros emisores, de poca accesibilidad y conectividad con otras áreas; además existe una gran falta de información turística del área de estudio y las personas que han escuchado del lugar tienden a pensar que es un lugar donde solamente se desarrollan proyectos relacionados al desove de tortugas.

**Cuadro 7** Evaluación de los factores externos de los recursos naturales presentes del sector Gandoca, REGAMA, Limón, Costa Rica.

RECURSO	VALOR PROMEDIO	INCIDENCIA	VOCACIÓN TURÍSTICA
Playa Gandoca	1,3	Media	Media
Playa Playita	1,6	Alta	Baja
Sendero Playita	1,6	Alta	Baja
Punta Mona	0,6	Baja	Alta
Boca de Sixaola	1,7	Alta	Baja
Manglar	1,0	Media	Media
Sendero Cativera	1,6	Alta	Baja
Laguna de Gandoca	1,0	Media	Media
Río Gandoca	1,0	Media	Media
Middle Creek	1,9	Alta	Baja
Sendero Manzanillo	1,1	Media	Media

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Reconocer la importancia de otros atractivos turísticos como Punta Mona y la Playita.

Fomentar una oferta turística más diversificada que reduzca la presión sobre el recurso tortugas marinas.

Desarrollar un plan de oferta turística que oriente la gestión turística en este sector del refugio.

Es una zona que cuenta con atractivos turísticos variados que se pueden incluir dentro de la oferta turística.

Se establezcan los senderos y que se realicen los estudios de impacto ambiental pertinentes para evaluar la viabilidad de los mismos.

Los actores locales sigan actuando como los gestores turísticos apoyados del los funcionarios del área protegida.

## BIBLIOGRAFIA

- Alvarado, S. M. (2007). Propuesta de fortalecimiento del Producto Turístico Comunitarios en Costa de Pájaros. *Tesis de Maestría Desarrollo Comunitario Sustentable*. Puntarenas: UNA, Heredia. .
- Alvarado, S. M., & Miranda, A. P. (2011). Geografía turística Región Pacífico Central, Costa Rica. 14- 94. San José, Costa Rica.: Universidad Estatal a Distancia.
- Báez, A., & Acuña, A. (1998). Guía para las Mejores Prácticas del Ecoturismo. En T. & CAPAS., *Versión en inglés y español* (pág. 27). San José, Costa Rica.
- MINAE, M. d. (1996). Plan de Manejo del Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo. Limón, Costa Rica.
- OMT, O. M. (2000). Código Ético Mundial para el Turismo. *Madrid: OMT* , 59.
- ProAmbi. (1996). Plan de Manejo para el Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca-Manzanillo. . *Proyecto de fortalecimiento institucional del SINAC., Vol. I- II-III* , 360. San José- Costa Rica.: UCR- ProAmbi/ MINAE.
- Quesada, R. (2000). Elementos del Turismo. . San José, Costa Rica.: Editorial UNED. .
- Salazar, C. R., Pinchansky, C. S., & Acevedo, C. (2002). Casos Latinoamericanos de Cambio Climático y Desarrollo. *Copieco Press.* , 87- 180.
- UMP. (1996). El impacto de la conservación, áreas de recreo y turismo en el medio ambiente. . Valencia, España.
- Vargas, G. (2006). Geografía de Costa Rica. . San José, Costa Rica. : Editorial EUNED.
- Weitzner, V., & Fonseca, M. (2000). Cahuita, del conflicto a la colaboración en cultivar la paz: Conflicto y Colaboración en el Manejo de Recursos Naturales. . Canadá. : Daniel Bucles.
- Zamora-Trejos, P. (2006). *Ambientes Marino Costeros de Costa Rica. Comisión Interdisciplinaria Marino Costera de la Zona Económica Exclusiva de Costa Rica, Informe Técnico. Capítulo III. Manglares*. San José, Costa Rica.: V. Nielsen-Muñoz; M.A. Quesada-Alpízar CIMAR-CI-TNC. .

## **B.7.O. Rizofiltración de residuos acuosos contaminados por plomo usando *Nicotiana tabacum***

### **Rhizofiltración of Pb from aqueous waste using *Nicotiana tabacum***

Mariano F. Candelario-Torres<sup>1</sup>, Ulrico J López-Chuken<sup>1,\*</sup>, Ricardo Gómez-González<sup>2</sup>, Evangelina Ramírez-Lara<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Investigación en Ciencias Ambientales (LICA), <sup>2</sup>Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ciencias Químicas (FCQ), Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL). México.

T: +52 (81)8329-4000 ext. 6360.

[marianofct@gmail.com](mailto:marianofct@gmail.com), [\\*ulrico.lopezch@uanl.mx](mailto:ulrico.lopezch@uanl.mx), [rgomezfcq@gmail.com](mailto:rgomezfcq@gmail.com), [evangelina.ramirez@uanl.edu.mx](mailto:evangelina.ramirez@uanl.edu.mx).

## **RESUMEN**

El plomo (Pb) es un metal pesado comúnmente presente en aguas residuales que puede representar un grave riesgo a los ecosistemas y la salud humana aun a bajas concentraciones. Los elevados costos de algunos métodos fisicoquímicos para remover metales pesados del agua, motivan la búsqueda de nuevas tecnologías económicas, eficientes y sustentables. Entre estas, surge en años recientes la rizofiltración como una opción viable para absorber, acumular o biotransformar metales utilizando plantas acuáticas o terrestres, además de presentar la ventaja de minimizar residuos acuosos por evapotranspiración. Es por esto que el presente trabajo consistió en la remoción de Pb de agua contaminada ( $120 \text{ mg Pb L}^{-1}$ ) a niveles superiores establecidos por la normatividad mexicana utilizando tabaco (*Nicotiana tabacum*) fertilizado por vía raíz o vía foliar en un prototipo de sistema hidropónico de flujo continuo.

Tras 10 días de tratamiento, los resultados indicaron que se logró un promedio de remoción de 93.1 % de Pb en la solución contaminada. En general, el tabaco mostró buena tolerancia al Pb en solución con acumulación superior a  $50,000$  y  $1100 \text{ mg Pb kg}^{-1}$  en raíces y tallo, respectivamente. Además, la acumulación de Pb resultó mayor en plantas expuestas al Pb en forma no complejada en solución (*i.e.* cuando se aplicaron nutrientes por vía foliar) confirmando al ion libre  $\text{Pb}^{2+}$  como la especie química mayormente biodisponible para las plantas. Finalmente, los datos obtenidos experimentalmente se ajustaron utilizando 2 modelos (Michaelis-Menten y exponencial) para explicar la acumulación de Pb en las plantas.

**Palabras clave:** Fitorremediación, fitofiltración, metales pesados

## ABSTRACT

The presence of heavy metal ions, especially lead (Pb) in the environment is of major concern due to their toxicity to many life forms. The removal of heavy metals in effective and sustainable manners from water and wastewater is, thus, ecologically very important. There are several reported and established technologies for the recovery of metals from wastewater, which include chemical precipitation, flotation, biosorption, electrolytic recovery, membrane separation, adsorption on minerals or activated carbon. In spite of the prolific use of such technologies of removing heavy metals from water, cost may be expensive if large volumes and high clean-up standards are involved. In our study, we propose *rhizofiltration* (using tobacco, *Nicotiana tabacum*) as a sustainable metal removal technology for moderately polluted water, given the advantage that living plants are natural solar driven pumps, which can extract and concentrate particular elements from the environment.

A set of experiments were conducted in a rhizofiltration system with tobacco plant roots immersed in flowing contaminated water ( $120 \text{ mg Pb L}^{-1}$ ) to evaluate the Pb removal capacity of *N. tabacum* as affected by the fertilization type (dissolved in water or foliar addition). After 10 days of plants exposure to experimental conditions, results showed an average Pb removal of 93.1 % from solution by plants. In general, tobacco showed good tolerance to Pb with accumulation values over 50,000 and 1,100  $\text{mg Pb kg}^{-1}$ , for roots and shoots respectively. Lead accumulation resulted consistently greater in plants exposed to foliar fertilizer (i.e. uncomplexed Pb form), indicating the free ion  $\text{Pb}^{2+}$  to be the most influential chemical specie for Pb phytoavailability in tobacco plants. Finally, the experimental data obtained were evaluated and fitted using a Michaelis-Menten and exponential models.

**Keywords:** Phytoremediation, phytofiltration, heavy metals.

## INTRODUCCION

El incipiente crecimiento urbano e industrial ha acrecentado la generación de contaminantes de naturaleza física, biológica y química que al presentarse en diferentes estados (sólidos, líquidos y gases), generan una alta presión sobre los recursos naturales, afectando agua, suelo y aire. Esto ha desarrollado una serie de problemas en materia de salud pública y ambiente, lo que convierte en un gran reto para la sociedad actual el buscar alternativas que reduzcan los problemas de contaminación.

Existen problemas de contaminación debido a descargas de agua residual en las redes de alcantarillado municipales y efluentes naturales (Subsecretaría de Protección del Ambiente y Recursos Naturales, 2010). Entre los principales contaminantes inorgánicos presentes en las descargas residuales se encuentran el plomo (Pb), zinc (Zn), cadmio (Cd), cobre (Cu), níquel (Ni), arsénico (As), cromo (Cr) y el mercurio (Hg). La presencia de estos metales es ambientalmente relevante debido a que aún a bajas concentraciones pueden ser tóxicos para la flora, fauna y la población. En sistemas biológicos el daño que causan los metales pesados es variado, dependiendo de la forma química del metal, la vía de entrada, tiempo de exposición y la concentración en que se encuentra (Moreno, 2003). El Pb es uno de los metales que más afectan a la salud de la población debido a sus efectos en el sistema nervioso y como carcinogénicos a nivel renal, óseo y en la sangre cuando ingresa al organismo, aún a bajas concentraciones (Nordberg, 2001). El Pb además se caracteriza por ser un metal que forma complejos químicos estables de rápida precipitación, lo cual dificulta su remoción de matrices contaminadas (Oren, Tzin, Tel-Or, & Zamski, 2004).

La eliminación de metales pesados de residuos acuosos puede realizarse por métodos físicos, químicos y fisicoquímicos (e.g. coagulación (El Samrani, Lartiges, & Villieras, 2008), intercambio iónico (Dabrowski, Hubicki, Podkościelny, & Robens, 2004), osmosis inversa (Ning, 2002), microfiltración, adsorción (Ritchie, Kissick, Bachas, Sikdar, Parikh, & Bhattacharyya, 2001), carbón activado (Babel & Kurniawan, 2003), sin embargo, los altos requerimientos tecnológicos (y de costo) comúnmente asociados a estas técnicas (Robinson, McMullan, Marchant, & Nigam, 2001), han conducido al desarrollo de tecnologías alternativas recientes económicas y sustentables basadas en el uso de plantas (*i.e.* fitotecnologías ambientales) para la eliminación de metales pesados en efluentes (Schröder, y otros, 2007), (Arthur, y otros, 2005), (López-Chuken, U.J., 2012). Entre dichas técnicas destaca la rizofiltración (Dushenkov, Kumar, Motto, & Raskin, 1995) (a veces también llamada fitofiltración), que basa su funcionamiento en la eliminación de metales pesados por absorción, acumulación, biotransformación o precipitación y con la ventaja única de reducción de volúmenes de residuos acuosos (Candelario Torres, y otros, 2009).

Los procesos por los cuales las plantas extraen agua y nutrientes del sustrato son complejos de modelar debido a que se ven afectados por una gran cantidad de variables ambientales, químicas, físicas, biológicas y fisiológicas. Por esto, los modelos desarrollados para este fin, van desde los empíricos, como las redes neuronales (Qiao, Shi, Pang, Qi, & Plauborg, 2010), hasta los semiempíricos, donde se hace uso de modelos desarrollados para otros procesos biológicos, tales como el modelo de Monod y el de Michaelis-Menten, los cuales fueron inicialmente desarrollados para cultivos bacterianos y procesos enzimáticos, respectivamente (Lordache, Ion, & Pohoata, 2009), (Silberbush & Ben-Asher, 2001). Por último están los modelos fenomenológicos, los cuales utilizan ecuaciones de transferencia de masa con modelo semiempíricos para describir el proceso, como lo son el modelo de Richards para difusión de los nutrientes (Mathur & Rao, 1999), (Simunek & Hopmans, 2009), o los basados en cinéticas de reacción (Savvas, Chatzieustratiou, Pervolaraki, Gizas, & Sigrimis, 2008) (Savvas, Mantzos, Barouchas, Tsirogiannis, Olympios, & H.C., 2007).

Actualmente la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León cuenta con el Departamento de Medio Ambiente y Seguridad en cual dentro de su programa de Manejo y Control de Residuos de Laboratorios, se encarga de la clasificación, recolección y disposición final de desechos peligrosos generados por la misma institución entre estos residuos destacan los contenidos en los contenedores de Sustancias Tóxicas Inorgánicas en el cual se identificaron concentraciones importantes de Pb( $\approx 120 \text{ mg L}^{-1}$ ) durante un estudio realizado en Febrero 2010, (Candelario Torres, y otros, 2009) . Por lo cual se invierte una importante suma para la disposición de los aproximadamente 1,000 a 1,200 L año<sup>-1</sup> de residuos acuosos ricos en metales pesados que se generan en los laboratorios de servicios, enseñanza e investigación que están dentro de la facultad.

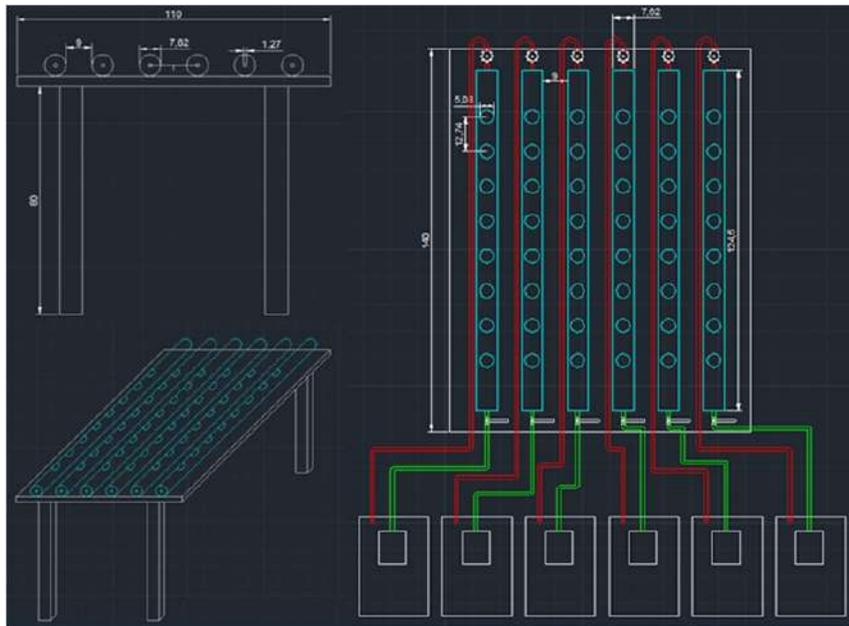
## METODOLOGIA

Caracterización de metales en los residuos líquidos generados en la Facultad. Esto se realizó mediante análisis por Espectroscopia de Absorción Atómica (EAA) para la identificación y cuantificación de metales pesados en el contenedor de Sustancias Tóxicas Inorgánicas (Ei) del Almacén Temporal de Residuos Peligrosos de la FCQ.

Se identificaron y cuantificaron los principales metales pesados (Cr, Cd, Cu, Zn, Ni, Pb, Hg y As) presentes en residuos acuosos de laboratorio reales mediante análisis por EAA. Esta caracterización se realizó a una muestra compuesta de 20 L tomada de 4 contenedores de 200 L (5 L cada uno). Con el fin de asegurar resultados homogéneos y representativos.

Se diseñó y construyó un prototipo de sistema hidropónico para la prueba de rizofiltración. Este módulo tiene una capacidad para realizar 6 experimentos de forma simultánea con 8 réplicas cada uno (Imagen 1). Cada unidad experimental se construyó de 124 cm de largo y con un diámetro interno de 7.62 cm y con 8 orificios de 2.54 cm de diámetro uniformemente espaciados para colocar cada planta. Cada unidad experimental se mantuvo a un nivel de un 80% de capacidad del tubo (5 L).

Cada unidad experimental fue suministrada de su respectiva solución por medio de una bomba de inmersión contenida en un contenedor plástico lleno con otros 5 L de solución.



**Imagen 1** Diagrama general del prototipo de módulo hidropónico para rizofiltración de metales pesados.

El transporte de la solución se realizó por medio de mangueras de 214 cm de largo con un diámetro interno de 1.27 cm en las cuales en la parte intermedia se colocaron válvulas de 0.63 cm de diámetro para controlar la presión de entrada de la solución hacia cada tubo. Mientras que en la parte final de cada tubo se colocaron válvulas iguales para controlar la salida de la solución utilizando mangueras de 101.6 cm de largo con un diámetro interno de 1.27 cm las cuales retornaban la solución al contenedor original, manteniendo así una continua recirculación (Imagen 2). El flujo para los módulos se mantuvo en alrededor de  $1.66 \text{ L min}^{-1}$  durante la duración del experimento. Todas las uniones de manguera y válvulas y tubos se mantuvieron libres de filtraciones por medio del uso de cinta teflón, abrazaderas metálicas y silicón.



**Imagen 2** Vista del módulo hidropónico en el cuarto iluminado previo al trasplante e inicio del experimento.

Con el fin de evaluar la capacidad de *N. tabacum* para remover Pb de medios acuoso, se diseñaron los tratamientos descritos en la Tabla 1. Las plantas sometidas a los tratamientos se encontraban en una fase madura de crecimiento y una vez en el módulo experimental, les fueron adicionados los nutrientes necesarios por dos formas: disueltos en solución (tratamientos TX1 y TX3) o por vía foliar (tratamientos TX2 y TX4). El tratamiento TX5 se utilizó como un control donde las plantas fueron expuestas a Pb en solución sin suplementación de nutrientes y el tratamiento TX6 fue diseñado como blanco (sin plantas), para evaluar la remoción de Pb de la solución debido a adsorción durante su flujo por el sistema de tratamiento. El volumen total inicial de solución experimental que fluyó por cada unidad experimental (tubo) fue de 10 L (5 L en cada tubo y 5 L en cada contenedor). El Pb se aplicó como  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ , a una concentración de  $120 \text{ mg L}^{-1}$ , debido a ser una concentración similar a la encontrada en el análisis de residuos líquidos del contenedor Ei (Tabla 3).

**Tabla 5** Diseño experimental

Tratamiento		Plantas
TX1	Plomo $120 \text{ mg L}^{-1}$ + Solución nutritiva L-C	√
TX2	Plomo $120 \text{ mg L}^{-1}$ + Fertilizante foliar	√
TX3	Solución nutritiva L-C	√
TX4	Fertilizante foliar	√
TX5	Plomo $120 \text{ mg L}^{-1}$	√
TX6	Plomo $120 \text{ mg L}^{-1}$	O

√: indica presencia de plantas en el experimento. O: sin plantas. Solución nutritiva L-C a concentración 1/5x. Fertilizante foliar

El tratamiento TX2 (Pb + fertilizante foliar) fue diseñado específicamente para evitarla formación de complejos del Pb en solución que pudieran limitar la fitodisponibilidad del Pb. Esto se muestra en la modelación de la especiación de Pb de la Tabla 2, donde para los tratamientos con Pb libres de solución nutritiva, el Pb se mantuvo casi en su totalidad en su forma más biodisponible ( $\text{Pb}^{2+}$ ) (López-Chuken, Young, & Guzmán-Mar, 2010), mientras que en la solución suplementada con solución L-C (1/5x), el  $\text{Pb}^{2+}$  representó solo un 75%, con el 25% restante en forma de complejos. La comparación en la especiación del Pb entre los tratamientos con y sin solución L-C se realizó con el modelo de especiación química y saturación mineral VisualMINTEQ 2.61 (Gustafsson, 2009). Además, VisualMINTEQ ver. 2.61. fue utilizado para calcular el equilibrio en la composición de la solución nutritiva L-C con respecto a la formación de complejos incrustantes (sobresaturados). VisualMINTEQ ver. 2.61 es la versión para Microsoft Windows del modelo MINTEQAQ2, el cual es un modelo de especiación de equilibrio geoquímico para sistemas acuosos. El modelo calcula el índice de saturación (IS), expresado como  $\text{IS} = \log \text{IAP} - \log \text{K}_s$ . En donde, el IS es el índice de saturación a  $25^\circ\text{C}$ , IAP es el producto de actividad del ion en la reacción mineral-agua y  $\text{K}_s$  es el

producto de equilibrio de solubilidad del mineral. Para el presente estudio, el IS fue usado para identificar la posible precipitación del Pb en la solución L-C. Cuando los valores de IS son menores a cero, el compuesto en la solución se considera subsaturada (o corrosiva) con respecto al mineral. Un IS con valor positivo indica sobresaturación (o carácter incrustante) y un potencial para que el mineral precipite. Un IS con valor a cero muestra saturación en estado de equilibrio.

**Tabla 6** Especiación del Pb bajo la influencia de los componentes de la solución nutritiva L-C a la concentración utilizada en el módulo experimental (1/5x). Modelación utilizando VisualMINTEQ 2.61.

TX1 (Pb 120 mg L <sup>-1</sup> + Solución Nutritiva L-C 1/5x)		TX2, TX5y TX6 (solo Pb 120 mg L <sup>-1</sup> )	
% en solución	Especie química	% en solución	Especie química
75,0	Pb <sup>2+</sup>	99,4	Pb <sup>2+</sup>
0,09	PbOH <sup>+</sup>	0,55	PbNO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
0,01	PbCl <sup>+</sup>		
13,4	PbSO <sub>4</sub> (aq)		
0,11	Pb(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup>		
6,53	PbNO <sub>3</sub> <sup>+</sup>		
0,09	Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (aq)		
1,14	PbH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>+</sup>		
0,19	PbHPO <sub>4</sub> (aq)		
3,42	PbEDTA <sup>2-</sup>		
0,02	PbHEDTA		

El fertilizante foliar adicionado en los tratamientos TX2 y TX4 se aplicó 2 veces por día durante el periodo experimental por medio de aspersión en la superficie de las hojas hasta humedecer y evitando escurrimientos. Los experimentos se corrieron durante un periodo de 10 días.

Con el fin de estimar la pérdida en volumen de la solución experimental, ya sea por evaporación o evapotranspiración, el volumen original por unidad experimental no fue rellenado durante los 10 días de duración del experimento. Se realizaron tomas de muestras de solución cada día (9 mL) para análisis de Pb. El experimento se realizó bajo condiciones semicontroladas en un cuarto acondicionado con 8 lámparas fluorescentes que proporcionaba de 120 luxes cantidad necesaria para la adaptación de

las plantas (Tregunna, Krotkov, & Nelson, 1966). El rango de temperatura durante la realización de los experimentos fue de 24 a 30 °C.

Luego de 10 días del montaje del experimento, las plantas fueron cosechadas. Se determinó el peso fresco de cada planta (tallo y raíz por separado). Los tallos y raíces se colocaron por separado en sobres de papel y se secaron en estufa aireada a 65°C por 72 h, para posteriormente determinar su peso seco.

La digestión de plantas se realizó colocando las muestras secas de tallos y raíces ( $\approx 1$  g) dentro de en matraces Erlenmeyer de 250 mL, previamente lavados y enjuagados con  $\text{HNO}_3$  (0.1M). A cada matraz se le agregaron lentamente 25 mL de  $\text{HNO}_3$  y se calentaron a 250 °C hasta obtener un volumen total de 3- 4 mL en plancha de calentamiento. La muestra digerida se dejó enfriar a temperatura ambiente, posteriormente se filtró con papel Whatman 40 y se aforó a 10 mL. Las muestras de solución de cada uno de los tratamientos se prepararon tomando 9 mL de solución y agregando 1 mL de  $\text{HNO}_3$ . Las muestras fueron almacenadas hasta su análisis.

Para el análisis de metales en planta (tallo, raíz) y solución se empleó un Espectrofotómetro de Absorción Atómica (GBC, 932 AA, E.U.A.) con flama de aire-acetileno y corrección de fondo con lámpara de deuterio.

El comportamiento de *N. tabacum* en cultivo hidropónico bajo las condiciones semicontroladas del presente proyecto se comparó aplicando dos modelos para describir los procesos por el cual las raíces de la planta absorben agua y remueven el Pb presente en la solución. Esta modelación se realizó utilizando: i) Michaelis- Menten (Silberbush & Ben- Asher, 2001), (Simunek & Hopmans, 2009) y ii) Cinética de reacción (Savvas, Chatzieustratiou, Pervolaraki, Gizas, & Sigrimis, 2008), (Savvas, Mantzos, Barouchas, Tsirogiannis, Olympios, & H.C., 2007).

Los datos experimentales de la solución y de las plantas fueron analizadas con una prueba de normalidad usando la prueba de Kolgomorov-Smirnov y posteriormente utilizando un ANOVA. La comparación de medias se realizó con la prueba de Tukey. Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software Assistat 7.6 Beta. Todos los tratamientos se realizaron por cuadruplicado. En las determinaciones se utilizaron blancos y estándares de referencia certificados, esto con el fin de asegurar la consistencia de los datos.

## RESULTADOS

La Tabla 3 muestra los principales metales presentes en solución en el contenedor de sustancias tóxicas inorgánicas (Ei) de la FCQ, determinados por EAA.

**Tabla 7** Concentración promedio de metales pesados presentes en los contenedores de sustancias tóxicas inorgánicas (Ei) del Almacén Temporal de Residuos Peligrosos de la FCQ, UANL durante el segundo semestre del año 2010.

Tratamiento	(mg L <sup>-1</sup> )				
	Cd	Zn	Pb	Hg	As
		PM			
NOM-001		10			
NOM-002		6			
Residuos Acuosos	15.8 ± 0.97	352 ± 4.09	1203 ± 0.3	5.19 ± 0.1	15.2 ± 0.2

\*valores presentados como rangos. NOM-001: NOM-001-SEMARNAT-1996; NOM-002: NOM-002-SEMARNAT-1996. PM: promedio mensual, PD: promedio diario. Valores de residuos acuosos en promedio (n=3 ± EE).

En todos los casos, la concentración de dichos metales sobrepasaron los LMP de la NOM-001-SEMARNAT-1996 y de la NOM-002-SEMARNAT-1996. De los análisis realizados, destacaron por su mayor concentración el Zn, Ni y Pb. Dentro de estos, el Pb fue seleccionado para el presente estudio debido a la problemática ambiental que representa, por su alta toxicidad a nivel del sistema nerviosos en individuos aun a muy bajas concentraciones, y además, por su característica de formar complejos químicos estables de rápida precipitación lo cual dificulta su remoción del medio ambiente.

El desarrollo de *N. tabacum* al final de los 10 días de exposición de las plantas bajo las condiciones descritas a la solución hidropónica, presentó una marcada variabilidad en el peso fresco y seco de tallos y raíces los resultados, pero esta no fue significativa ( $P > 0.5$ ) (Tabla 4).

**Tabla 8** Parámetros de desarrollo vegetal, fitoacumulación de Pb y remoción de Pb por *N. tabacum* cultivada en un medio líquido enriquecido con Pb (120 mg L<sup>-1</sup>).

Planta		Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	Relación de la concentración en planta	Factor de bioconcentración L kg <sup>-1</sup>	Solución Acuosa (%)	Evapotranspiración total
Peso de Raíz (g)	Peso de Tallo (g)					
(TX1)		208,6 ± 13,4				
Pb						
+						
SN						
(TX2)		521,7 ± 76,4				
Pb						
+						
FF						

( T X 3 )	- - -	-- - -	- - -	78,6
S N				
( T X 4 )	- - -	-- - -	- - -	82,5
F F				
( T X 5 )	1 7 7 9 5 ± 9 2 4	≤ 0, 0 5	9 6 , 3	94,6
P b				
( T X 6 )	- - -	-- - -	< 0 . 0 1	4,00
P b - 0				

\*

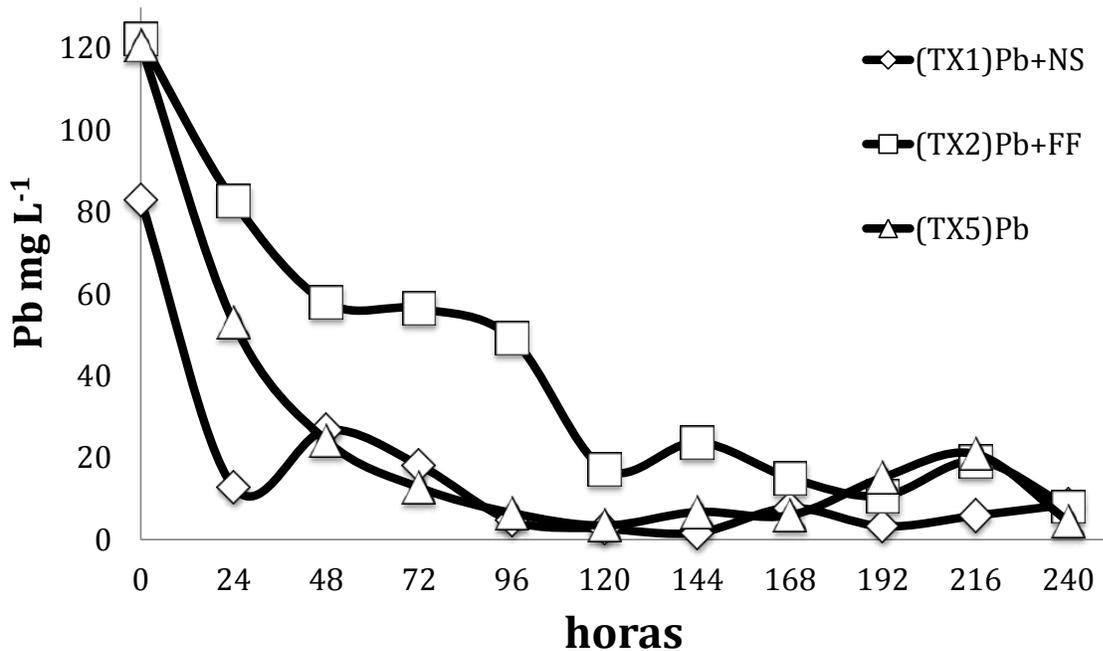
Resultados promedio ( $n = 4 \pm$  error estándar). *n.s.*: no significativo ( $P > 0.05$ ). \* significativo ( $P < 0.05$ ). \*\* significativo ( $P < 0.01$ ). SN: solución nutritiva L-C<sup>(41)</sup> a concentración 1/5x. FF: fertilizante foliar. Pb-O: Pb (120 mg L<sup>-1</sup>) sin plantas.

En la Tabla 4 es posible observar que en las plantas expuestas a Pb en solución, la acumulación de este metal en las raíces resultó entre un 20 a cerca de 100 veces mayor comparada con la concentración encontrada en los tallos. El alto factor de bioconcentración (FBC) de Pb obtenido en raíces y tallos (148 – 435 y 1.81 – 9.56, respectivamente) representa un aspecto fundamental en la tecnología de rizofiltración.

La mayor acumulación de Pb en tallos y raíces se presentó en el tratamiento TX2 (Pb + FF) (Tabla 4). se encontró que el factor de bioconcentración (FBC) en tallos y raíces resultó considerablemente mayor ( $\approx 4$  a 5 veces) en los tratamientos donde el ion Pb<sup>2+</sup> predominó en solución (TX2 y TX5) comparado con el tratamiento TX1, confirmando nuevamente al ion Pb<sup>2+</sup> como la especie metálica de Pb mayoritariamente biodisponible (Qiao, Shi, Pang, Qi, & Plauborg, 2010).

## Rizofiltración de Pb y evapotranspiración

La Figura 1 muestra la variación en la concentración de Pb en la solución experimental durante los 10 días de del experimento.



Figura

9Concentración de Pb en solución con volumen no ajustado, durante 10 días de exposición a plantas de *Nicotiana tabacum*.

Como se puede observar, una notable disminución en la concentración de Pb al final del experimento (89.7 a 96.3 %) fue alcanzada en los 3 tratamientos expuestos a plantas de *N. tabacum*; siendo más visible este decremento durante las primeras 120 horas del experimento, para en las posteriores 120 horas alcanzar un aparente equilibrio. Cabe recordar, que el volumen de solución inicial (10 L en total por tratamiento) no fue mantenido constante durante la duración del experimento, debido precisamente al objetivo de evaluar la minimización en el residuo acuoso por efecto de la evaporación y evapotranspiración en cada unidad experimental.

En cuanto a remoción de Pb de la solución, los tratamiento TX2 (Pb + FF) y TX5 (Pb-0) obtuvieron los mejores resultados (Tabla 4 y Figura. 1), como se explicó anteriormente, esto fue debido principalmente a la menor complejidad química del efluente tratado en ausencia de nutrientes.

## CONCLUSIONES

1. *Nicotiana tabacum* var. K326 demostró buena tolerancia a altas concentraciones ( $120 \text{ mg L}^{-1}$ ) de Pb en solución basado en la producción de biomasa de tallo y raíz ( $P > 0.05$ ) en los tratamientos experimentales,
2. La acumulación de Pb en el tabaco se presentó principalmente en las raíces: entre un 20 - 100 veces mayor que en los tallos, con un FBC de Pb de 148 – 435 y 1.81 – 9.56, para raíces y tallos, respectivamente.
3. Los tratamientos que presentaron la mayor acumulación y FBC de Pb en tallos y raíces fueron donde el Pb en solución se encontraba no acomplejado ( $> 99\%$  como  $\text{Pb}^{2+}$ ) (*i.e.* tratamientos TX2 (Pb + FF) y TX5 (Pb). Por lo contrario, el tratamiento con una mayor complejidad química (mayor número de especies químicas de Pb en solución) TX1 (Pb + SN), no solo presentó menor acumulación de Pb en las plantas ( $P > 0.05$ ), sino que afectó negativamente la translocación de Pb de las raíces al tallo.
4. En presencia de *N. tabacum*, se logró una notable disminución en la concentración de Pb al final del experimento (89.7 a 96.3 %), principalmente durante las primeras 120 horas del experimento.
5. Debido a su mayor tasa de evapotranspiración, el tratamiento TX5 fue el que resultó con la mejor capacidad de minimización de la solución tratada (94.6 % de efluente removido), aun cuando dichas plantas tuvieron una menor biomasa comparada con las plantas de los tratamientos TX1 y TX2, sugiriendo que la tasa de respiración, más que la biomasa, fue el principal regulador de la evapotranspiración.
6. Las concentraciones de Pb alcanzadas en las soluciones expuestas a *N. tabacum* al final del experimento fueron: TX1 ( $12.36 \text{ mg L}^{-1}$ ), TX2 ( $7.92 \text{ mg L}^{-1}$ ) y TX5 ( $4.44 \text{ mg L}^{-1}$ ); las cuales están por debajo de los LMP de la NOM-001-SEMARNAT-1996 para descargas en promedio diario ( $20 \text{ mg L}^{-1}$ ), y en el caso de TX2 y TX5, también por debajo del LMP en promedio mensual ( $10 \text{ mg L}^{-1}$ ).
7. La rizofiltración como tecnología emergente de tratamiento de efluentes contaminados por metales pesados necesita ser promovida especialmente en zonas rurales de países en desarrollo debido a su alto potencial de aplicación inmediata, versatilidad de uso bajo diferentes escenarios, bajo requerimientos tecnológicos y mantenimiento. Basado en los resultados prometedores del presente estudio, la rizofiltración representar una buena alternativa para contribuir desde lo local al cumplimiento a las Metas del Milenio de la ONU incluyen en su punto 7 “*Garantizar la Sostenibilidad del Medio Ambiente*” como un punto crítico.

**B.8.O. Evaluación de la calidad del agua superficial con potencial para consumo humano en la cuenca alta del Sis Iacán, Guatemala**  
**Assessment of surface water quality with potential for drinking at the upper basin of Sis Iacan, Guatemala**

Milton Leonel Chán Santisteban<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Profesor Titular del Centro Universitario del Sur Occidente, Universidad de San Carlos de Guatemala. miltonchan80@hotmail.com

## **RESUMEN**

La actividad antrópica genera aguas residuales y desechos que contaminan los cuerpos de agua, como consecuencia, éstos se ven amenazados con seriedad. En Guatemala el 70% de las fuentes de abastecimiento de agua de las ciudades son superficiales, hecho que en lo rural alcanza el 90%; estos ríos y los que tienen potencial para ese propósito, merecen atención especial en busca de la sostenibilidad del recurso.

En éste contexto, se seleccionaron tres ríos de la cuenca alta del Sis Iacán, de la vertiente del Pacífico de Guatemala, para evaluar la calidad del agua con fines de consumo humano. Dos de los ríos se utilizan para el abastecimiento de municipios y el tercero tiene potencial para ese propósito. En las tres microcuencas se desarrollan actividades agropecuarias y se asientan poblaciones urbanas y rurales.

La calidad del agua se evaluó en dos puntos de cada río, uno ubicado en la cabecera y otro en la desembocadura, durante un año. Las variables medidas fueron concentraciones de: nitratos, nitritos, sulfatos, hierro, cloro, manganeso, dureza, coliformes totales y coliformes fecales. Para el análisis de los parámetros químicos se aplicó el índice de contaminación del agua que es el promedio de los cocientes entre el valor observado y su respectivo límite máximo permitido.

Se aplicaron pruebas de hipótesis con niveles de confianza de 95% que determinaron índices de contaminación química, coliformes totales y fecales estadísticamente menores en los puntos ubicados en las cotas más altas en relación a sus pares en la desembocadura de cada río.

Se concluye que en los tres ríos existen aportes significativos de contaminantes químicos y microbiológicos. Aunque los niveles obtenidos de contaminantes químicos no comprometen la calidad del agua para su consumo, los aportes de microbios si lo hacen figurando como la principal amenaza para los recursos hídricos evaluados.

**Palabras clave:** Índice de contaminación química, contaminación microbiológica, agua para consumo humano, Sis Iacán.

## ABSTRACT

The human activity generates trash and wastewater that pollutes water bodies; as a result, they are threatened seriously. At Guatemala 70% of the water sources of cities are superficial, facts that in the rural reaches 90%; these rivers and those with potential for that purpose deserve special attention in search of sustainability of the resource.

In this context three rivers of the upper basin of Sis Iacán, on the Pacific coast of Guatemala, were selected to assess water quality for drinking. Two of the rivers are used for municipal supply and the third has the potential for it. In the watersheds of these rivers there are agricultural and livestock activities, also there are urban and rural populations.

Water quality was assessed at two points of each river for one year, one located in the head and one in the river mouth. The variables measured were concentrations of: nitrates, nitrites, sulfates, iron, chlorine, manganese, hardness, total coliforms and fecal coliforms. In the analysis of chemical parameters was applied water pollution index which is the average of the ratios between the observed parameters and regulated standard value.

Hypothesis tests were applied with confidence levels of 95% which showed that values of chemical pollution index, total and fecal coliforms were statistically lower in the points located in the highest levels in relation to their peers at the mouth of each river.

It has concluded that in the three rivers are significant contributions of chemical and microbiological contaminants. Although the level of chemical contaminants obtained does not compromise the quality of water for consumption, the contributions of microbes if they do appear as the main threat to the water resources evaluated.

**Key words:** Chemical pollution index, microbiological pollution, drinking water, Sis Iacán.

## INTRODUCCION

La actividad productiva del hombre y el consumo de agua de las poblaciones humanas generan aguas residuales y producción de desechos los que constituyen contaminantes que menoscaban la calidad del agua de los cuerpos superficiales. Sitios que han sido privilegiados con la disponibilidad de agua dulce aprovechable para diferentes usos corren peligro de limitar su potencial por la contaminación.

En Guatemala las fuentes que abastecen las poblaciones son aguas superficiales en 70 % en áreas urbanas y en 90% en el área rural (USAID, 1995). Por esta razón es importante monitorear la calidad de estas fuentes para identificar contaminantes e implementar acciones en busca de la sostenibilidad del recurso.

De acuerdo con el Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente e Instituto de Incidencia Ambiental (2006), los principales ríos de Guatemala se encuentran contaminados por microbios, elementos tóxicos y sedimentos cuyo origen principal son las descargas de los centros poblados.

González, Cabrera y Ayala (2006) afirman que los manantiales de agua utilizada para consumo humano requieren de protección física, sanitaria y desinfección; acciones que deben aplicarse a las fuentes superficiales que cumplen con ese propósito o tienen potencial para ello.

Para garantizar el uso sostenible del recurso hídrico es necesario conocer su comportamiento y respuesta ante diferentes intervenciones antrópicas, por lo que es necesaria la valoración de su calidad ante sus posibles usos (Gómez Marín, 2007).

La clasificación de la calidad de las aguas se basa en la comparación de datos de concentración de contaminantes medidos en campo contra valores límite establecidos en instrumentos legales. Los estándares de calidad para ríos y otros cuerpos de agua se definen de acuerdo a sus posibles usos (Herrera Murillo, 2009).

Para facilidad de interpretación y comparación temporal y espacial se utilizan índices de calidad de agua o bien índices de contaminación que consisten en una expresión matemática que representa a todos los parámetros valorados para evaluar el recurso hídrico y cuya aplicación es específica para cada región o fuente en particular (Samboni, Carvajal, & Escobar, 2007).

En el presente estudio se evalúa la calidad del agua de tres ríos de la cuenca alta del Sis Itán considerados con potencial para el consumo humano.

## METODOLOGIA

Para la evaluación se seleccionaron los ríos: Chitá, Ixconá-Sis y Sacobá, cuyas microcuencas se localizan en la cuenca alta del río Sis Iacán, sobre la vertiente del Pacífico de Guatemala entre las coordenadas: 14° 30' 29" y 14° 41' 23" latitud norte y 91° 28' 56" y 91° 31' 58" longitud oeste. Las aguas de estos ríos abastecen a poblaciones importantes como Zunilito y Mazatenango o presentan potencial para ello. Con base a las proyecciones del Instituto Nacional de Estadística (sf) para el año 2012, en el área del estudio habitaban 23,493 personas y otras 94,257 vivían aguas abajo.

En cada río se establecieron dos puntos de muestreo, uno ubicado en la cabecera y otro en la desembocadura. El monitoreo de los ríos se efectuó entre febrero de 2012 y enero de 2013, período en que se efectuaron once muestreos de agua en cada punto con una frecuencia mensual con excepción del mes de agosto de 2012.

Se realizaron análisis químicos y microbiológicos para valorar la calidad del agua. Los parámetros químicos medidos fueron concentraciones en miligramos por litro de: nitratos, nitritos, sulfatos, hierro, cloro, manganeso y dureza total. También se midieron parámetros microbiológicos: unidades formadoras de colonias por 100 ml de coliformes totales y de coliformes fecales. Los parámetros químicos se midieron por medio de análisis espectrofotométrico, a excepción de la dureza que se midió por el método de titulación EDTA. Para los análisis microbiológicos se aplicó la metodología de la membrana filtrante (Clesceri, 1998).

La calidad química del agua se ponderó por medio del índice de contaminación del agua (WPI) utilizado por Nikolaidis, Mandalos y Vantarakis (2008) y Milijašević, et al (2011) que es el promedio de la relación entre el valor observado ( $E_i$ ) y el límite máximo permitido ( $M_i$ ) del  $i$ -ésimo parámetro:

$$WPI = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{E_i}{M_i}}{n}$$

Para el efecto se usaron valores ( $M_i$ ) descritos en el cuadro 1.

Para las variables: índice de contaminación del agua (WPI), coliformes totales y coliformes fecales se efectuaron pruebas de hipótesis en las que se buscó demostrar que los valores obtenidos en los puntos de muestreo ubicados en las cabeceras de los ríos fueron menores a los encontrados en los puntos de muestreo ubicados en las desembocaduras respectivas. Para el efecto se aplicó una prueba de  $t$  de Student con un nivel de confianza de 95% por medio del programa GenStat Discovery Edition 4. En el caso de las variables de unidades formadoras coliformes totales y de coliformes fecales por 100 ml, los datos ( $x$ ) se transformaron con anticipación por medio de la función logarítmica:  $y = \log(x + 1)$ .

## RESULTADOS Y DISCUSION

En la figura 1 se aprecian los resultados de valores del índice de contaminación del agua (WPI) para los seis puntos muestreados entre febrero de 2012 a enero de 2013. En la misma se puede notar que en ningún caso el índice supera la unidad, lo que significa que no se superan los límites máximos permitidos establecidos por la Comisión Guatemalteca de Normas (2010) por lo que se puede considerar que con fines de consumo humano los cuerpos de agua no sufren alteración importante desde el punto de vista químico. Por otro lado, en la mayoría de mediciones se observó que el índice de contaminación fue mayor en los puntos de muestreo ubicados en las desembocaduras de los ríos Chitá, Ixconá-Sis y Sacobá en relación a sus respectivos puntos de observación ubicados en las cotas más altas.

En el cuadro 2 se detallan los resultados de las pruebas de hipótesis con un nivel de confianza del 95% para los índices de contaminación de agua (WPI), en los tres casos se encontró que los valores de los puntos de monitoreo ubicados en las partes altas fueron estadísticamente menores que los índices de contaminación obtenidos en la desembocadura de los ríos.

De éstos resultados se interpreta que existe aporte de contaminantes químicos en la parte alta del Sis Icán, sin embargo el mismo no es suficiente para las aguas de éstos ríos para consumo humano desde el punto de vista químico.

En relación a las mediciones de coliformes totales y de coliformes fecales se encontró contaminación por microbios, incluso en los puntos de muestreo ubicados en las cabeceras de los ríos. En los tres ríos se evidencian concentraciones mayores de coliformes totales y de coliformes fecales en las desembocaduras de los ríos al compararlos con las existentes en los puntos de muestreo ubicados en las respectivas cabeceras (figura 2).

Las pruebas de hipótesis (cuadro 2) demuestran que los niveles de unidades formadoras de colonias por 100 ml de coliformes totales son estadísticamente menores en los puntos de muestreo ubicados en las partes altas que los que se ubicaron en las desembocaduras de los ríos Chitá e Ixconá-Sis, con un nivel de confianza del 95%; mientras que para el caso del Sacobá no se evidenciaron diferencias estadísticas significativas. Por otro lado también se determinó que los niveles de unidades formadoras de colonias de coliformes fecales por 100 ml en los puntos de observación ubicados en las partes altas de los ríos fueron estadísticamente menores que las observadas en los puntos bajos para los tres casos con un nivel de confianza del 95%.

Estos resultados revelan que existen aportes significativos de contaminación fecal en los tres ríos lo que puede relacionarse con las poblaciones asentadas en las respectivas microcuencas, animales domésticos asociados a éstas así como a la actividad ganadera que se registra en las cuencas bajas de los tres ríos.

En las zonas de drenaje de las cabeceras de los ríos Chitá e Ixconá Sis no se asientan poblaciones, sin embargo se encuentra establecido café cuyo cultivo supone actividad

de personas en esas zonas así como de la fauna local. A partir de las proyecciones de población del Instituto Nacional de Estadística (sf) se estima que la cabecera del río Sacobá se asienta una población de 213 habitantes mientras que en las áreas de drenaje de las desembocaduras de los ríos Chitá, Ixconá Sis y Sacobá soportan a 7.735, 9.326 y a 6.432 habitantes respectivamente.

En ningún poblado existen sistemas de tratamiento de aguas servidas por lo que las mismas drenan en forma directa a las corrientes naturales, por otro lado la ganadería se desarrolla sin limitación alguna en cuanto al acceso de las reses a las fuentes de agua. Esta situación se refleja en los valores obtenidos de coliformes totales y de coliformes fecales los que constituyen los principales contaminantes de las fuentes de agua evaluadas y que las inhabilitan para su consumo sin tratamiento previo. La situación descrita pone el riesgo el potencial de éstas fuentes para consumo humano, ya que las poblaciones asentadas en las tres microcuencas presentan tasas de crecimiento que van de: 0.012 a 0.033 (INE, sf).

Evaluaciones efectuadas en ríos de cuencas altas en Colombia (Gómez Marín, 2007) y en Costa Rica (Leandro, Coto, & Salgado, 2010) encontraron que el principal factor que afecta a la calidad de sus aguas es la presencia de coliformes fecales mientras que las evaluaciones de parámetros químicos resultaron satisfactorias; situación similar a lo determinado en el presente estudio.

## **CONCLUSIONES**

Se concluye que en los ríos: Chitá, Ixconá-Sis y Sacobá; existen aportes significativos de contaminantes químicos y microbiológicos de origen fecal. Aunque los niveles obtenidos de contaminantes químicos no comprometen la calidad del agua para su consumo, los aportes de microbios si lo hacen por lo que es necesaria la desinfección del agua previo a su consumo. Al considerar la existencia de poblaciones crecientes en las tres microcuencas, la contaminación por microbios fecales es la principal amenaza para estos recursos hídricos.

## **AGRADECIMIENTOS**

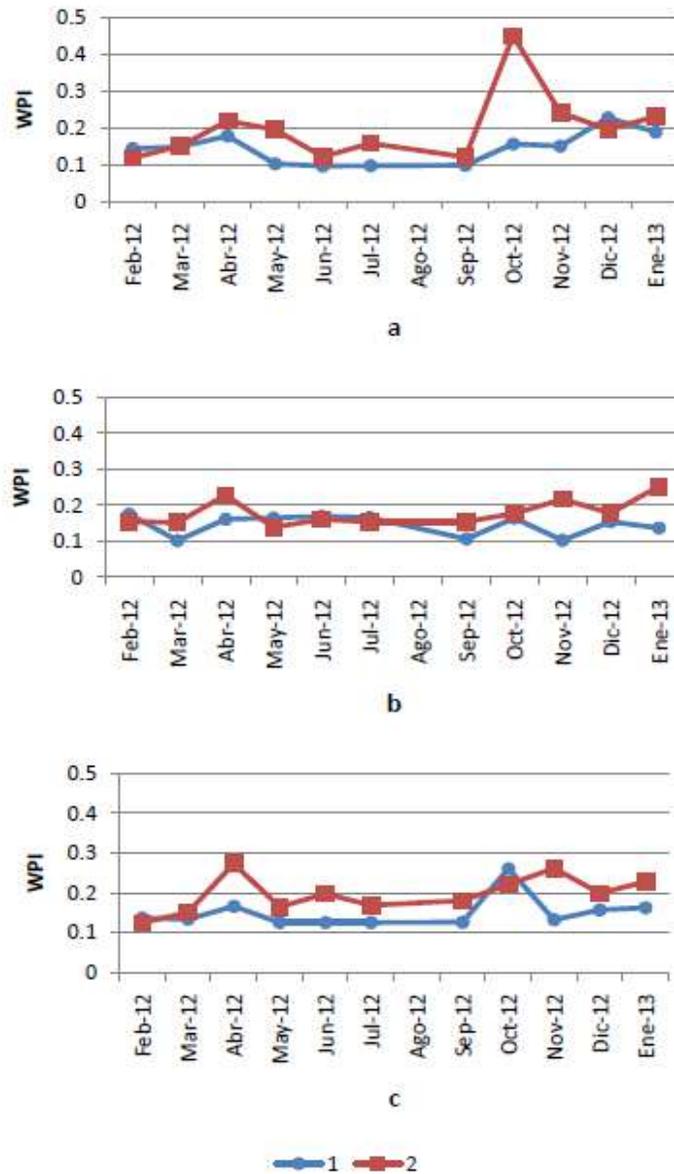
El autor expresa su agradecimiento a la Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología de Guatemala (SENACYT) por el financiamiento, al Centro Universitario del Sur Occidente de la Universidad de San Carlos de Guatemala por el apoyo logístico y respaldo al proyecto de investigación y a la Cooperación de los Países Bajos por el apoyo en las primeras etapas de la investigación a través del proyecto FIGAL.

Este artículo forma parte del tema de tesis del candidato a doctor Milton Leonel Chán Santisteban en el Programa de Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo (DOCINADE).

## BIBLIOGRAFIA

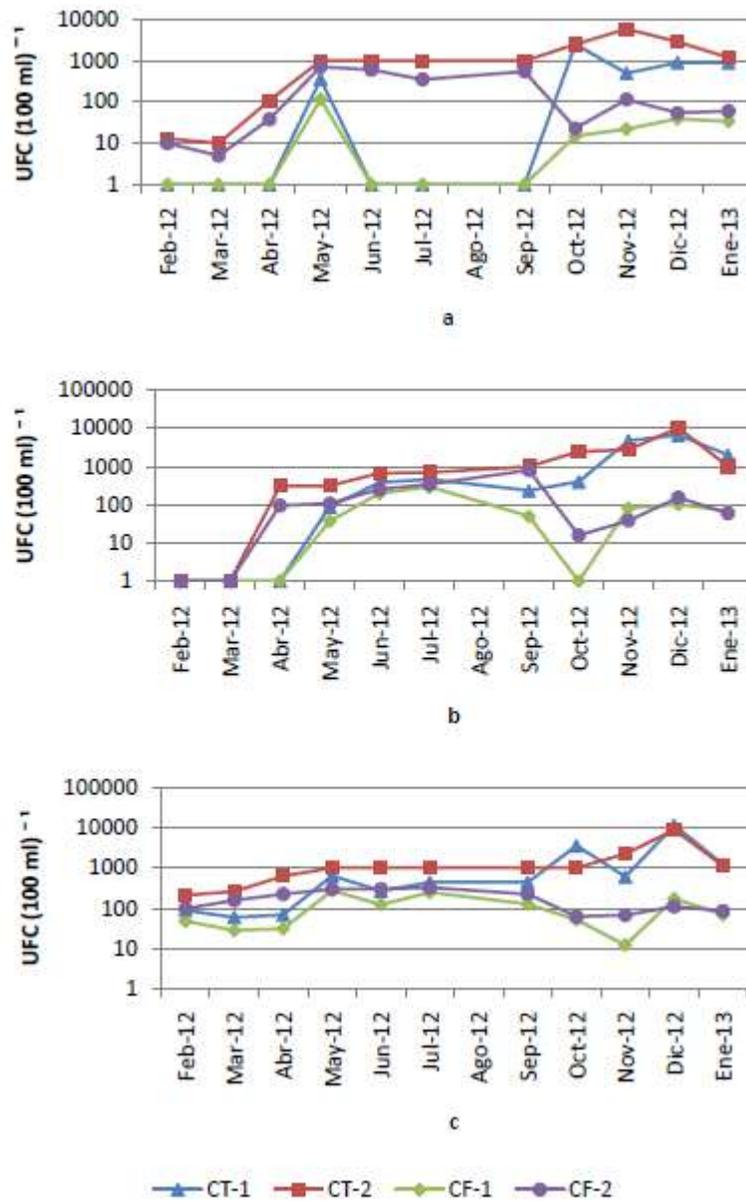
- Instituto Nacional de Estadística. . (s.f.). *Guatemala: estimaciones de población total por municipio período 2008-2020*. Obtenido de <http://www.ine.gob.gt/np/poblacion/>
- Clesceri, L. (1998). Standard methods for the examination of water and waste water. . *American Public Health Association*. United States.
- Comisión Guatemalteca de Normas. (2010). Agua para consumo humano (agua potable). Especificaciones. *Norma Técnica Guatemalteca COGUANOR NTG 29001*. . Guatemala: Ministerio de Economía.
- Gómez Marín, A. (2007). Calidad del agua en la parte alta de las cuencas Juan Cojo y el Salado (Girardota-Antioquia, Colombia). *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 60(1), 3735-3749.
- González Cortez, J., Cabrera González, A., & Ayala Gómez, J. (2006). Flujo, calidad del agua y uso potencial de los manantiales de la microcuenca Atécuaro, Morelia, Michoacán, México. . *Biológicas*, 8,31-46.
- Herrera Murillo, J. (2009). Aplicación de técnicas quimiométricas para clasificar la calidad del agua superficial de la microcuenca del río Bermúdez en Heredia, Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 22 (4), 75-85.
- Leandro, H., Coto, J., & Salgado, V. (2010). Calidad del agua de los ríos de la microcuenca IV del río Virilla. *Uniciencia*, 24, 69-74.
- Milijašević, D. (2011). Water quality assessment of the borska reka river using the wpi (water pollution index) method. *Archives of Biological Science*, 63(3), 819-824.
- Nikolaidis, C., Mandalos, P., & Vantarakis, A. (2008). Impact of intensive agricultural practices on drinking water quality in the evros region (ne greece) by gis analysis. *Environmental Monitoring and Assessment*, 143 (1-3), 43-50.
- Samboni, N., Carvajal, E. Y., & Escobar, J. (2007). Revisión de parámetros físico químicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27(3),172-181.
- USAID. (1995). Análisis del sector agua potable y saneamiento en Guatemala. . *Plan Regional de Inversiones en Ambiente y Salud*.

## ANEXOS



**Figura 10** Índice de contaminación del agua (WPI) en los ríos Chitá (a), Ixconá-Sis (b) y Sacobá (c).

Notas: 1 = Cabecera, 2 = Desembocadura



**Figura 11** Número de unidades formadoras de colonias por 100 ml de coliformes totales y de coliformes fecales en los ríos Chitá (a), Ixconá-Sis (b) y Sacobá (c).

Notas: CT-1= coliformes totales en la cabecera, CT-2 = coliformes totales en la desembocadura, CF-1 = coliformes fecales en la cabecera, CF-2 = coliformes fecales en la desembocadura.

**Cuadro 8** Límites máximos permisibles utilizados para los parámetros químicos evaluados.

Parámetro	Límite Máximo Permitido (mg l <sup>-1</sup> )
Nitratos (NO <sub>3</sub> )	50,0
Nitritos (NO <sub>2</sub> )	3,0
Sulfatos (SO <sub>4</sub> )	250,0
Hierro (Fe) <sup>1</sup>	0,3
Cloro (Cl)	250,0
Manganeso (Mn)	0,4
Dureza total	500,0

Fuente: Comisión Guatemalteca de Normas (2010)

Notas: <sup>1</sup> = Se utilizó el límite máximo aceptable ya no está definido un límite máximo permitido.

**Cuadro 9** Probabilidades determinadas en las pruebas de hipótesis para la comparación de índice de contaminación del agua (WPI), coliformes totales y coliformes fecales entre dos puntos de muestreo en tres ríos de la cuenca alta del Sis Iacán, Guatemala.

Río	Chitá	Ixconá-Sis	Sacobá
Índice de contaminación del agua (WPI)	0,032*	0,028*	0,004**
Coliformes totales (UFC( 100 ml) <sup>1</sup> )	0,001**	0,018*	0,052 <sup>ns</sup>
Coliformes fecales (UFC( 100 ml) <sup>1</sup> )	<0,001**	0,006**	0,037*

Notas: <sup>ns</sup>=no significativo \* = significancia \*\* = alta significancia

## **B.9.O. Biomonitorio de la costa sur del Río de la Plata Biomonitoring south coast of the Río de la Plata river**

Laura Dopchiz<sup>1, 2, 3</sup>, Martin Ansaldo<sup>1, 3</sup>, Sandra Demichelis<sup>1, 2</sup>

<sup>1</sup>*Departamento de Biología, Universidad Argentina J. F. Kennedy, C.A. de Buenos Aires Argentina*

<sup>2</sup>Laboratorio Ambiental. Licenciatura en Gestión Ambiental Urbana. Departamento de Desarrollo Productivo y Tecnológico. Universidad Nacional de Lanús, Remedios de Escalada, Provincia de Buenos Aires, Argentina.  
[sandrademichelis@yahoo.com](mailto:sandrademichelis@yahoo.com)

<sup>3</sup>*Laboratorio de Ecofisiología y Ecotoxicología. Instituto Antártico Argentino. C.A. de Buenos*

### **RESUMEN**

Como parte del proyecto de biomonitorio costero en la Cuenca del Plata se realizaron varios muestreos geográficos en la costa sud del Río de la Plata, durante 4 años.

Se analizó el contenido lipídico en animales de distintas tallas en al menos 5 estaciones en cada muestreo y observó una variación total del contenido de lípidos entre 80 y 250 mg/g PS. Los muestreos se realizaron al final de cada verano y principio del otoño. Se observó una variación de las sustancias de reserva que dependió de la talla y del periodo reproductivo. Los triacilglicéridos (TAG) variaron entre el 14 al 78% del total de lípidos, presentándose los niveles más bajos en juveniles y animales pequeños provenientes de zonas con altos niveles de estrés osmótico y por contaminación de metales pesados. En las zonas donde con contaminación por hidrocarburos se detectaron altos niveles de fosfatidilcolina lo que indicaría un mayor desarrollo del retículo endoplásmico.

El glucógeno presentó variación entre el 10 y el 90% de los hidratos de carbono totales, esta variación no guardó relación con la talla ( $p < 0,05$ ) pero si con el sitio muestreado, los valores más altos se encontraron en aquellos lugares con mayor cantidad de materia orgánica. La carga de contaminantes orgánicos presentó distinto comportamiento principalmente asociado a su Kow. Los bifenilos policlorados (PCBs) totales variaron entre 5 y 24  $\mu\text{g./g}$  lípidos totales. Algunos congéneres de PCBs mostraron tendencia a acumularse en algunos sitios contaminados pero no se observó una relación directa con el contenido de TAG. Los PAHs mostraron tendencias

similares. El contenido de metales pesados mostró diferencias que se pueden asociar directamente con las actividades antrópicas. El Cu zonas de alta urbanización ( $p < 0,05$ ).

Se analizaron biomarcadores se edecto citogenetico y de estrés los que mostraron mayor daño en las áreas m/as antropizadas.

**Palabras clave:** Biomonitorio, Biomarcadores, *Corbícula fluminea*, Metales pesados, PCBs, PAHs

## ABSTRACT

As part of the coastal biomonitoring program in the Del Plata Basin was conducted several geographical surveys in the south coast of the Rio de la Plata, during 4 years.

Lipid content was analyzed in animals of different sizes in at least 5 sites, en each campaign and observed a total variation of lipid content between 80 and 250 mg / g PS. Sampling was conducted at the end of each summer and autumn. There was a change in the reserve substances that depended on the size and the reproductive period. The triacylglycerol (TAG) ranged from 14 to 78% of the total lipids, presenting the lowest levels in juveniles and small animals from areas with high levels of osmotic stress and heavy metal pollution. In areas with hydrocarbon contamination detected high levels of phosphatidylcholine which would indicate a further development of the endoplasmic reticulum. Glycogen showed variation between 10 and 90% of total carbohydrates, this variation was not related to total hydrocarbon ( $p < 0.05$ ) but with the site sampled, the highest values were found in those places greater amount of organic matter. The load of organic pollutants mainly presented different behavior associated with the Kow. Polychlorinated biphenyls (PCBs) ranged between 5 and Total 24  $\mu\text{g}$ . / g of total lipids. In some places a tendency to accumulate some PCBs congeners was observed but there was no direct relationship with the content of TAG. PAHs showed similar trends. The heavy metal content showed differences that can be directly associated with human activities. Cu content was high urbanized areas ( $p < 0.05$ ). We also analyzed biomarkers of effect, cytogenetic and stress which showed greater damage to areas more anthropized.

**Keywords:** Biomonitoring, Biomarkers, *Corbícula fluminea*, heavy metals, PCBs, PAHs.

## **B.10.O. Análisis de ciclo de vida de la etapa de fin de vida de los residuos de termómetros usados en México**

### **Life cycle assessment of end of life thermometers in Mexico**

Irma C. Gavilán, Facultad de Química, UNAM, Av. Universidad 3000, Col. Copilco, Distrito Federal 04510. México. Tel. 52 (55) 56 22 37 45.  
[irmac@unam.mx](mailto:irmac@unam.mx)

Georgina Fernández, Facultad de Ingeniería, UNAM, Av. Universidad 3000, Col. Copilco, Distrito Federal 04510. México. Tel. 52 (55) 56 22 30  
[03.georginafernandez@ingenieria.unam.mx](mailto:03.georginafernandez@ingenieria.unam.mx)

Arturo Gavilán, Periférico Sur 5000. Col. Insurgentes Cuicuilco, Distrito Federal, 04530. México. Tel. 52 (55) 54 24 64 00. [arturo.gavilan@inecc.gob.mx](mailto:arturo.gavilan@inecc.gob.mx)

Víctor Alcántara, Periférico Sur 5000. Col. Insurgentes Cuicuilco, Distrito Federal, 04530. México. Tel. 52 (55) 54 24 64 00. [alcovic@gmail.com](mailto:alcovic@gmail.com)

## **INTRODUCCION**

El mercurio se usa de muchas maneras diferentes en hospitales, clínicas y consultorios médicos. En primer lugar, el mercurio se emplea en muchos instrumentos médicos comunes de medición: esfigmomanómetros (dispositivos para medir la tensión arterial), termómetros (en particular los que se utilizan para medir la temperatura corporal, pero también otros) y varios dispositivos gastrointestinales, como las sondas de Cantor, los dilatadores esofágicos (sondas Bougie), las sondas de alimentación y las sondas de Miller-Abbot, amalgamas dentales, reactivos de laboratorio, productos químicos, pilas, baterías y conservadores. Al igual que en otras clases de instrumentos, el mercurio se ha empleado tradicionalmente en estos dispositivos debido a sus propiedades físicas singulares, como la de proporcionar mediciones muy exactas (PNUMA, 2008).

Se estima que los equipos médicos y de diagnóstico, que contienen mercurio, en conjunto originan alrededor del 53% de las emisiones contaminantes de este metal en el medio ambiente (OMS, 2005).

La Organización Mundial de la Salud, mediante una publicación en septiembre de 2005, dio a conocer su posición sobre el uso de mercurio en el sector salud, llamando a emprender estrategias de corto, mediano y largo plazo para remplazar los insumos y equipos con mercurio, para lograr la reducción o eliminación a la exposición de este metal.

Actualmente existen en el comercio alternativas para prácticamente todas las aplicaciones del mercurio, que permiten eliminar progresivamente casi todos los usos de este elemento.

Un riesgo importante por la reducción y eliminación de termómetros que utilizan mercurio en los hospitales del sector público, es evidente el manejo y tratamiento requerido para los residuos contaminados, ya que se requiere de un manejo integral y orientado que los dispongan de manera controlada.

## **OBJETIVO**

Realizar un análisis de ciclo de vida para diversos escenarios para la etapa de fin de vida de los residuos de termómetros usados en México, a través de la modelación con un software comercial.

## **METODOLOGIA**

El estudio de ACV se realizó siguiendo la metodología estandarizada por la Organización Internacional de Estándares (ISO Serie 14040) y sus correspondientes normas mexicanas NMX-SAA-14040-IMNC-2008 Gestión ambiental-Análisis de Ciclo de Vida-Principios y marco de referencia y NMX-SAA-14044-IMNC-2008 Gestión ambiental -Análisis de Ciclo de Vida- Requisitos y directrices. La modelización del flujo de materiales y los cálculos de impactos ambientales se realizaron mediante el software Umberto®. En la integración de los Inventarios de Ciclo de Vida (ICV) se emplearon bases de datos de Ecoinvent (U55\_ECOINVENT\_LIB).

Las etapas seguidas en este estudio fueron:

1. Definición de objetivos y alcances: Se definió como unidad funcional la cantidad de mercurio en kg Hg/año, valor obtenido del Diagnóstico Nacional de Mercurio en México y lo descrito en la literatura. y las categorías de impacto a evaluar serían: acidificación, eutrofización, calentamiento global, toxicidad humana, ecotoxicidad y agotamiento abiótico.
2. Definición de escenarios: los escenarios representan la combinación de opciones para las distintas etapas del sistema de gestión de los termómetros de Hg al final de su vida útil. Se realizó el análisis de flujo de materiales definiendo los siguientes escenarios:

- a) Estado actual:
  - 10% emisión al aire
  - 15% reciclaje
  - 15% confinamiento controlado
  - 60% disposición en relleno (57%) o tiradero (33%)
    - b) 0% a tiradero a cielo abierto
    - c) 60% de reciclaje
    - d) 5% de emisión al aire
- 3. Análisis de Inventario: Se realizó con la búsqueda de los datos necesarios para calcular los impactos ambientales, cálculo de las cargas ambientales normalizándolas a la unidad funcional de referencia elegida y elaboración de un inventario de emisiones documentado en el diagnóstico nacional.
- 4. Evaluación del impacto: La selección de las categorías de impacto se realizó considerando las líneas relevantes de la problemática ambiental relacionada a los termómetros de Hg. En este caso el impacto de la acidificación se cuantifica en toneladas de SO<sub>2</sub> equivalente [ton SO<sub>2</sub>-eqv], el de la eutrofización en toneladas de O<sub>2</sub> equivalente [ton O<sub>2</sub>-eqv], el del cambio climático en toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente [ton CO<sub>2</sub>-eqv], y el de la toxicidad humana en toneladas de 1,4-diclorobenceno equivalente [ton 1-4-DCB-eqv].

## RESULTADOS OBTENIDOS

En la primera etapa del trabajo se obtuvieron los escenarios de flujo de materiales al final de la vida útil de termómetros de mercurio en México mediante el modelo Umberto, de acuerdo a los escenarios descritos.

En el modelo se incluyeron los tres destinos principales de los residuos: emisión al aire, reciclaje y disposición final (relleno sanitario, confinamiento controlado y vertedero a cielo abierto). Se calculó la cantidad de material que llega a cada destino, con lo cual se estimaron los impactos ambientales.

La tendencia en los impactos, en general nos muestra que los procesos de reciclaje son benéficos para disminuir los impactos derivados de la obtención de materias primas vírgenes, para todos los casos hay un balance positivo en las actividades de reciclaje por encima de la extracción de mercurio proveniente del recurso natural. También se identificó que la recolección y transporte de materiales son rubros que tienen gran impacto, principalmente en el rubro de cambio climático.

Los resultados de la Evaluación del Impacto Ambiental del ciclo de vida se detallan en la tabla 1 y en la figura 1. Los resultados positivos indican un impacto ambiental neto

para el respectivo escenario, y a su vez los valores negativos indican un beneficio ambiental neto, o en otras palabras, los impactos evitados por el respectivo escenario comparado con uso de materiales vírgenes. Los impactos en el uso de mercurio reciclado y mercurio virgen de uno a tres órdenes de magnitud.

Categoría	Unidad	Escenarios			
		A c t u a l	0% ver ted ero	5% de emi sió n Hg	60% de recic laje
Cambio climático	kg	1	568	1,5	1,36
	CO <sub>2</sub>	4		08	4
	2- eqv	4 3			
Acidifi cación	kg	3	3	4	6
	SO <sub>2</sub>				
	2- eqv				
Eutrofi cación	kg	5	5	6	9
	NO <sub>x</sub>				
	2- eqv				
Toxici dad humana	kg	8	860	996	1,65
	1,4- DC	6			0
	B- eqv	0			
Ecotox icidad marina	kg	9	950	953	556
	1,4- DC	5			
	B- eqv	0			

**Tabla 9** Detalle del Análisis de Impacto Ambiental del Ciclo de Vida en las 5 categorías para los 4 escenarios

El escenario que representan mayores ventajas ambientales es el que involucra la eliminación total de la disposición en vertedero a cielo abierto, ya que reduce en 60% las emisiones de CO<sub>2</sub> equivalente y no modifica los impactos en acidificación, eutrofización, toxicidad humana y ecotoxicidad a organismos marinos.

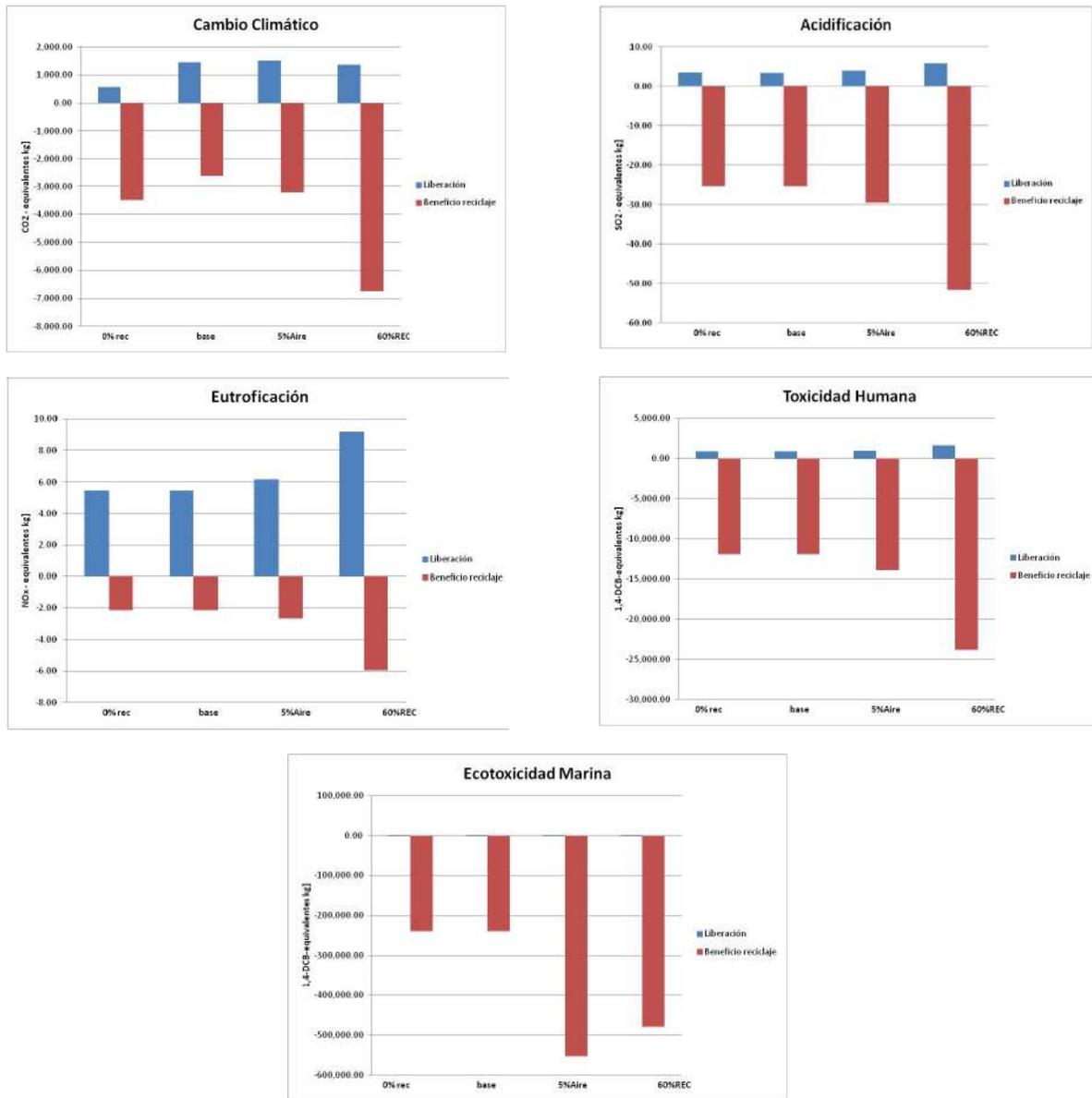


Figura 12 Comparativo del Impacto Ambiental del Ciclo de Vida para las 5 categorías evaluadas de los 4 escenarios.

## CONCLUSIONES

Se pudo aplicar la metodología de Análisis de Ciclo de Vida para la etapa de fin de vida de los residuos de termómetros usados en México, a través de la modelación del flujo de materiales y energía con el programa Umberto 5.5, utilizando la base de datos Ecoinvent (U55\_ECOINVENT\_LIB) para determinar los impactos ambientales de la disposición de termómetros de mercurio a final de su vida útil.

Así mismo se identificó la generación de residuos de mercurio liberado al ambiente por el manejo inadecuado de termómetros, basado en los datos del Diagnóstico Nacional de Mercurio en México y lo descrito en la literatura, lo cual fue la base para la modelación del escenario de gestión actual de los termómetros al final de su vida útil.

Los escenarios estudiados demuestran que a mayor reciclaje existen mayores beneficios, lo que implica una disminución importante de impactos por el uso de materias primas vírgenes, y además un esfuerzo en el aumento de la capacidad instalada para con ello disminuir las distancias de traslado de termómetros a final de vida.

En el caso del mercurio de los termómetros a final de vida, la mejor alternativa se considera es la tendiente a desarrollar la industria del reciclaje en México con la supresión de la disposición en vertederos a cielo abierto.

Los termómetros de mercurio, tienen sus días contados, dadas las políticas ambientales actuales, lo que provocara una mayor generación de residuos en los próximos años. Por esto se requieren mayores estudios en alternativas de disposición y reciclaje reales que encuentren eco en los tomadores de decisiones y se lleven a la práctica, de lo contrario es posible que el problema se agudice.

## BIBLIOGRAFIA

- Castro Díaz, J. (2011). *Informe sobre el mercado del mercurio en México*. Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA).
- EPA. (2003). Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts (TRACI):. En E. P. Agency, *User's Guide and System Documentation*.
- EPA. (2006). Environmental Protection Agency . En *Life cycle assessment: principles and practice*.
- Hoof, B. V. (2000). Análisis de Ciclo de Vida (LCA) y su aplicación en Colombia. . Santa Fé de Bogotá.: Universidad de Los Andes.
- PNUMA. (2005). Toolkit for the Identification and Quantification of Mercury Releases [Instrumental para la identificación y cuantificación de liberaciones de mercurio]. En D. P. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Ginebra.
- UNEP. (2004). ¿Por qué adoptar un enfoque de ciclo de vida? En U. N. Programme, *Life Cycle Initiative*.

## **B.11.O. Gestión de residuos de la construcción y demolición**

Constantino Gutiérrez Palacios, Correo electrónico:  
[gupc@servidor.unam.mx](mailto:gupc@servidor.unam.mx) [cgping@yahoo.com](mailto:cgping@yahoo.com) Tel: (55) 56223002 Fax: (55) 56223000

Circuito exterior, Ciudad Universitaria UNAM, Distrito Federal, CP 04510, México

### **RESUMEN**

Las sociedades modernas se han caracterizado por edificar diversas estructuras y obras para la vivienda, el comercio, los servicios y demás infraestructura para propiciar el desarrollo económico y social de sus habitantes. La construcción y demolición de estas edificaciones modernas generan residuos, denominados residuos C&D, que en la mayoría de las ciudades de países latinoamericanos son manejados inadecuadamente y dispuestos clandestinamente en el medio natural o en áreas urbanas como calles, andadores y márgenes de corrientes, produciendo impactos ambientales negativos y poniendo en riesgo la seguridad de los habitantes y sus bienes. En este trabajo se realizó una búsqueda documental de la problemática que enfrentan los países latinoamericanos por el inadecuado manejo de los residuos de la construcción y demolición, RC&D, así como las acciones técnicas y legales para prevenir y dar solución a estos problemas. Los resultados que destacaron fueron: 1) Existen múltiples sitios en ciudades grandes y pequeñas con sitios de disposición clandestinos de RC&D 2) En pocos casos los RC&D son dispuestos adecuadamente en celdas especiales de rellenos sanitarios; 3) A diferencia de países que conforman la Unión Europea y de otros industrializados como Estados Unidos y Japón, en Latinoamérica es muy limitada la legislación referente al manejo de los RC&D. A raíz de esta búsqueda bibliográfica, en este trabajo se analizaron alternativas de aprovechamiento de estos residuos mediante el reúso y el reciclaje. Finalmente se presentan lineamientos e ideas básicas para la creación de una legislación específica para el manejo de residuos de la demolición y construcción.

**Palabras clave:** Residuos, Construcción, Demolición, Legislación.

## ABSTRACT

Modern societies have been characterized by various structures and works to build housing, trade, services and other infrastructure to promote economic and social development of its people. The construction and demolition of these modern buildings generate waste, called Residues C&D, which in most cities in Latin America are handled improperly and disposed of clandestinely in the wild or in urban areas such as streets, walkways and margins of streams, producing negative environmental impacts and endangering the safety of the residents and their property. In this work we conducted a literature review of the problems faced by Latin American countries by inadequate management of C&D waste, as well as technical and legal actions to prevent and solve these problems. The results highlighted were: 1) There are multiple clandestine disposal of sites of RC&D in large and small towns; 2) In a few cases the RC&D are properly disposed of in special cells of a landfill, 3) Unlike countries of the Union European and other industrialized United States and Japan, in Latin America is very limited the legislation concerning the management of RC&D. Following this literature review, in this paper we analyzed alternative uses of this waste through reuse and recycling. Finally, we present guidelines and basic ideas for the creation of specific legislation for the management of waste from demolition and construction.

**Keywords:** Residues, Construction, Demolition, Legislation

## INTRODUCCION

Los residuos de la construcción y demolición, residuos C&D, están definidos en algunas legislaciones de ciudades de Latinoamérica. En la Ciudad de México se definen como *“los materiales, productos o subproductos generados durante de las actividades de excavación, demolición, ampliación, remodelación, modificación o construcción tanto pública como privada.”* (Gaceta oficial del Distrito Federal de México, 2006). Otras definiciones encontradas son:

“El material residual que se produce en procesos de construcción, renovación o demolición de estructuras” (Carcamo-Meola, 2008).

Las cantidades generadas son difíciles de estimar, ya que dependen de la actividad que se esté ejecutando, de su magnitud y de la etapa constructiva en la que se encuentre. Algunos datos que se lograron encontrar se presentan en la tabla 1

**Tabla 10** Generación de RC&D en algunos países de Latinoamérica

Lugar	Generación		Fecha/año	Referencia
	(Ton/día)	m <sup>3</sup> /año		
Ciudad de México, México	3,000	802,308	Julio 2006	NADF-007-RNAT-2004
Belo Horizonte, Brasil	3,400		1987	Pinto en Tottzi (2006)
Recife, Brasil	969		2004	Fabiana Padilha Universidade Federal da Paraíba
Sao Paulo, Brasil	17,000		2003	Schneider y Philippi, en Tottzi (2006)
Bogotá, Colombia	12,000,000	10,634,860	2009	Méndez Sandra Pontificia Universidad Javeriana
Cochabamba, Bolivia	2,192		Noviembre 2010	Sociedad de Gestión Ambiental Boliviana
Cuba		29,920,700		
Costa Rica	1,794		Junio 2007	Plan de Residuos Sólidos

La composición es variable, pero pueden incluir residuos no peligrosos, listados en la tabla 2 y peligrosos, como se muestra en la tabla 3 de acuerdo a la normatividad mexicana.

**Tabla 11** Composición media de C&D no peligrosos

<b>Tipo de residuos</b>	<b>Presentación</b>	<b>Factibilidad de aprovechamiento</b>	<b>Acondicionamiento requerido</b>
Concreto sin refuerzo de acero	En pedazos de diversos tamaños	Alto	Molienda en equipos y maquinaria espacial
Concreto con refuerzo de acero	En pedazos de diversos tamaños	Alto	Separación de los metales
Prefabricados de mortero o concreto (blocks, tabicones, adoquines, tubos, etc.)	Piezas completas y pedacería	Medio	Requiere selección de piezas completas y clasificación de la pedacería
Cerámicos	Piezas completas y pedacería	Medio	Requiere selección de piezas completas y clasificación de la pedacería
Concretos asfálticos	En pedazos de diversos tamaños	Bajo	Su reuso requiere procesamiento en plantas de reciclaje
Concreto asfáltico producto del fresado	En pedazos de diversos tamaños	Bajo	Su reuso requiere procesamiento en plantas de reciclaje
Productos de mampostería	Piedra de diversos tamaños	Medio	Requiere selección de piezas completas y clasificación por tamaños
Tepetatosos (arena, tierra)	Arena suelta	Medio	Aplicable en relleno de zanjas
Prefabricados de arcilla recocida (tabiques, ladrillos, block)	Piezas completas y pedacería	Bajo	Requiere selección de piezas completas y clasificación por tamaños
Yeso	Paneles, grumos	Bajo	Separación para recuperar paneles completos para reusarse

Mortero	En pedazos de diversos tamaños	Bajo	
Acero	Varillas de distintos diámetros, barras, ángulos	Alto	El acero es de los materiales más redituables para reciclaje
Hierro	Puertas, ventanas, rejas, bancas	Alto, requiere de limpieza	Alto índice de reuso y reciclaje
Aluminio	Perfiles y canceles, puertas, ventanas	Alto, requiere de limpieza	El aluminio es de los materiales más redituables para reuso y reciclaje
Vidrio	Hojas completas y rotas	Medio	Requiere clasificación y limpieza
Madera	Polines, tablas, pedacería	Medio	Requiere clasificación y limpieza
Residuos de la excavación (suelo orgánico, suelos no contaminados y materiales arcillosos, granulares y pétreos naturales contenidos en ellos)	Tierra compuesta por arena, grava, piedra y arcilla	Medio	Requiere clasificación por tipos de materiales y tamaños
Papel	Diversos tipos y tamaños de papel	Alto	Requiere separación por tipo de papel
Plástico	Bolsas, lienzos y material para flejar	Medio	Requiere separación por tipos de plástico
Cartón	Diversos tipos y tamaños de cartón	Alto	Requiere separación por tipos de cartón
Residuos de poda, tala y jardinería	Ramas, hojas, pasto, hierba	Bajo	Requiere corte y molienda; posibilidad en utilizarse en compostaje

**Tabla 12** Residuos C&D peligrosos

<b>Residuo</b>	<b>Característica de peligrosidad</b>	<b>Frecuencia de generación</b>
Pinturas gastadas	Tóxico e Inflamable	Medio
Placas de asbesto	Tóxico	Bajo
Solventes	Tóxico e Inflamable	Medio
Aceites gastados	Tóxico e Inflamable	Medio
Líquido anticongelante	Tóxico	Bajo
Aerosoles	Explosivo	Bajo
Filtros de aceite y combustible	Tóxico e Inflamable	Bajo
Estopas y trapo impregnados de aceite y gasolina	Tóxico e Inflamable	Medio
Baterías de vehículos y equipos automotores	Tóxico y Corrosivo	Bajo
Suelos contaminados por hidrocarburos	Tóxico e Inflamable	Bajo

La importancia del adecuado manejo de los residuos C&D radica básicamente en dos aspectos:

### **Económico**

Como se presenta en la tabla 2, la mayoría de los residuos tienen un alto potencial de aprovechamiento económico y una gran posibilidad de reintegrarse a la cadena productiva y comercial en el sector de la construcción. Algunas posibilidades de aprovechamiento son las siguientes:

- a. Venta directa de piezas y artículos recuperados en la demolición
- b. Reúso de material producto de la excavación

- c. Venta de materiales reprocesados para integrarse al flujo comercial; por ejemplo, en la Ciudad de México, donde opera una planta de reciclaje de concreto y se obtienen agregados (gravas y arenas)
- d. Venta de materiales para su reprocesamiento (reciclaje) como: metales, vidrio; madera; papel; cartón y plásticos.

## **Ambiental**

El inadecuado manejo de los residuos, principalmente durante las etapas de generación, almacenamiento, transporte y disposición, puede provocar impactos ambientales como los siguientes:

- a. Extracción. En la extracción de los recursos para producir los materiales de construcción se empiezan a generar impactos ambientales. Las industrias extractivas, como minas o canteras generan ruido y polvo así como residuos de las rocas que se acumulan indiscriminadamente, modificando el paisaje y el entorno natural.
- b. Transformación. En la transformación de los elementos naturales para producir materiales para la construcción (grava, arena, mármol, piedra labrada) se producen: emisiones a la atmósfera (NO<sub>x</sub>, CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, partículas suspendidas); vertido de líquidos (lechadas de cemento y cal, productos químicos utilizados en la purificación de algunos materiales); generación de residuos sólidos producto de los procesos de transformación (subproductos y remanentes de los procesos); impactos visuales y acústicos
- c. Tanto en la construcción, restauración y mantenimiento de obra, pero principalmente en la demolición se genera una gran cantidad de polvo que se difunde en el aire y con el viento lo transporta y deposita en sitios diversos, dependiendo el entorno de las obras como edificaciones domiciliarias, comerciales, institucionales donde habitan o laboran personas que son afectadas por estos polvos al inhalarlos ocasionando problemas a su salud como los siguientes: inhalación de polvos derivados de las actividades constructivas y de demolición. Cuando se trata de polvos inorgánicos su inhalación provoca reacciones pulmonares que provocan tos y afectan más a las personas alérgicas. Cuando se generan polvos de asbesto, por ejemplo en la demolición de instalaciones que tienen algunos elementos constructivos hechos con asbesto como: láminas y tejas instaladas para construcción de techos; enchapado de paredes externas con asbesto-cemento; aislantes y materiales a prueba de fuego contruidos con asbesto; tinacos para almacenamiento de agua; juntas para puertas de hornos; Otros impactos son los siguientes:

Vertimiento de líquidos al drenaje (lechadas de cemento y cal); residuos sólidos en función del proceso y producto; ruido;

- d. Transporte. En el transporte de los materiales y de los residuos de la construcción se ocasionan impactos ambientales cuando no se toman las medidas adecuadas de control. En ocasiones los vehículos de transporte son sobrecargados y no cuentan con cubierta de los materiales y éstos se disgregan, caen del vehículo y se esparcen en los caminos y vialidades
- e. Disposición final. La disposición inadecuada e incontrolada de los residuos C&D es quizá la que más evidentes impactos ambientales ocasionan. La disposición en la orilla de los caminos, en camellones, terrenos baldíos y peor aún en barrancas y márgenes de corrientes naturales provocan impactos como los siguientes: los residuos C&D son mezclados con los residuos municipales vertiéndose en botaderos a cielo abierto provocando contaminación del suelo y del agua subterránea. Cuando se disponen en barrancas y cuerpos de agua se provoca contaminación del agua y en ocasiones un cambio de régimen hidráulico, taponando la salida natural del agua que en tiempo de lluvias provoca desbordamiento e inundaciones que afectan a los pobladores aledaños. Cuando en el mejor de los casos se disponen en rellenos sanitarios, se pone en riesgo a la maquinaria que opera en la construcción del relleno.

## **OBJETIVO GENERAL**

Analizar la problemática de la limitada gestión de los residuos de la construcción y demolición en países latinoamericanos y los avances que se han tenido para la adecuada gestión.

## **METODOLOGIA**

1. Se realizó una búsqueda bibliográfica y en la red de internet para obtener información referente a la problemática que existe en países de Latinoamérica por el inadecuado manejo de los RC&D
2. Se identificaron los problemas comunes así como las necesidades requeridas para lograr una gestión adecuada de los residuos C&D
3. Se propusieron acciones para mejorar la gestión de residuos C&R

## RESULTADOS

En la tabla número 4 se presentan los hallazgos encontrados en el análisis de la gestión de los residuos C&D en los países latinoamericanos analizados. Posteriormente se presentan propuestas de mejora de la gestión

**Tabla 4** Problemática en la gestión de RC&D en Latinoamérica

Gestión	<p>Información limitada respecto al manejo de los residuos C&amp;D</p> <p>Existe indefinición respecto a la responsabilidad del manejo: municipal, estatal y federal</p> <p>Infraestructura insuficiente para el aprovechamiento y disposición</p> <p>Disposición inadecuada de residuos C&amp;D</p>
Ambiental	Contaminación del suelo, del agua y del aire por la inadecuada disposición de RC&D
Técnica	Infraestructura básica para el manejo de RC&D, casi limitada a vehículos de recolección y transporte.
Investigación Científica	Muy limitada producción científica respecto a los impactos ambientales, aprovechamiento y disposición de los RC&D
Comercial	Muy escasas cadenas de comercialización de estos residuos
Educativa	Pocos programas para informar y capacitar a los generadores de RC&D respecto al adecuado manejo de RC&D
Social	Poca participación social, limitada al acopio y comercialización informal
Legislación	Insuficiente y no específica para la gestión de los RC&D

En la tabla número 5 se resume la legislación referente a la legislación para la gestión de los RC&D en países de Latinoamérica, encontrada

**Tabla 5** Legislación de residuos de construcción y demolición

<b>PAIS</b>	<b>LEGISLACIÓN DE RESIDUOS DE CONSTRUCCIÓN Y DEMOLICIÓN</b>
Argentina	<i>No cuenta con legislación específica para la gestión de RC&amp;D</i>
Bolivia	Solo hay para demoler construcciones, nada residual.
Brasil	CONAMA N° 307/2002, Normas Técnicas relativas a los RC&D
Chile	No hay legislación ni Gestión.
Colombia	Resolución 541 de 1194 pero no cuenta con legislación específica para RC&D
Costa Rica	Ley para la Gestión Integral de Residuos (LGIR, numero 8839) a través de la EIA, pero no cuenta con Normas o Reglamentos específicos para RC&D
Cuba	<i>No cuenta con legislación específica para la gestión de RC&amp;D</i>
Ecuador	Proyecto de Ley sobre el Manejo Adecuado de Residuos Sólidos y Escombros.
El Salvador	<i>No cuenta con legislación específica para la gestión de RC&amp;D</i>
Guatemala	<i>No cuenta con legislación específica para la gestión de RC&amp;D</i>
Haití	<i>No cuenta con legislación específica para la gestión de RC&amp;D</i>
Honduras	<i>No cuenta con legislación específica para la gestión de RC&amp;D</i>
México	LGPGIR, Reglamento de LGPGIR; Normas Ambientales
Nicaragua	<i>No cuenta con legislación específica para la gestión de RC&amp;D</i>
Panamá	<i>No cuenta con legislación específica para la gestión de RC&amp;D</i>
Paraguay	<i>No cuenta con legislación específica para la gestión de RC&amp;D</i>
Perú	Ley General de Residuos Sólidos y Reglamento, pero no cuenta con Normas y Reglamentos específicos para RC&D
Puerto Rico	<i>No cuenta con legislación específica para la gestión de RC&amp;D</i>
República Dominicana	Norma para la Gestión Ambiental de Residuos Sólidos no Peligrosos, pero no cuenta con Normas o Reglamentos específicos para RC&D
Uruguay	<i>No cuenta con legislación específica para la gestión de RC&amp;D</i>

Venezuela	Ley de Gestión Integral de la Basura, pero no cuenta con Normas o Reglamentos específicos para RC&D
-----------	---

### **Acciones para mejorar la gestión de residuos C&R**

- Enseguida se resumen las acciones comunes que son necesarias y convenientes que se pongan en práctica gradualmente en los países de Latinoamérica de acuerdo a sus recursos y necesidades, para mejorar la gestión de los RC&D
- Definir las responsabilidades de las autoridades para la gestión de los RC&D (municipal, estatal o federal)
- Promulgación de leyes, reglamentos y normas específicas para la gestión de los RC&D
- Realizar estudios y proyectos de investigación respecto la gestión de los RC&D. En particular: a) Estudios de generación y composición; Sistemas de almacenamiento; Métodos de aprovechamiento; Procesos de tratamiento; Métodos de Disposición Final
- Establecer bancos de información respecto a la gestión de los RC&D (generación, composición, centros de acopio, plantas de tratamiento, cadenas de comercialización, estaciones de transferencia,
- Información limitada respecto al manejo de los residuos C&D
- Incrementar la Infraestructura para el aprovechamiento y disposición de RC&D

## **CONCLUSIONES**

En todos los países latinoamericanos se presentan en mayor o menor grado afectaciones al ambiente y a los ecosistemas; se encontraron caso de afectaciones a la integridad humana.

La gestión de los RC&D es incompleta y poco especializada.

La investigación científica respecto a los impactos ambientales, aprovechamiento y disposición de los RC&D es muy limitada.

El aprovechamiento y la comercialización de los RC&D en Latinoamérica es mínimo.

Sólo Brasil y México cuentan con legislación específica para la gestión y control de los RC&D y con plantas de reciclaje instaladas y operando.

## BIBLIOGRAFIA

- Carcamo-Meola, G. (2008). Gestión interna de los residuos sólidos producidos en las obras de construcción de tipo urbanístico utilizando como herramienta tecnológica de ayuda los sistemas de información geográfica. *Tesis de Maestría.*, 103 . Barranquilla, Colombia: Universidad del Norte, Div. de Ingenierías, Maestría en Ingeniería Civil. .
- CONAMA. (5 de 07 de 2002). Consejo Nacional de Medio Ambiente. *Diario oficial de la República Federativa de Brasil. Resolución N° 307.*
- Gaceta oficial del Distrito Federal de México. (12 de 07 de 2006). Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-007-RNAT-2004, que establece la clasificación y especificaciones de manejo para residuos de la construcción en el Distrito Federal.
- Glinka, M. e. (2006). “Estrategias de Reciclaje y Reutilización de Residuos Sólidos de Construcción y Demolición”. *Jornada de Investigación.* Argentina.
- LGPGIR. (2007). Ley General para la prevención y Gestión Integral de los Residuos. México.
- Mercante, e. a. (09 de 2009). “Estudio comparativo de los aspectos técnicos entre la legislación de RCD en España y América Latina” . *II Simposio latinoamericano de Ingeniería de Residuos.* Barranquilla, Colombia.
- Plan de Residuos Sólidos Costa Rica . (2007). GTZ.

**B.12.O. Evaluación de extractos de plantas sobre la mortalidad de *Radopholus similis* en pruebas in vitro de laboratorio**  
**Evaluation of plant extracts on mortality of *Radopholus similis* in vitro laboratory tests**

Tomás J. Guzmán Hernández<sup>1</sup>; Ana Patricia López González; Alberto J. Fallas Barrantes

<sup>1</sup>Instituto Tecnológico de Costa Rica. [tjguzman@itcr.ac.cr](mailto:tjguzman@itcr.ac.cr)

## RESUMEN

Para buscar nuevos métodos en el combate de nematodos en plantaciones de Musáceas, que sean efectivos y minimicen la contaminación ambiental, se evaluó en condiciones *in vitro* la mortalidad de *Radopholus similis*, al ser expuesto a diferentes extractos (hexánico, metanólico y acético) de ocho especies de plantas: higuera (*Ricinus communis*), pichichio (*Solanum mammosum*), madero negro (*Gliricidia sepium*) y hombre grande (*Quassia amara*), jengibre (*Zingiber officinale*), orégano (*Origanum vulgare*), ajo (*Allium sativum*) y reina de la noche (*Brugmansia spp.*).

La recolección de plantas, y los procesos de extracción se realizaron en el cantón de San Carlos. El análisis químico de caracterización de alcaloides, coumarinas, flavonoides y sesquiterpenlactonas en la Universidad Nacional Autónoma de México, y la inoculación y evaluación de la mortalidad de *R. similis* en el Laboratorio de Nematología del Centro de Investigaciones Agrícolas La Rita (CORBANA) Pococí, Limón, en el 2010.

Se utilizó un diseño completamente al azar con 10 repeticiones en donde los extractos diluidos en agua destilada al 5% (12 tratamientos) junto con un testigo absoluto de agua destilada y uno de oxamyl (Vydate® 50 mg l<sup>-1</sup>); fueron colocados en cámaras inoculadas con 10 individuos de *R. similis*, los cuales fueron evaluados 24, 48 y 72 horas posteriores a la inoculación. La mayor mortalidad se obtuvo a las 48 horas en hombre grande extraídos con acetato de etilo (100%) y metanol (98%), que difiere del resto. La otra mayor mortalidad (99%) se obtuvo con el jengibre y el orégano, estos difirieron significativamente del ajo y reina de la noche; le siguió el pichichio, hasta un 76% de mortalidad a las 72 horas. Los disolventes utilizados presentan diferencias significativas, el acetato de etilo presenta una mayor mortalidad de nematodos. La literatura atribuye la actividad nematocida a los alcaloides y sesquiterpenlactonas, y a las coumarinas y flavonoides.

**Palabras clave:** Extractos vegetales, *Radopholus similis*, *Solanum mammosum*, *Ricinus communis*, *Gliricidia sepium*, *Quassia amara*, *Zingiber officinale*, *Origanum vulgare*, *Allium sativum*, *Brugmansia spp.*, hexano, metanol y acetato de etilo.

## ABSTRACT

In order to search for new and effective methods in the management of nematodes in Musas crops, and also reduce the environmental contamination; the mortality of *Radopholus similis* was evaluated *in vitro*, the nematode was exposed to different extracts (hexanic, methanolic and acetic) from eight species of plants, higuera (*Ricinus communis*), pichichio (*Solanum mammosum*), black wood (*Gliricidia sepium*) and hombre grande (*Quassia amara*), ginger (*Zingiber officinale*), oregano (*Origanum vulgare*), garlic (*Allium sativum*) and Queen of the night (*Brugmansia spp.*)

The collection of plants, and extraction processes were carried out in the canton of San Carlos. El characterizing chemical analysis of alkaloids, coumarins, flavonoids and sesquiterpenlactones was done at the Universidad Nacional Autónoma (National Autonomous University) of Mexico, and inoculation and mortality assessment of *R. Similis* in the Nematology Laboratory Agricultural Research Center The Rita (CORBANA) Pococí, Limon, in 2010.

A completely randomized design was used with 10 repetitions, where the extracts diluted in water distilled to 5% (12 treatments) along with an absolute distilled water witness and one of oxamyl (50 Vydate® mg l<sup>-1</sup>); were placed in cameras later inoculated with 10 individuals of *R. similis*, which were evaluated 24, 48 and 72 hours after the inoculation. The highest mortality was obtained at 48 hours in hombre grande (*Quassia amara*), extracted with ethyl acetate (100%) and methanol (98%), which differs from the rest. The other higher mortality (99%) was obtained with ginger (*Zingiber officinale*), and oregano (*Origanum vulgare*); these differ significantly from the garlic (*Allium sativum*) and queen of the night (*Brugmansia spp.*) followed the pichichío (*Solanum mammosum*), up to 76% mortality at 72 hours. The solvents used have significant differences, the ethyl acetate has a higher nematode mortality. Literature attributes the nematicide activity to alkaloids and sesquiterpenlactones as coumarins and flavonoids

**Keywords:** Plants extracts, *Radopholus similis*, *Solanum mammosum*, *Ricinus communis*, *Gliricidia sepium*, *Quassia amarara*, *Zingiber officinale*, *Origanum vulgare*, *Allium sativum*, *Brugmansia spp.*, hexane, methanol and ethyl acetate.

## INTRODUCCION

La producción de cultivos perennes en Costa Rica, entre estos el banano, ha sido desde hace muchos años uno de los sistemas intensivos de exportación. El banano es un cultivo generador de divisas, empleos e investigación más importantes para el desarrollo del país.

Dentro de las principales plagas que afectan los rendimientos de este cultivo se encuentran, los hongos, nematodos e insectos. Los hongos y nematodos son de gran importancia debido a la alta cantidad de recursos que se utilizan para su combate.

En las plantaciones de banano en Costa Rica se encuentran los géneros *Radopholus similis*, *Pratylenchus coffeae*, *Helicotylenchus multicinctus* y *Meloidogyne* spp. De los anteriores nematodos, *R. similis* es el de mayor importancia por sus pérdidas en producción (Araya & Cheves, 1997).

Los nematicidas no volátiles, es el método de combate más rentable en plantaciones bananeras, pero se conocen las desventajas de estos productos, sobre todo la contaminación del ambiente y los efectos sobre la salud de los trabajadores (Araya M. , 1995).

En Costa Rica se importaron 600 toneladas de terbufós en 1997 y una posterior constancia entre 350 y 500 Ton de i.a. por año hasta el 2006, de etoprofós entre 110 y 310 Ton i.a. por año y de carbofuran, alrededor de 100 a 150 Ton i.a. por año (Ramírez, Chaverri, Wesseling, Castillo, & Bravo, 2009). Esto representa un gran porcentaje de los costos de producción de explotaciones bananeras.

Una alternativa de combate de nematodos menos contaminante es el uso de extractos botánicos o bioplaguicidas basados en productos naturales. Se conocen muchas especies de plantas que poseen propiedades nematicidas como: maravilla (*Calendula officinalis* L), cosmos (*Cosmos bipinnatus* Cav), flor de muerto (*Tagetes patula* L), entre otras. Los metabolitos secundarios producidos por las plantas participan en las relaciones ecológicas de las mismas teniendo efectos alelopáticos o sirviendo como repelentes de insectos (Cocom, 2005).

Es posible usar algunas de estas plantas antagónicas en el combate de nematodos en distintas etapas del desarrollo de los cultivos, como en rotaciones, en cultivos de cobertura, entre hileras, junto a enmiendas, o en abono verde (Halbrendt, 1996).

El uso de nuevas sustancias químicas provenientes de plantas que presenten efecto nematicida o biocida sobre el nematodo barrenador (*Radopholus similis*) lograría un aporte positivo sobre la diversidad y colaboraría en la conservación del ambiente (Gutiérrez, 2006). Por tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar las propiedades nematicidas de extractos de ocho plantas y sus compuestos orgánicos sobre *Radopholus similis* en condiciones *in vitro*. El objetivo básico de este trabajo fue el desarrollo de bioensayos para evaluar productos de síntesis orgánica y biocidas de bajo impacto, así como extractos vegetales de diferentes plantas.

## METODOLOGIA Y LOCALIZACION

La recolección de las plantas, así como los procesos de extracción se realizaron en el Instituto Tecnológico de Costa Rica, Sede San Carlos.

El análisis químico se realizó en el laboratorio 4 de Química Orgánica de la Universidad Autónoma de México UNAM, México.

La fase de inoculación de nematodos y evaluación de su mortalidad se realizó en el Laboratorio de Nematología del Centro de Investigaciones Agrícolas La Rita, en la Corporación Bananera Nacional (CORBANA) en la provincia de Limón.

El material vegetal se secó a temperatura ambiente. Posteriormente se molieron en un molino y se almacenaron en refrigeración en recipientes herméticos, hasta su extracción.

Para realizar la extracción, se pesaron 250 g de cada uno de los materiales en una balanza analítica y se realizó una infusión en Hexano(Hex), luego se almacenaron a temperatura ambiente durante 3 días. Se realizó una filtración por algodón y el material remanente del filtrado se volvió a introducir al recipiente y se almacenó otros 3 días con las mismas cantidades de Hexano, esto se repitió 3 veces. Se tomó el material vegetal remanente y se repitió este proceso para cada disolvente, Acetato de etilo (Ace) y Metanol (Met), en ese orden. El filtrado se colocó en un Rotavapor Yamato Modelo BM 406 (destilación a presión reducida). Luego la muestra obtenida se almacenó nuevamente para realizar las pruebas posteriores. El producto de la destilación a presión reducida se transfirió a un frasco recolector lavando el recipiente tres veces con 2 ml de disolvente de extracción según el caso.

### Analisis quimico de caracterizacion

En el laboratorio de Química Orgánica de la Universidad Autónoma de México (UNAM), se analizaron todos los extractos vegetales de *Solanum mammosum*, *Gliricidia sepium*, *Ricinus communis*, *Quassia amara*, *Zingiber officinale*, *Origanum vulgare*, *Allium sativum* y *Brugmansia* spp en cromatofolios de aluminio con precubierta de gel de sílice 60F254 Merck.

Se hicieron cromatografías de capa fina utilizando cinco fases móviles distintas: C<sub>4</sub>H<sub>8</sub>O<sub>2</sub>: C<sub>6</sub>H<sub>14</sub> (50:50), C<sub>4</sub>H<sub>8</sub>O<sub>2</sub>: C<sub>6</sub>H<sub>14</sub> (40:60), C<sub>4</sub>H<sub>8</sub>O<sub>2</sub>: C<sub>6</sub>H<sub>14</sub> (30:70), C<sub>4</sub>H<sub>8</sub>O<sub>2</sub>: C<sub>6</sub>H<sub>14</sub> (20:80) y C<sub>4</sub>H<sub>8</sub>O<sub>2</sub>: C<sub>6</sub>H<sub>14</sub> (10:90) para contabilizar los componentes del extracto el revelado se realizó con yodo, luz ultravioleta 365 nm, y sulfato cérico. Posteriormente para determinar la presencia de diversos compuestos orgánicos como flavonoides, coumarinas, sesquiterpenlactonas y alcaloides, se utilizaron sustancias reveladoras, para la determinación de flavonoides se utilizó una combinación de n-butanol + ácido acético + H<sub>2</sub>O (6:1:2) y (4:1:5), para alcaloides se utilizó n-butanol + ácido acético +

H<sub>2</sub>O (10:2:1) y (4:1:1), para comprobar la presencia de coumarinas se utilizó HCCl<sub>3</sub> + Metanol (9:1) y HCCl<sub>3</sub> + Acetato de etilo. Para el caso de las sesquiterpenolactonas se utilizó éter + etílico HCCl<sub>3</sub> (1:4) y benceno + Acetato de etilo (1:1).

## Evaluación in vitro de extractos de plantas para el combate de *Radopholus similis*

Se utilizaron soluciones en agua al 5% de cada uno de los extractos obtenidos de la fase anterior en comparación con un testigo en agua destilada y un testigo relativo de oxamyl (Vydate®) a 50 mg L<sup>-1</sup> (Cuadro 1). Las celdas de cultivo utilizadas fueron de 1,5 cm de diámetro.

**Cuadro 1** Identificación de tratamientos, soluciones evaluadas y métodos de extracción utilizados, La Rita, Poccí. 2010

Tratamiento	Soluciones	Método extracción
Testigo absoluto	Agua destilada	-
Testigo relativo	Oxamyl 50 mg L <sup>-1</sup> *	-
1	Higuerilla ( <i>R. communis</i> )	Acetato, metanol y hexano
2	Pichichio ( <i>S. mammosum</i> )	Acetato, metanol y hexano
3	Madero negro ( <i>G. sepium</i> )	Acetato, metanol y hexano
4	Hombre grande ( <i>Q. amara</i> )	Acetato, metanol y hexano
5	Jengibre ( <i>Z. officinale</i> )	Acetato, metanol y hexano
6	Orégano ( <i>O. vulgare</i> )	Acetato, metanol y hexano
7	Ajo ( <i>A. sativum</i> )	Acetato, metanol y hexano
8	Reina de la noche ( <i>B. spp.</i> )	Acetato, metanol y hexano

\* Oxamilo (Methyl N'N'-dymethyl-N-(methylcarbamoil)-oxi)-1-thiooxamimidato del producto comercial Vydate®

En cada celda de la cámara se depositaron 2 ml de la solución a evaluar y luego, se trasladaron 10 individuos de *R. similis* aislados originalmente de banano y multiplicados en discos de zanahoria, metodología adaptada de Chitambar (2003) y Pinochet *et al.* (1990), con 10 repeticiones por tratamiento, dando como resultado 240 celdas evaluables. Se evaluó la mortalidad de los nematodos a las 24, 48 y 72 horas de expuestos a la solución. Una semana después se repitió el experimento. En condiciones de laboratorio se contaron los nematodos mediante el uso de microscopios, con el número de *R. similis* muertos se calculó el porcentaje de mortalidad.

## Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos se utilizó el siguiente modelo completamente al azar:  $Y_{ij} = \mu + \tau_i + \epsilon_{ij}$ , en donde:  $Y_{ij}$  = Variable dependiente (observación);  $\mu$  = Media de la población de nematodos;  $\tau_i$  = Efecto de la  $i$ -ésimo tratamiento;  $\epsilon_{ij}$  = Error Experimental.

En ambos experimentos los datos de proporción de individuos de *R. similis* vivos a las 24, 48 y 72 horas, por ser de naturaleza binomial, se sometieron, a un análisis de regresión logística. Los datos se procesaron usando el Proc Genmod del paquete estadístico SAS, versión 9.1 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA).

Para determinar la media de mortalidad y calcular los límites inferiores y superiores de cada tratamiento se utilizó la siguiente fórmula:  $100 - 100(e^x / (1 + e^x))$ , donde  $x$  = estimado de sobrevivencia dado por el programa SAS.

## RESULTADOS Y DISCUSION

Se determinó la presencia de sustancias que comúnmente se asocian con propiedades insecticidas y nematicidas en las plantas, muchas de ellas se encuentran en la mayoría de los vegetales, pero en diferente proporción.

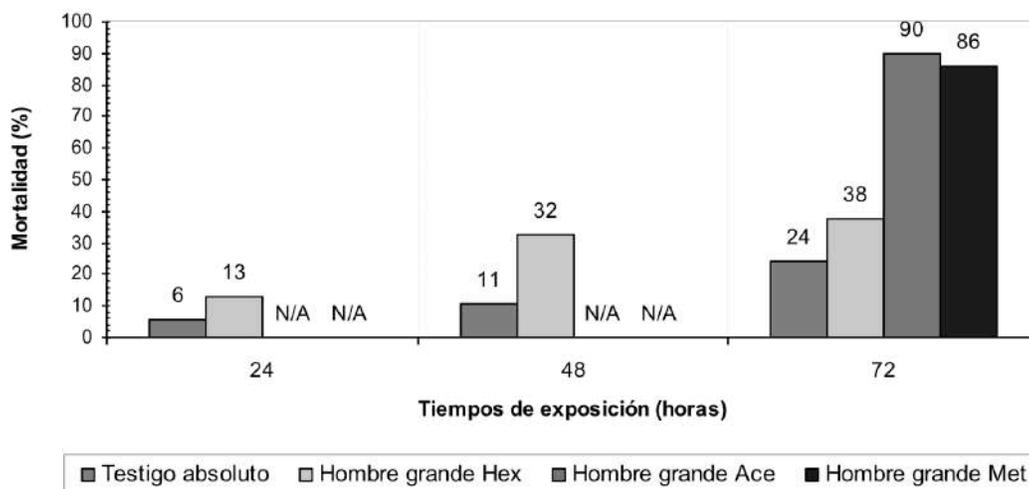
Se determinó la presencia de flavonoides y coumarinas (Cuadro 2) en semillas de *R. communis*. Rodríguez (2000) también encontró estos compuestos en hojas y frutos de higuera junto con toxoalbúminas y terpenos. Además, Cháves (2008) indica que la mayoría de los compuestos orgánicos considerados biocidas se encuentran en las semillas y en las hojas de Higuera.

**Cuadro 11** Determinación de alcaloides, coumarinas, flavonoides y sesquiterpenlactonas de los extractos evaluados. Cuautitlán, México. 2010.

Extracto		Alcaloides	Coumarinas	Flavonoides	Sesquiterpenlactonas
Higuerilla ( <i>Ricinus communis</i> )	Acetato			X	
	Metanol			X	
	Hexano				
Pichichio ( <i>Solanum mammosum</i> )	Acetato	X		X	X
	Metanol		X	X	X
	Hexano	X	X		X
Madero negro ( <i>Gliricida sepium</i> )	Acetato	X		X	X
	Metanol	X	X	X	X
	Hexano	X	X		X
Hombre grande ( <i>Quassia amara</i> )	Hexano	X	X		X
	Acetato				X
	Metanol			X	X
Jengibre ( <i>Zingiber officinale</i> )	Hexano	X	X	X	X
	Acetato		X		X
	Metanol		X	X	X
Orégano ( <i>Organum vulgare</i> )	Hexano		X		X
	Acetato				
	Metanol			X	
Ajo ( <i>Allium sativum</i> )	Hexano	X			
	Acetato				
	Metanol			X	
Reina de la noche ( <i>Brugmansia</i> sp)	Hexano				

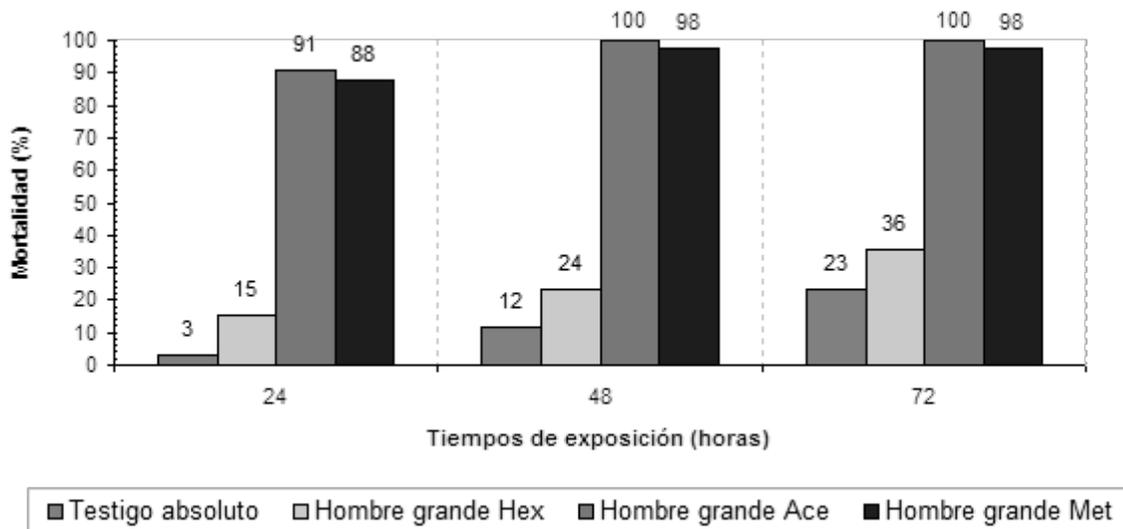
Para el caso del Pichichio, las pruebas químicas mostraron presencia de coumarinas, flavonoides y sesquiterpenlactonas, compuestos que también detectó Alzérreca *et al.* (1981), en el fruto maduro de *S. mammosum*, donde además citan otros componentes orgánicos biocidas como saponinas y terpenos. El tamizaje químico realizado a los

extractos de Madero negro mostró coincidencia con las principales familias de metabolitos secundarios citadas por Jurd (1976) como: coumarinas y flavonoides, además de alcaloides (Rodríguez H. , 2000). Los resultados obtenidos para Hombre grande concuerdan con los descritos por Ocampo (1994), Salas (1981) y Roselló (2009), los cuales coinciden en que el principio más importante de esta planta es una lactona amarga, llamada cuasina. El rizoma del jengibre es rico en polisacáridos, polifenoles y alcaloides, así como de otros metabolitos secundarios (Syamkumar, Bosco, & Sasikumar, 2003). También hay presencia de flavonoides y otros compuestos aromáticos (Jang *et al.* 2004). Los aceites esenciales de esta planta contienen además sesquiterpenos (Pushpanathan, Jebanesan, & Govindarajan, 2008). El orégano según el análisis realizado tiene presencia de alcaloides, coumarinas, flavonoides y terpenos, extraídos con diferentes disolventes algunos de estos. Algunas variedades de orégano tienen alcaloides según El'chibekova y Nikonov (1986). También se han encontrado flavonas en esta planta (Bosabalidis, Gabrieli, & Niopas, 1998). Los análisis realizados al ajo, arrojaron resultados muy pobres. Los bulbos tienen una esencia sulfurada, inodora, llamada aliína, además contiene un extracto mucilaginoso, materia albuminoidea, sales de potasio y óxidos de hierro y sílice, alcaloides, saponinas y taninos (Hernández, Fuentes, Alfonso, Avilés, & Perera, 1999). En la evaluación de la mortalidad de los nematodos se obtuvieron efectos varios, los cuales pueden observarse a través del tiempo, en los experimentos separados por una semana, en donde se realizaron observaciones a las 24, 48 y 72 horas luego de la inoculación. En este trabajo solo se van a mostrar los mejores resultados y los de mayor impacto en las pruebas "in vitro" producto de los experimentos, los cuales fueron hombre grande, jengibre y orégano. Los resultados obtenidos con Hombre grande (Figura 1), y Hexano como disolvente, fue superior a los valores de mortalidad del testigo solamente en la evaluación realizada 48 horas posteriores a la inoculación ( $P = 0,0022$ ), con una mortalidad 21 unidades porcentuales superior al testigo absoluto.



**Figura 13** Porcentaje de Mortalidad de *R. similis*, bajo tres extractos de Hombre grande (*Q. amara*), 24, 48 y 72 horas después de la inoculación. Experimento 1. La Rita, Pococí. 2010.

Otros resultados de estos experimentos se observan en la Figura 2, que a las 72 horas mostraron alta mortalidad sobre *R. similis*, con valores de 90% y 80% respectivamente. Es claro que los extractos que presentaron mayor mortalidad de *R. similis* fueron Hombre grande - Metanol (98%) y Hombre grande- Acetato de etilo (100%); ambos mostrando diferencias altamente significativas con el testigo ( $P \leq 0,01$ ).

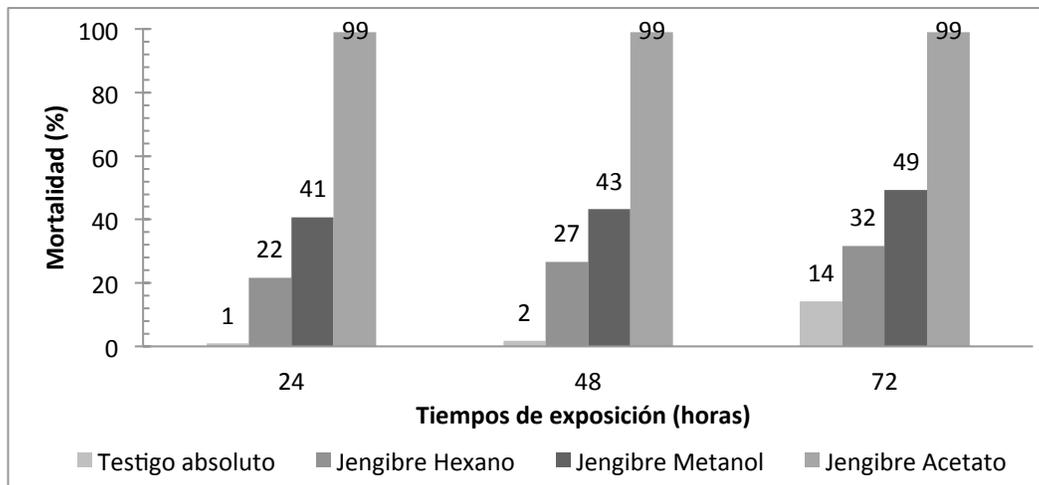


**Figura 14** Porcentaje de Mortalidad de *R. similis*, bajo tres extractos de Hombre grande (*Q. amara*), 24, 48 y 72 horas después de la inoculación. Experimento 2. La Rita, Pococí. 2010.

Según el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (1994), la actividad de *Quassia amara* ha sido probada desde 1884, para el control de áfidos y mariposas, obteniendo resultados positivos, además cita que no afecta insectos benéficos como abejas y mariposas.

La mortalidad presentada por estos tratamientos puede deberse además a la lactona presente en sus hojas, la cuasina, compuesto activo contra ácaros y nematodos (Rodríguez H. , 2000); (Ocampo, 1994); (Salas, 1981); (Roselló, 2009), el modo de acción de los extractos de *Q. amara*, es por contacto y por digestión, por lo que el tiempo de exposición es fundamental en la efectividad de este, Rodríguez (1987), probó este extracto contra diversas plagas donde encontró altas mortalidades sobre áfidos y nematodos.

En los tratamientos con jengibre, de 24 a 72 horas luego de la inoculación hubo diferencias en la mortalidad de *R. similis* entre el testigo y los extractos con hexano ( $P < 0,0019$ ), metanol ( $P < 0,0001$ ) y acetato ( $P < 0,0001$ ). En todos los casos, el mayor porcentaje de mortalidad (99%) fue causado por el extracto con acetato de etilo, la cual difirió de aquellos con metanol ( $P < 0,0001$ ) y hexano ( $P < 0,0001$ ). De estos dos últimos el extracto con metanol fue superior ( $P < 0,0013$ ) con respecto al de hexano (Figura 3).



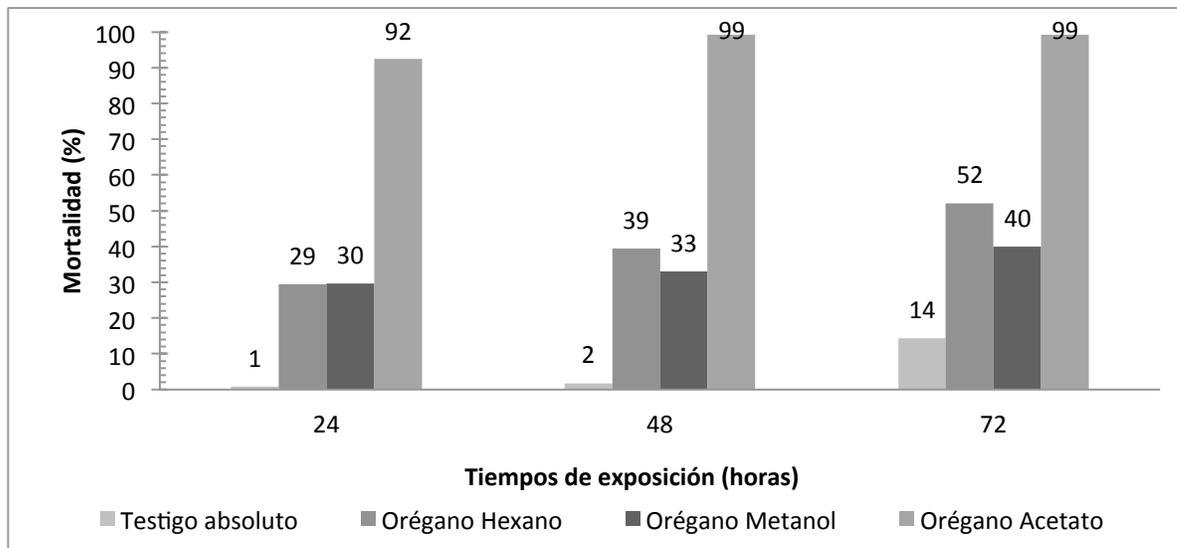
**Figura 15** Porcentaje de Mortalidad de *R. similis*, bajo tres extractos de jengibre (*Z. officinale*) 24, 48 y 72 horas después de la inoculación. Experimento 1. La Rita, Pococí. 2010.

Tanto a las 48 y 72 horas después de la inoculación no hubo diferencias en la mortalidad de *R. similis* entre el testigo y el extracto con hexano ( $P \geq 0,1342$ ), produciéndose un control casi total con acetato.

El jengibre, especialmente el tubérculo, funciona para el control de insectos. Es eficaz como repelente, insecticida, nematocida y fungicida. Se ha observado que existe cierta actividad para el control de *Meloidogyne javanica* (Stoll, 2000). También se han utilizado extractos metanólicos de jengibre para controlar in vitro *Haemonchus contortus*, obteniéndose un 100% de mortalidad (Iqbal, Nadeem, Khan, Akhtar, & Waraich, 2001).

DongWoon *et al.* (2009) reportó a los dos días después de inoculación los menos de un 10% en la mortalidad de nematodos entomopatógenicos (*Steinernema carpocapsae* y *Heterorhabditis* sp.), utilizando extractos de jengibre a 1,000 ppm.

En los tratamientos con orégano, tanto a las 24, como a 48 y 72 horas luego de la inoculación hubo diferencias en la mortalidad de *R. similis* entre el testigo y los extractos con hexano ( $P \leq 0.0005$ ), metanol ( $P \leq 0.0005$ ) y acetato ( $P = 0.0001$ ). En todos los casos, el mayor porcentaje de mortalidad (92 a 99%) fue causada por el extracto con acetato de etilo, la cual difirió de aquellos con metanol ( $P < 0.0001$ ) y hexano ( $P < 0.0001$ ). Estos dos últimos no difirieron ( $P > 0.2891$ ) entre sí a las 24 y 48 horas después de la inoculación, pero sí lo hicieron a las 72 horas, donde el extracto obtenido a partir de hexano fue superior ( $P < 0.0177$ ) al extracto con metanol (Figura 4).



**Figura 16** Porcentaje de Mortalidad de *R. similis*, bajo tres extractos de orégano (*O. vulgare*) 24, 48 y 72 horas después de la inoculación. Experimento 1. La Rita, Pococí. 2010.

Se utilizan aceites esenciales de orégano para el control de nematodos. Se ha logrado obtener hasta un 80% de mortalidad en estadios jóvenes de *Meloidogyne javanica* utilizando estos aceites esenciales. Estos aceites esenciales tienen compuestos como alcaloides, fenoles, sesquiterpenos entre otros, que tienen actividad nematocida (Oka, Nacar, Putievsky, Ravid, Yaniv, & Spiegel, 2000). Rodríguez (2001) menciona que la planta si puede ser usada como insecticida, sin embargo no cita nada acerca del uso como nematocida.

## CONCLUSIONES

Se logró extraer con éxito compuestos orgánicos de efecto biocida de semillas de Higuierilla (*Ricinus communis*), frutos maduros de Pichichio (*Solanum mammosum*), hojas de Madero negro (*Gliricidia sepium*), hojas de Hombre grande (*Quassia amara*), tubérculo de jengibre (*Zingiber officinale*), hojas de orégano (*Origanum vulgare*), bulbo de ajo (*Allium sativum*) y flor de reina de la noche (*Brugmansia* spp.).

Los compuestos extraídos de Hombre grande (*Q. amara*), fueron los más efectivos en el control de *R. similis*, todos los extractos presentaron diferencias altamente significativas al compararlos con el testigo en todos los tiempos de evaluación. Los extractos metanólicos y acéticos de *Quassia amara* presentaron mortalidades de 98% y 100% respectivamente, a partir de 48 horas posteriores a la inoculación de *R. similis*.

En las plantas de jengibre y orégano al utilizar como disolvente el acetato de etilo se obtienen los valores más altos de mortalidad de *Radopholus similis*.

## BIBLIOGRAFIA

- Araya, M. (1995). Efecto depresivo de ataques de *Radopholus similis* en banano (MUSA AAA). *CORBANA* , 20(43):3-6.
- Araya, M., & Cheves, A. (1997). Efecto de cuatro nematicidas sobre el combate de nematodos en banano (MUSA AAA). . *CORBANA*, 22 (47): 35-48.
- Bosabalidis, A., Gabrieli, C., & Niopas, I. (1998). Flavone aglycones in glandular hairs of *Origanum x intercedens*. . *Phytochemistry* , 49: 1549–1553.
- CATIE. (1994). Potencial de *Quassia amara* como insecticida natural. . *Actas de la reunión centroamericana en CATIE*, (pág. 6). Turrialba, Costa Rica.
- Chávez, A. (2008). Extractos vegetales con efecto fungicida, insecticida o nematicida. *Ministerio de Agricultura y Ganadería*, 120. Costa Rica.
- Cocom, J. ( 2005). Evaluación de la actividad biológica de extractos vegetales sobre *Radopholus similis* y *Colletotrichum gloeosporioides*. . *Tesis Lic. Ing. Agr.* Guácimo, Costa Rica: EARTH.
- DongWoon, L., HyeonCheol, C., TaeSu, K., JongKyun, P., JungChan, P., HwangBin, Y., y otros. (2009). Effect of some herbal extracts on entomopathogenic nematodes, silkworm and ground beetles. *Korean Journal of Applied Entomology*, 48. (3): 335-345.
- El'chibekova, L. A., & Nikonov, G. K. (1986). Essential oil of *Origanum tyttanthum*. . *Khimiya Prirodnykh Soedinenii*. , 2: 247-248.
- Gutiérrez, M. (2006). . Evaluación de extractos de plantas tropicales sobre la mortalidad de *Radopholus similis* Cobb. . *Tesis Lic. Ing. Agr.* . Guácimo, CR.
- Halbrendt, J. (1996). Allelopathy in the management of plant-parasitic nematodes. *Journal of Nematology* , 28:8-14.
- Harborne, J. (1993). Introduction to ecological biochemistry. . Londres: Ed. London, Acad.Press. .
- Hernández, M., Fuentes, V., Alfonso, M., Avilés, R., & Perera, E. (s.f.). Plaguicidas naturales de origen botánico. La Habana. Cuba. Instituto de Investigaciones Fundamentales en Agricultura Tropical "Alejandro de Humboldt" (INIFAT).
- Iqbal, Z. K., Nadeem, Q., Khan, M. N., Akhtar, M. S., & Waraich, F. N. (2001). In vitro antihelmintic activity of *Allium sativum*, *Zingiber officinale*, *Curcubita mexicana* and *Ficus religiosa* Int. *J Agric Biolo*, 3:455-457.

- Jang, D. S., R, H. A., Park, G., & Seo, E. K. (2004). Flavonoids and aromatic compounds from the rhizomes of *Zingiber zerumbet*. . *Arch. Pharm. Res*, 27: 386-389.
- Jurd, L. (1976). A phenolic isoflav-3-ene from *Gliricidia sepium*. En *Tetrahedron Lett EEUU*. (pág. 1741).
- Ocampo, R. (1994). Estudios etno-botánico de las palmas empleadas por los indígenas en Talamanca, Costa Rica,. *Revista Forestal (CR)* , 7: 1-6.
- Oka, Y., Nacar, S., Putievsky, E., Ravid, U., Yaniv, Z., & Spiegel, Y. (2000). Nematicidal Activity of Essential Oils and Their Components Against the Root-Knot Nematode.
- Pushpanathan, T., Jebanesan, A., & Govindarajan, M. (2008). The essential oil of *Zingiber officinalis* Linn (Zingiberaceae) as a mosquito larvicidal and repellent agent against the filarial vector *Culex quinquefasciatus* Say (Diptera: Culicidae) 102 (6):1289–1291. *Parasitol Res* , Parasitol Res .
- Ramírez, F., Chaverri, F., Wesseling, C., Castillo, L., & Bravo, V. ( 2009). Importación de plaguicidas en Costa Rica; periodo 1977-2006. Heredia, C. R. : Universidad Nacional, IRET. .
- Rodríguez, H. ( 2001). Plantas plaguicidas en Costa Rica. Heredia. Costa Rica: EUNA.
- Rodríguez, H. (1987). Combate biológico en hortalizas. . Costa Rica: EUNA Universidad Nacional. .
- Rodríguez, H. (2000). La utilidad de las plantas medicinales en Costa Rica. Costa Rica: EUNA Universidad Nacional.
- Roselló, J. (2009). *Extractos Naturales utilizadas en Agricultura Ecológica*. Obtenido de <http://www.gobcan.eu/agricultura/doc/calidadagr/jornadasycursos/cursoAE/1820.pdf>
- Salas, J. (1981). Investigación Sobre Plantas Medicinales en el Departamento de Managua. Managua, Nicaragua: IRENA.
- Stoll, G. (2000). Natural crop protection in the tropics. 2 ed. . Hohberg, Alemania. : Margraf Verlag.
- Syamkumar, S., Bosco, L., & Sasikumar, B. (2003). Isolation and amplification of DNA from rhizomes of turmeric and ginger. . En *Plant Mol. Biol. Reprtr* (págs. 23:171a-171e).

## **B.13.O. Modelos de factores de emisión instantáneos en SIG para las salidas de Transims GIS-based Instantaneous factor emission models for Transims™ outputs**

Adolfo Hernández Moreno<sup>1</sup>, Violeta Mugica Álvarez<sup>2</sup>

Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco.

Av. San Pablo 180 Col. Reynosa-Tamaulipas, Azcapotzalco, México, D.F.,  
02200. Tel. +(52) (55) 5318 9577, Correo: (1)  
[al207280328@alumnos.azc.uam.mx](mailto:al207280328@alumnos.azc.uam.mx), (2) [vma@correo.azc.uam.mx](mailto:vma@correo.azc.uam.mx)

### **RESUMEN**

La mejora de los inventarios de emisiones es una tarea básica de gestión ambiental. Consecuentemente, se requiere de la aplicación de las herramientas más apropiadas para la estimación de emisiones. Actualmente, la simulación de tráfico vehicular es considerada como la mejor herramienta para interpretar el fenómeno de la actividad vehicular, sin embargo, para estimar las emisiones asociadas se requieren factores de emisión instantáneos adecuados. Con la finalidad de atender este requerimiento de modelado se adaptaron y compilaron un conjunto de modelos de factores de emisión instantáneos (MFEIs) en una caja de herramientas del sistema de información geográfica *ArcMap*® para ser aplicada a las salidas del simulador de tráfico de autómatas celulares *Transims*. Los MFEIs fueron desarrollados haciendo uso de datos de rendimiento instantáneo de combustible de la Federal Highway Administration de los Oak National Labs, ajustados con el modelo *Mobile6Mex* para su regionalización a la Ciudad de México como estudio de caso. Como resultado, se obtuvieron MFEIs para estimar las emisiones de monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles, dióxido de carbono, óxidos de azufre, hidrocarburos poli-cíclicos aromáticos y material particulado. Estos modelos podrán ser ajustados para su regionalización en cualquier parte del mundo con un mínimo de conocimientos de programación.

**Palabras clave:** emisiones vehiculares, SIG, factores de emisión

## ABSTRACT

The improvement of emission inventories is a basic task of environmental management. Consequently, the application of the most appropriate tools for the pollutant emission estimation is required. Currently, vehicular traffic simulation is considered as the best tool to interpret the phenomenon of vehicular activity, however, to estimate pollutant emissions associated, appropriate instantaneous emissions factor will required. In order to attend this requirement modeling, a set of instantaneous emission factor models (IEFMs) were adapted and compiled in a toolbox of the geographic information system *ArcMap*<sup>™</sup> to be applied to the outputs of cellular automaton traffic simulator *Transims*. The IEFMs were developed using the Federal Highway Administration from Oak Ridge National Labs's instantaneous fuel economy data adjusted with Mobile6Mex model for the regionalization to Mexico City as study case. As results, IEFMs were obtained for estimating emissions of carbon monoxide, nitrogen oxides, black carbon, volatile organic compounds, carbon dioxide, sulphur oxides, polycyclic aromatic hydrocarbons and particulate matter. These models can be adjusted to regionalize to anywhere in the world with minimal programming knowledge. This tool will be made available to the community concerned for testing and evaluation.

**Keywords:** vehicular emissions, GIS, emission factors.

## INTRODUCCION

Las emisiones contaminantes generadas por los vehículos automotores están constituidas por un conjunto de contaminantes generados en diferentes procesos de la actividad vehicular. Este conjunto de contaminantes incluye hidrocarburos no quemados (HCT, por las siglas de hidrocarburos totales), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NOx), óxidos de azufre (SOx), material particulado con diámetro aerodinámico menor a 10 micras (PM10) y menor a 2.5 micras (PM2.5), ozono (O3) plomo, amoniaco (NH3), compuestos orgánicos volátiles (COV, parte de los HCT), carbón negro (BC, por sus siglas en inglés) e hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPA).

Durante muchos años, el método aplicado para el cálculo de estas emisiones se ha basado en el uso de factores de emisión a velocidad promedio aplicados sobre datos de actividad vehicular. Actualmente, en cambio, se ha incrementado el uso de los simuladores de tráfico para la determinación de la actividad vehicular debido principalmente a que se les considera como la herramienta que mejor reproduce el fenómeno del tráfico vehicular (Chowdhury, Santen, & Schadschneider, 2000). Sin embargo, como concluyeron Eissfeldt y Schrader (2001), asociar factores de emisión a velocidad promedio a la simulación de tráfico no permite obtener las mejoras esperadas en la estimación de las emisiones contaminantes ya que su uso puede conllevar una subestimación importante. En cambio, el cálculo de las emisiones debe estar basado en

modelos de factores de emisión instantáneos (MFEI) que consideren los cambios de aceleración además de los cambios de velocidad.

A la fecha, se han desarrollado simuladores de tráfico vehicular basado en diferentes teorías de movimiento; hidrodinámico, cinético, de látice de mapa acoplado, de seguimiento vehicular y autómatas celulares. Algunos simuladores disponibles, tanto de tipo comercial como de código abierto, ya emplean Factores de emisión instantáneos (FEI), como es el caso de Synchro SimTraffic®(Trafficware Ltd., 2006). Estos realizan los cálculos de emisiones sobre promedios de actividad vehicular para cada arco vial. Esta estrategia de cálculo de emisiones se llega a justificar debido a la enorme cantidad de información generada por los simuladores de tráfico, como ya lo han hecho ver Jazcilevich y colaboradores (2007).

Entre los simuladores disponibles en código abierto, TRANSIMS (Transportation Analysis and Simulation System) es un simulador basado en autómatas celulares desarrollado por Los Alamos National Laboratory con financiamiento del U.S. Department of Transportation, EPA, y el U.S. Department of Energy, como parte del Travel Model Improvement Program. TRANSIMS es un sistema integrado de modelos de pronóstico de viajes diseñado con el objetivo de dar a los planificadores de transporte información exacta y completa de los impactos del tráfico, congestión y contaminación(AECOM Consult, Inc., 2009a). Un aspecto atractivo de TRANSIMS es su capacidad de generar mapas instantáneos (denominados en inglés como *snapshots*) los cuales son mapas geo-referenciados en formato *shape* (\*.shp) de la localización de cada vehículo que circula por la red vial a cada segundo del día. Esta utilidad del simulador provee las características de operación de cada vehículo incluyendo su velocidad instantánea y aceleración de operación. Sin embargo, como ocurre con otros simuladores, el cálculo de las emisiones en TRANSIMS se ve limitado por el uso de tablas de factores de emisión y promedios de actividad vehicular.

Otro aspecto que recurrentemente se debe resolver para el uso de factores de emisión es la regionalización de los modelos. Este proceso de regionalización es recomendado antes de que los factores sean aplicados en la zona de estudio. En muchos casos se requiere de elevados niveles de conocimiento en programación para modificar los modelos existentes, además de las autorizaciones correspondientes por parte de los desarrolladores. Tanto TRANSIMS como Synchro SimTraffic® permiten incorporar de factores de emisión locales libremente, sin embargo se cae nuevamente en la limitante del uso de tablas.

En la búsqueda de una herramienta que permita maximizar las ventajas de la simulación de tráfico para la determinación de las distribuciones espacial y temporal de las emisiones contaminantes vehiculares; en este documento se presenta el desarrollo de una caja de herramientas tipo SIG (Sistema de Información Geográfica) de actualización simple, que incorpora los modelos de factores de emisión instantáneos, aplicable a las salidas de TRANSIMS. Su utilización se presenta sobre los resultados de la simulación de tráfico en la red vial de la Zona Metropolitana del Valle de México como estudio de caso.

## DESARROLLO TEORICO

Los nuevos modelos de factores de emisión instantáneos (MFEI) desarrollados son producto de la conjunción de las tasas de consumo de combustible instantáneo de la Federal Highway Administration from Oak Ridge National Labs (FHA)(Trafficware Ltd., 2006) con el modelo Mobile6Mex (EPA, 2003). Synchro SimTraffic® publicó factores de emisión instantáneos tabulados para los valores de aceleración específicos que van de -9 a +9 pies/seg para diferentes tipos de vehículos (autos particulares, tractocamiones, autobuses, etc.). Estos datos tabulados de la FHA permiten obtener los modelos de regresión polinomial (ver ec. 1) para cada valor de aceleración.

$$CC_{inst}|ac_i = \beta_0 + \beta_1 V + \beta_2 V^2 + \dots + \beta_n V^n \quad (1)$$

En donde  $CC_{inst}|ac_i$  es el consumo de combustible instantáneo dada a una aceleración  $ac_i$ , la aceleración  $ac_i$  puede ser positiva o negativa.  $V$  es la velocidad instantánea y  $\beta$  son los coeficientes de regresión.

Los modelos de consumo de combustible se calibran para regionalizarse aplicando factores de ajuste ( $k$ ) para aproximar los modelos a los datos locales, dichos factores afectan cada elemento del modelo de regresión polinomial como se muestra en la ecuación 2, en donde,  $CC_{inst-local}$  es el consumo de combustible regionalizado.

$$CC_{inst-local}|ac_i = k_0 \beta_0 + k_1 \beta_1 V + k_2 \beta_2 V^2 + \dots + k_n \beta_n V^n \quad (2)$$

Las emisiones contaminantes pueden ser determinadas empleando factores de emisión específicos por combustible. De tal manera que; una vez estimado el consumo de combustible instantáneo, las emisiones contaminantes instantáneas se pueden calcular aplicando los factores de emisión específicos por combustible como sigue:

$$EI_j|ac_i = FEI_j * CC_{inst-local}|ac_i \quad (3)$$

En donde  $EI_j|ac_i$  son las emisiones instantáneas de la contaminante  $j$  dada una aceleración  $ac_i$  y  $FEI_j$  es el factor de emisión instantáneo del contaminante  $j$  específico por combustible. Los FEI de cada contaminante se determinan experimentalmente en campo.

Los modelos de  $CC_{inst}|ac_i$  así como los de  $EI_j|ac_i$  en conjunto integran los modelos de factores de emisión instantáneos (MFEI) los cuales son incorporados en una herramienta SIG en donde el conocimiento de la posición geográfica de los vehículos automotores junto con su información de velocidad instantánea y aceleración permite determinar las emisiones contaminantes instantáneas y su distribución espacial simultáneamente. Tanto los modelos de consumo de combustible como de emisiones se pueden aplicar en un sistema de información geográfica (SIG) mediante un modelo SIG. El diagrama de flujo de la aplicación de una herramienta SIG de cálculo de emisiones se muestra en la figura 1.

Los snapshots o mapas de actividad instantánea de TRANSIMS sobre los que se aplica la herramienta SIG se generan en el módulo ArcSnapshot del simulador. Este módulo es la etapa final en la simulación de tráfico que convierte el archivo Snapshot, generado por el módulo Microsimulador, en mapas tipo *shape* (\*.shp) para ArcGis(AECOM Consult, Inc., 2010f). Estos mapas contienen la localización de los vehículos a cada segundo del día e información de sus condiciones instantáneas de operación como son velocidad instantánea y aceleración.

## RESULTADOS

El cuadro 1 presenta los modelos de regresión polinomial obtenidos a partir de los datos de la FHA. Los datos se convirtieron al sistema internacional de unidades. Los mejores ajustes se obtuvieron con polinomios de orden cuatro respecto a la velocidad, con excepción del caso a aceleración igual a  $0.9 \text{ m/s}^2$  cuya curva se ajustó más a un polinomio de tercer grado. En el mismo cuadro 1 se muestra los estadísticos del error de cada uno de los modelos entre paréntesis. Para aceleraciones negativas (ó desaceleración) solamente se requirió un modelo, con el cual se pueden describir todas las curvas de consumo de combustible para aceleraciones menores a cero.

En forma paralela se modelaron los factores de emisión a velocidad promedio para todo el rango de velocidades que pueden modelarse en MOBILE6Mex. Este modelo está calibrado para las condiciones de México, por lo que considera las características regionales de calidad de combustible, temperatura ambiente, altitud y caracterización del parque vehicular. Para el modelado se utilizaron las flotas vehiculares estimadas económicamente para el año 2010. De los resultados de MOBILE6Mex se extrajeron los valores de rendimiento de combustible y se compararon con los obtenidos en el cuadro 1 correspondientes a la aceleración cero ( $0 \text{ m/s}^2$ ) que es equivalente a velocidad constante. En la comparación se observa que los datos del Modelo de ajuste obtenido de los datos de la FHA se muestran por arriba de los del modelo MOBILE6Mex para valores de velocidad menores a  $10 \text{ m/s}$  y por debajo en velocidades mayores a  $10 \text{ m/s}$ . Las diferencias se pueden interpretar como sigue; por un lado, los datos de la FHA no son regionales, por lo que no muestran el efecto de la altura a la que se localiza la ZMVM y que causa pérdida en la eficiencia de combustión en los vehículos. Por otro lado, el modelo MOBILE6Mex emplea un modelo lineal que converge en cero emisiones a velocidad cero lo cual implicaría que el vehículo no consume combustible cuando opera en ralentí (parado pero encendido), esto es un error del modelo por lo que se decidió tomar las siguientes consideraciones: a) El modelo de ajuste basado en los datos de la FHA subestima las emisiones para velocidades mayores a  $10 \text{ m/s}$ ; b) El modelo MOBILE6Mex subestima las emisiones a velocidades menores a  $10 \text{ m/s}$ . En consecuencia, se decidió realizar el ajuste del modelo de regresión para que coincida con el MOBILE6Mex a velocidades mayores a  $10 \text{ m/s}$  pero no se ajustaron para velocidades menores a dicha velocidad. Este ajuste se logra agregando un factor de ajuste al término cuadrático de los modelos el cual se identifica en la ecuación 2 como  $k_2$  (ver cuadro 2).

Una vez que se obtuvieron los modelos ajustados de consumo de combustible, se procedió a la obtención de los factores de emisión específicos por combustible los cuales son la pendiente de la curva ajustada con los resultados del modelo MOBILE6Mex para los diferentes contaminantes. Como se puede observar en la tabla 1, los factores obtenidos resultaron similares a los de otras referencias en la literatura. El resto de los FEI incorporados en la aplicación SIG se presentan en la tabla 2.

Los Modelos de consumo de combustible y factores de emisión instantáneos (MFEI) se integraron en una herramienta SIG en ArcMap®. La aplicación se configuró en idioma inglés. La figura 2 muestra el diagrama de flujo de la herramienta que se nombró “Transims’s Snapshots-Based Emissions” y que se almacenó en una caja de herramientas nueva llamada “emissions”. Esta herramienta permite calcular las emisiones de monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NOx), compuestos orgánicos volátiles (COV), hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH, por sus siglas en inglés), óxidos de azufre (SOx), partículas menores a 10 micras (PM10) y partículas menores a 2.5 micras (PM25).

Al ejecutar la herramienta en ArcGis se inicia una ventana (ver figura 3) en donde se cargarán las capas de Snapshots de las que se desea calcular las emisiones contaminantes. La carga de capas se realiza por carpeta completa lo cual elimina la necesidad de cargar en la herramienta segundo a segundo las salidas de TRANSIMS. Se diseñó en idioma inglés sin embargo puede ser traducida libremente por el usuario. En la sección izquierda de la ventana de diálogo se indica la función que tiene la herramienta. Esta ventana de aplicación contiene botones de control incorporados por la herramienta ModelBuilder propios de ArcMap®. Entre estos botones auxiliares se encuentra el de acceso a la ayuda de la aplicación la cual se muestra en la figura 4.

Como estudio caso se simuló el tráfico vehicular en la red vial de la Zona Metropolitana del Valle de México empleando TRANSIMS. Se aplicó la herramienta SIG, “Transims’s Snapshot-Based Emissions”, desarrollada para este proyecto sobre los Snapshots obtenidos de la ejecución del módulo ArcSnapshot del simulador para computar las emisiones contaminantes. La herramienta SIG pudo ejecutar el cálculo de las emisiones en lotes de hasta 3600 snapshots a una tasa de 40 archivos por minuto aproximadamente. El tamaño de los lotes se vió limitado por la capacidad máxima de memoria buffer que utiliza el sistema de información geográfica (ArcMap®), de tal manera que lotes de más de 3600 snapshots pueden ocasionar ralentización de la iniciación del proceso de cálculo.

La figura 5 es una muestra de la distribución espacial de las emisiones obtenida para el CO. En dicha figura se pueden observar las emisiones a nivel de celda en cada carril de los arcos viales. Esto significa que se puede identificar con mayor precisión las zonas en las que se generan mayores volúmenes de contaminantes. Por ejemplo, en la misma figura 5 se puede observar que las vialidades con menor congestionamiento (recuadros inferiores) dan lugar a tasas de emisión menores que aquellas con gran densidad de tráfico (recuadros superiores). Además, se observan mayores emisiones contaminantes cuando existen cruces congestionados simultáneamente y que los tramos de aproximación al congestionamiento producen bajos volúmenes de emisión.

## CONCLUSIONES

La geo-referenciación de las emisiones contaminantes vehiculares es una tarea que se puede mejorar mediante la simulación de tráfico. En este estudio se desarrolló una herramienta SIG que permite obtener la distribución espacial de dichas emisiones sobre los resultados de la simulación de tráfico por autómatas celulares de TRANSIMS. La herramienta de MFEI permite trasladar los beneficios que la simulación había aportado en la descripción de fenómeno del tráfico hacia el cálculo y descripción espacial de las emisiones contaminantes vehiculares.

La herramienta SIG permite regionalizar los modelos de manera simple mediante la modificación de los coeficientes de correlación multinomial de los modelos de consumo de combustible, así como de los factores de emisión específicos por combustible. Este método de cálculo evita el uso de tablas de factores de emisión a velocidad promedio los cuales no permiten obtener la descripción espacial de las emisiones a lo largo de un arco vial.

Se recomienda el desarrollo de herramientas SIG complementarias para mejorar la representación gráfica de los resultados y la identificación analítica de los puntos críticos de contaminación.

## BIBLIOGRAFIA

- AECOM Consult, Inc. (2009a). *Microsimulator (version 4.0)*. <https://code.google.com/p/transims/>. TRANSIMS.
- AECOM Consult, Inc. (2010f). *ArcSnapshot Quick Reference*. TRANSIMS.
- Chowdhury, D., Santen, L., & Schadschneider, A. (2000). Statistical physical of vehicular traffic and some related systems. *Physics Reports*, 329(4), 199-329.
- Eissfeldt, N., & Schrader, R. (2001). Calculation of street traffic emissions with a queuing model. En J. o. Tech..
- EPA. (2003). *User's Guide to MOBILE6.1 and MOBILE6.2*. United States Environmental Protection Agency.
- Granholt, J. (2004). *What is an Air Contaminant Pollutant? Fact Sheet*. . Obtenido de [http://www.michigan.gov/documents/deq/deq-ead-caapairconfs\\_281871\\_7.pdf](http://www.michigan.gov/documents/deq/deq-ead-caapairconfs_281871_7.pdf)
- Hudda, N., Fruin, S., Delfino, R., & Sioutas, C. (2013). Efficient determination of vehicle emission factors by fuel use category using on-road measurements: downward trends on Los Angeles freight corridor I-710. *Atmos. Chem. Phys*, 13, 347–357.
- IPCC. (2006). Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories- Emissions: Energy, Road Transport. . En *IPCC National Greenhouse Gas Inv.* J. Penman, D. Kruger, I. Galbally, T. Hirais, L. Buendía, R. Hoppaus, et al., Eds.
- Jazcilevich, A. D., García-Fragoso, A., García, A., & Grutter, M. (2007). A Vehicle Emissions System Using a Car Simulator and a Geographical Information System: Part 1—System Description and Testing. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 57, 1234–1240.
- Jiang, M., Marr, L., Dunlea, E., Herndon, S., Jayne, J., & Kolb, C. (2005). Vehicle fleet emissions of black carbon, polycyclic aromatic hydrocarbons, and other pollutants measured by a mobile laboratory in Mexico City. *Atmos. Chem. Phys*, 5, 3377–3.
- Singer, B., & Harley, R. (1996). Fuel-Based Motor Vehicle Emission Inventory. . *Journal of Air and Waste Management Association*, 46, 581-593.
- Trafficware Ltd. (2006). *Synchro Studio 7 User Guide*.U.S.A.
- Zavala, M., Herndon, S., Wood, E., Onasch, T., Knighton, W., & Kolb, C. (2009). Evaluation of mobile emissions contributions to Mexico City's emissions inventory using on-road and cross-road emission measurements and ambient data. . *Atmos. Chem. Phys. Discuss*, 9, 6363–6395.

## ANEXOS

**Cuadro 12** Modelos de regresión polinomial de consumo de combustible.

$CC_{inst}  _{ac < 0} = 4.879E-4 + 7.949E-5 * V - 1.0296E-5 * V^2 + 4.896E-7 * V^3 - 7.27157E-9 * V^4$
(R2= 0.874, error estándar= 0.000021)
$CC_{inst}  _{ac = 0} = 5.390E-4 + 1.374E-5 * V + 5.328E-6 * V^2 - 2.674E-7 * V^3 + 4.247E-9 * V^4$
(R2= 0.974, error estándar= 0.000055)
$CC_{inst}  _{ac = 0.3} = 5.483E-4 + 1.843E-3 * V - 1.1450E-5 * V^2 + 6.229E-7 * V^3 - 1.042E-8 * V^4$
(R2= 0.984, error estándar= 0.000099)
$CC_{inst}  _{ac = 0.6} = 6.826E-4 + 1.949E-4 * V + 2.250E-7 * V^2 + 1.428E-7 * V^3 - 4.819E-9 * V^4$
(R2= 0.997, error estándar= 0.000077)
$CC_{inst}  _{ac = 0.9} = 9.348E-4 + 2.013E-4 * V + 9.599E-6 * V^2 - 2.030E-7 * V^3$
(R2= 0.990, error estándar= 0.000220)
$CC_{inst}  _{ac = 1.2} = 9.340E-4 + 2.633E-4 * V + 2.112E-5 * V^2 - 9.237E-7 * V^3 + 9.279E-9 * V^4$
(R2= 0.995, error estándar= 0.000186)
$CC_{inst}  _{ac = 1.5} = 1.575E-3 - 2.653E-4 * V + 1.425E-4 * V^2 - 8.229E-6 * V^3 + 1.362E-7 * V^4$
(R2= 0.981, error estándar= 0.000412)
$CC_{inst}  _{ac = 1.8} = 1.553E-3 - 1.320E-4 * V + 1.397E-4 * V^2 - 8.730E-6 * V^3 + 1.510E-7 * V^4$
(R2= 0.989, error estándar= 0.000314)
$CC_{inst}  _{ac = 2.1} = 1.491E-3 + 7.602E-5 * V + 1.185E-4 * V^2 - 8.064E-6 * V^3 + 1.448E-7 * V^4$
(R2= 0.994, error estándar= 0.000230)
$CC_{inst}  _{ac = 2.4} = 1.480E-3 + 2.936E-4 * V + 8.450E-5 * V^2 - 6.378E-6 * V^3 + 1.184E-7 * V^4$
(R2= 0.991, error estándar= 0.000259)
$CC_{inst}  _{ac = 2.7} = 1.555E-3 + 4.164E-4 * V + 6.229E-5 * V^2 - 5.187E-6 * V^3 + 9.873E-8 * V^4$
(R2= 0.987, error estándar= 0.000305)

**Cuadro 13** Modelos ajustados de consumo de combustible. El factor de ajuste  $K_2$  se muestra entre paréntesis.

$$\begin{aligned}
 CC_{inst} |_{ac < 0} &= 4.879E-4 + 7.949E-5 * V - (1.608) * 1.0296E-5 * V^2 + 4.896E-7 * V^3 - 7.27157E-9 * V^4 \\
 CC_{inst} |_{ac = 0} &= 5.390E-4 + 1.374E-5 * V + (0.830) * 5.328E-6 * V^2 - 2.674E-7 * V^3 + 4.247E-9 * V^4 \\
 CC_{inst} |_{ac = 0.3} &= 5.483E-4 + 1.843E-3 * V - (0.150) * 1.1450E-5 * V^2 + 6.229E-7 * V^3 - 1.042E-8 * V^4 \\
 CC_{inst} |_{ac = 0.6} &= 6.826E-4 + 1.949E-4 * V + (0.888) * 2.250E-7 * V^2 + 1.428E-7 * V^3 - 4.819E-9 * V^4 \\
 CC_{inst} |_{ac = 0.9} &= 9.348E-4 + 2.013E-4 * V + (0.888) * 9.599E-6 * V^2 - 2.030E-7 * V^3 \\
 CC_{inst} |_{ac = 1.2} &= 9.340E-4 + 2.633E-4 * V + (0.888) * 2.112E-5 * V^2 - 9.237E-7 * V^3 + 9.279E-9 * V^4 \\
 CC_{inst} |_{ac = 1.5} &= 1.575E-3 - 2.653E-4 * V + (0.950) * 1.425E-4 * V^2 - 8.229E-6 * V^3 + 1.362E-7 * V^4 \\
 CC_{inst} |_{ac = 1.8} &= 1.553E-3 - 1.320E-4 * V + (0.932) * 1.397E-4 * V^2 - 8.730E-6 * V^3 + 1.510E-7 * V^4 \\
 CC_{inst} |_{ac = 2.1} &= 1.491E-3 + 7.602E-5 * V + (0.911) * 1.185E-4 * V^2 - 8.064E-6 * V^3 + 1.448E-7 * V^4 \\
 CC_{inst} |_{ac = 2.4} &= 1.480E-3 + 2.936E-4 * V + (0.862) * 8.450E-5 * V^2 - 6.378E-6 * V^3 + 1.184E-7 * V^4 \\
 CC_{inst} |_{ac = 2.7} &= 1.555E-3 + 4.164E-4 * V + (0.816) * 6.229E-5 * V^2 - 5.187E-6 * V^3 + 9.873E-8 * V^4
 \end{aligned}$$

Tabla 13 Factores de emisión específicos por combustible de este estudio y de otras referencias.

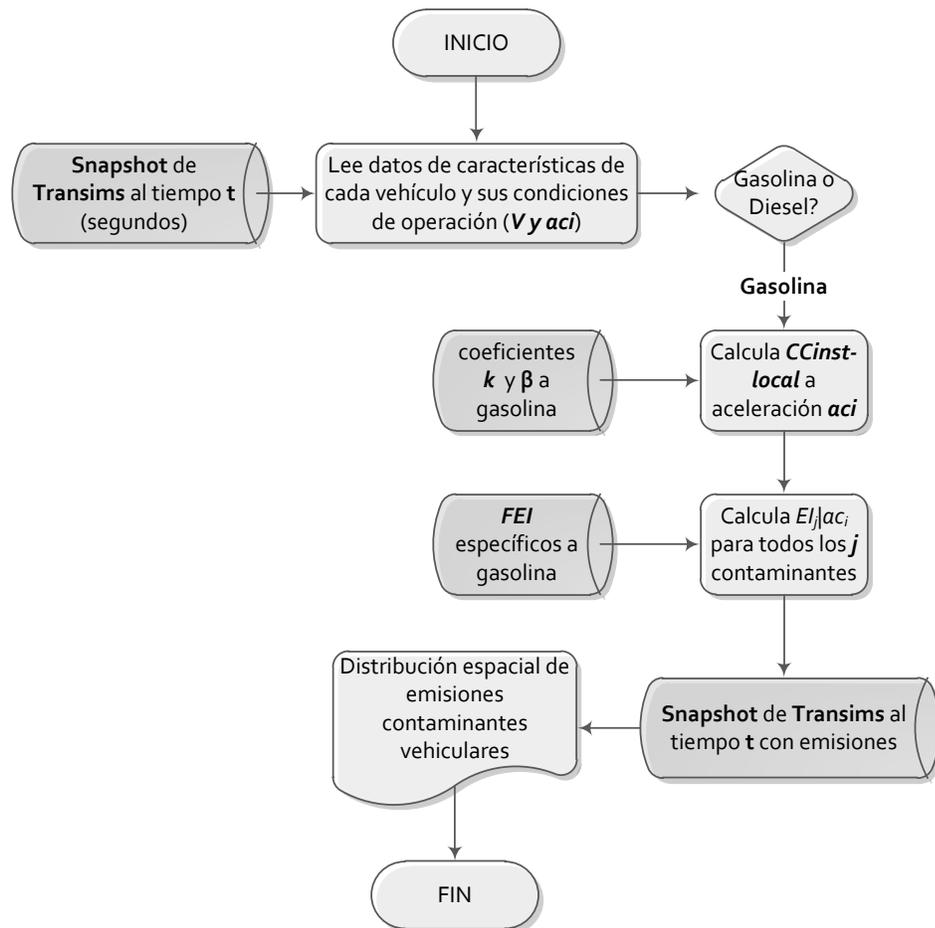
Contaminante	Factor (gr/kg)	Factor (gr/lt)	Fuente
<b>CO</b>		<b>117</b>	<b>Este estudio</b>
CO	142	114*	(Zavala M. , et al., 2009)
	181.14 -	145-	
CO	244.14	195*	(IPCC, 2006)**
		104.9	
CO		±20%	(Singer & Harley, 1996)
<b>NOx</b>		<b>6.3</b>	<b>Este estudio</b>
NOx	6.5	5.2*	(Zavala M. , et al., 2009)
NOx	12.4	9.9*	(Zavala M. , et al., 2009)
			(Hudda N. , Fruin, Delfino, & Sioutas, 2013)
NOx	3.8	3.04*	
<b>COV</b>		<b>3.6</b>	<b>Este estudio</b>
COV	4.27	3.4*	(Zavala M. , et al., 2009)**
COV		4.25	(Trafficware Ltd., 2006)

\*Conversión aplicando un peso específico de gasolina= 0.8, \*\*Vehículos sin control de emisiones

**Tabla 14** Otros Factores de emisión específicos por combustible empleados.

Contaminante	Factor (gr/kg)	Factor (gr/lt)	Fuente
PAH	0.009	0.0072*	(Jiang M. , et al., 2005)
Sox		0.41	Mobile6Mex
PM10		0.0359	Mobile6Mex
PM2.5		0.0341	Mobile6Mex

\*convertido empleando un peso específico de gasolina= 0.8



**Figura 17** Diagrama de flujo de aplicación de los MFEI en la herramienta SIG.

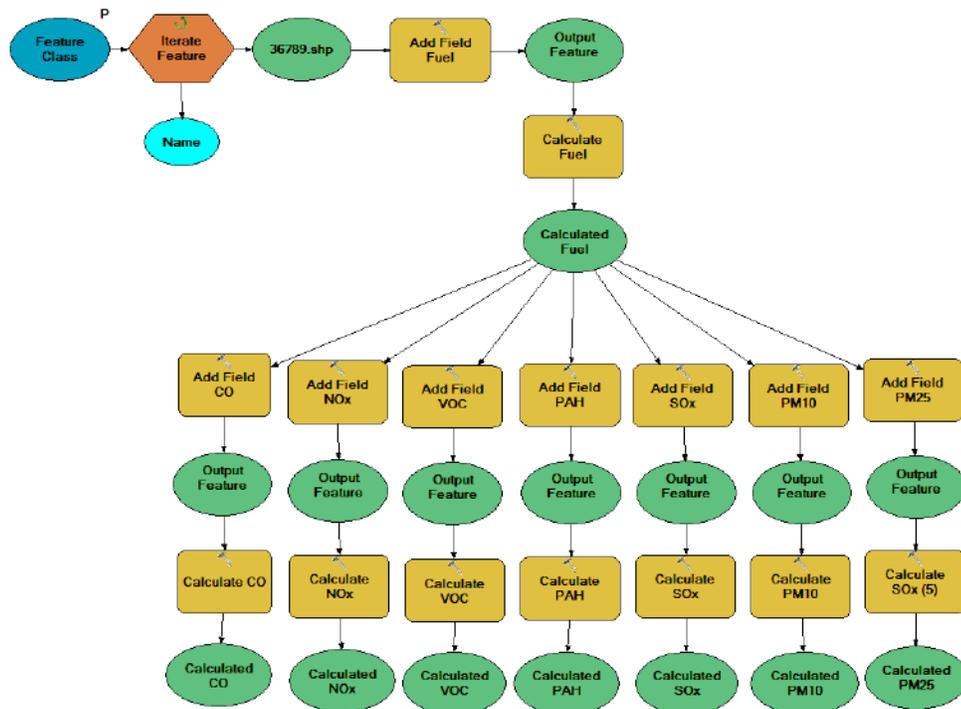


Figura 18 Diagrama de la herramienta “Transims Snapshot-Based Emissions”

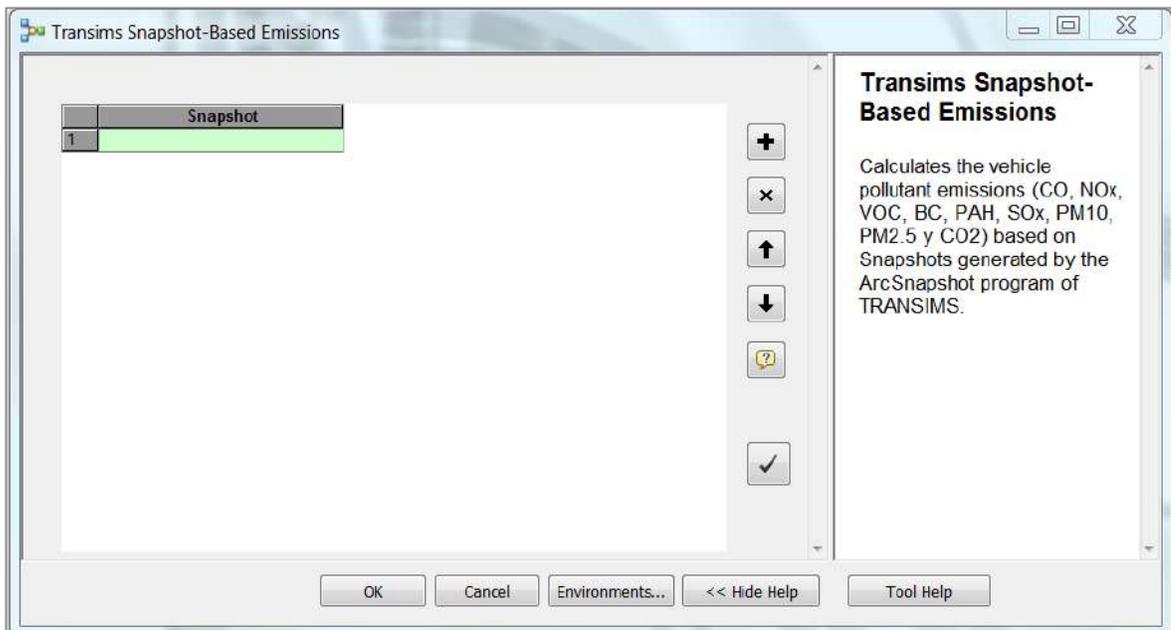


Figura 19 Ventana de aplicación de la herramienta “Transims’s Snapshot-Based Emissions”.

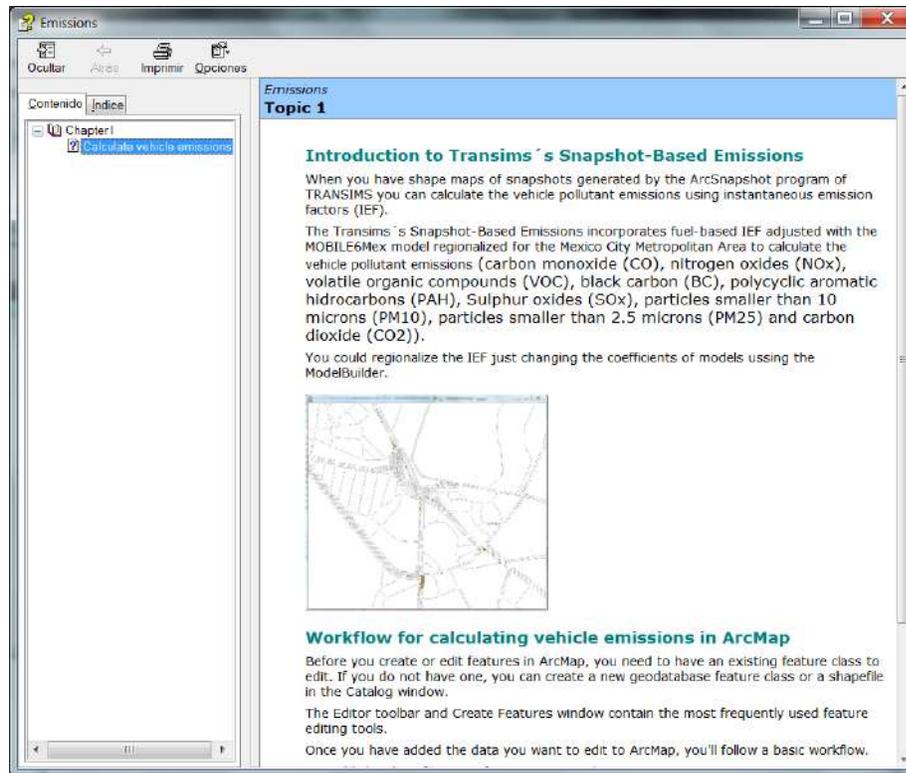


Figura 20 Ventana de ayuda de la herramienta “Transims’s Snapshot-Based Emissions”.

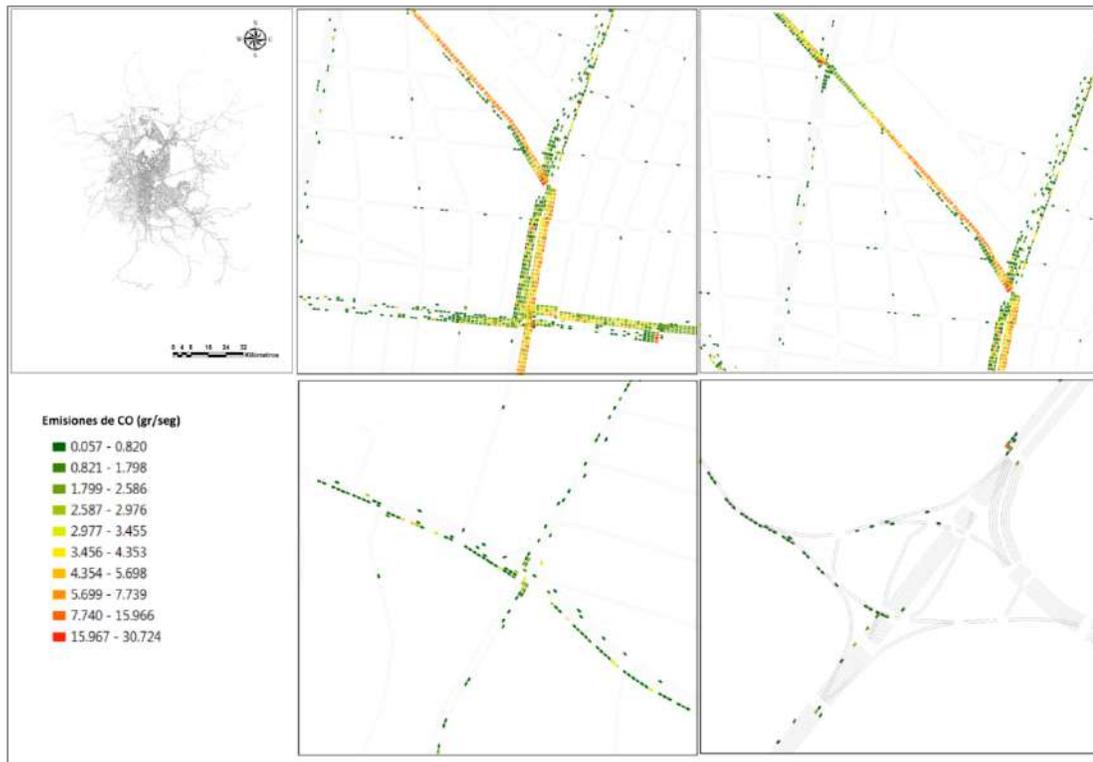


Figura 21 Distribución de emisiones vehiculares de CO a lo largo de la red vial obtenida aplicando la herramienta SIG sobre la simulación de tráfico.

## **B.14.O. Evaluación de la biodegradación de hidrocarburos por consorcios microbianos nativos para el tratamiento de lodos contaminados**

### **Evaluation of the biodegradation of hidrocarbons by native microbial consortia in the treatment of contaminated sludge**

**Eliana R. Hernández H.** [eliana.hernandez@cif.org.co](mailto:eliana.hernandez@cif.org.co) (3108118403), **José E. Mejía** [jose.mejia@cif.org.co](mailto:jose.mejia@cif.org.co) (3103140503), **Mauricio A. Valencia C.** [mauricio.valencia@cif.org.co](mailto:mauricio.valencia@cif.org.co) (3153055015), **Camila Clivio** [camilaclivio@gmail.com](mailto:camilaclivio@gmail.com) (3013898625), **Ivonne Narvárez** [ivonne.narvaez@cif.org.co](mailto:ivonne.narvaez@cif.org.co) (3013044382), **Marta Lucía Guardiola** [marta.guardiola@cif.org.co](mailto:marta.guardiola@cif.org.co) (3102059764).

Centro Internacional de Física CIF – Grupo de Biotecnología- Colombia

## INTRODUCCION

El manejo y tratamiento de lodos residuales contaminados con hidrocarburos, considerados residuos peligrosos, es una problemática mundial, dado el volumen producido y la disposición final que se les da. En la búsqueda de una solución han sido desarrolladas varias técnicas que comprenden procesos físicos, químicos y biológicos, dentro de estos últimos se encuentra la Biorremediación, considerada una de las mejores alternativas para el tratamiento de residuos contaminados con compuestos recalcitrantes como los hidrocarburos. (Atlas, Horowitz, Krichevky, & Bej, 1991); (Farinazleen, Raja, Rahman, Abu, & Mahiran, 2004). Este proceso implica el uso de microorganismos como bacterias y hongos los cuales tienen la capacidad de crecer y utilizar un contaminante particular como fuente de carbono, gracias a una amplia batería enzimática y respuestas fisiológicas acordes con el ambiente en el que se encuentran, de forma tal que lo pueden asimilar, transformar y degradar a formas menos tóxicas. (Verdin, Loune` s-Hadj Sahraoui, & Durand, 2004); (Atlas, Horowitz, Krichevky, & Bej, 1991).

Se ha reportado que en procesos de biodegradación es más eficiente emplear consorcios que cultivos puros, teniendo en cuenta que se presentan fenómenos de sinergia en donde el producto de una reacción de un microorganismo se convierte en el sustrato para otro, aumentando la eficiencia del proceso (Cerqueira, y otros, 2011); (Das & Chandran, 2011); (Atlas, Horowitz, Krichevky, & Bej, 1991); (Farinazleen, Raja, Rahman, Abu, & Mahiran, 2004).

Las principales técnicas de biorremediación que han sido utilizadas con hidrocarburos son: la bioestimulación, que consiste en la activación de microorganismos nativos para ser utilizados en la remoción de los contaminantes (Head, 1998) y la bioaumentación que es la adición de cultivos microbianos ya establecidos para la biorremediación en un ambiente determinado. (D'Annibale, Rosetto, Leonardi, Federici, & Petruccioli, 2006).

Los hidrocarburos se consideran compuestos de una alta toxicidad debido principalmente a la fracción de Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (PAHs) que son compuestos de dos o más anillos aromáticos formados durante la combustión incompleta de un material orgánico, se caracterizan por ser compuestos hidrofóbicos, no volátiles, algunos considerados sustancias peligrosas por su toxicidad y potencial cancerígeno según la EPA (Verdin, Loune` s-Hadj Saharaoui, & Durand, 2004). Adicionalmente, Mihelcic en el 2007 describe los problemas de contaminación generados por diesel y gasolina (BTEX) de los tanques de almacenamiento en estaciones de servicio ya que la mezcla de estos puede llevar a la dispersión de compuestos biodegradables y no biodegradables, a cambios en la solubilidad y a hacer más difícil su degradación, sumado al impacto que pueden tener los aditivos utilizados en la refinación.

Varios estudios han tratado de establecer el papel de las comunidades microbianas nativas en la degradación de hidrocarburos contaminantes en diferentes tipos de ambientes (Kastner, Breuer-Jammali, & Mahro, 1994); (Balba, Al-Awadhi, & Al-Daher, 1998); (Mancera-López, Esparza-García, Chávez-Gómez, Rodríguez-Vázquez, Saucedo-Castañeda, & Barrera-Cortés, 2008); (Martínez-Prado, Pérez-López, Pinto-Espinoza, Gurrola-Nevárez, & Osorio -Rodriguez, 2011), así como, estudios de microorganismos capaces de biodegradar productos de su refinación como gasolina y diesel que también se consideran contaminantes de difícil degradación (Auffret, Labbe, Thouand, Greer, & Fayolle-Guichard, 2009).

Ensayos realizados con consorcios han funcionado mejor que los aislamientos por separado, dado que prefieren degradar compuestos de menos de 12 carbonos y entre 20 y 30 carbonos y PAHs de dos y tres anillos, así como el hecho que algunos compuestos de estructuras complejas son convertidos a estructuras más simples que pueden ser aprovechados por otros microorganismos. (Mancera-López, y otros, 2007).

El presente estudio evaluó la capacidad degradativa de consorcios de bacterias y hongos nativos aislados de un lodo residual contaminado con hidrocarburos (diesel) en búsqueda de soluciones biotecnológicas de carácter regional para el tratamiento de este tipo de residuos peligrosos.

## METODOS

### **Lodos contaminados con hidrocarburos**

Se obtuvo una muestra de lodo contaminado con hidrocarburos de un tanque de almacenamiento de diesel en una estación de servicio ubicada en Bogotá. Para su caracterización físicoquímica se realizó análisis DRO (Diesel Range Organics) mediante cromatografía de gases con detector de ionización de llama (FID) y estándares primarios para la identificación de cada uno de los compuestos, en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad de los Andes.

Por medio de un proceso de decantación se realizó una separación de fases líquida y sólida de la muestra de lodo, para el posterior aislamiento de los microorganismos nativos presentes en cada una de las fases.

### **Aislamiento y caracterización de especies microbianas**

A partir de diluciones seriadas de cada una de las fases obtenidas se aislaron microorganismos aerobios mesófilos y hongos en los medios Standard Plate Count – SPC, agar Sabouraud, PDA y agar Czapek, por siembra en superficie.

### **Producción de inóculos y consorcios**

Cada uno de los aislamientos de bacterias y hongos fueron mantenidos en medio sólido SPC y Saboreau.

Los inóculos fueron elaborados de proporciones iguales de todos los morfotipos aislados con títulos de  $10^8$  UFC/ml y  $10^8$  esporas/ml para bacterias y hongos respectivamente.

Los ensayos se realizaron con tres grupos de consorcios a partir de los microorganismos aislados: pool bacterias (B), pool hongos (H) y pool bacterias-hongos (B-H).

### **Evaluación de la eficiencia de degradación de gasolina y diesel por consorcios microbianos**

Para determinar la eficiencia de degradación de hidrocarburos se realizaron dos ensayos en medio líquido utilizando Medio Mínimo de Sales- MMS ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$  0,5%,  $\text{NH}_4\text{Cl}$  1%,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  2%,  $\text{KNO}_3$  2%,  $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  0,001%,  $\text{MgSO}_4$  1%,  $\text{FeSO}_4$  0,004%), las fuentes de carbono adicionados fueron gasolina o diesel, previamente filtrados.

En el ensayo 1 se trabajó con una concentración de 2% del contaminante y 10% de inóculo durante 15 días, en el ensayo 2 se trabajó con una concentración de 10% de contaminante y 1% de inóculo y el proceso se evaluó al final de 5 semanas, en ambos casos se mantuvo un control abiótico sin inóculo microbiano suplementado con el filtrado de gasolina o diesel según fuera el caso, los dos ensayos se llevaron a cabo a 30°C sin agitación.

Luego del tiempo de montaje establecido para cada uno de los ensayos se realizó un análisis de cromatografía de gases con detector de ionización de llama (FID) para detectar DRO (Diesel Range Organics) y GRO (Gasoline Range Organics).

La eficiencia de biodegradación de cada uno de los consorcios se calculó de acuerdo a la ecuación:  $EB (\%) = 100 - ((As \times 100)/Aac)$

Donde As es el área total de los picos en cada muestra y Aac es el área total del control abiótico. (Shukor et al., 2009)

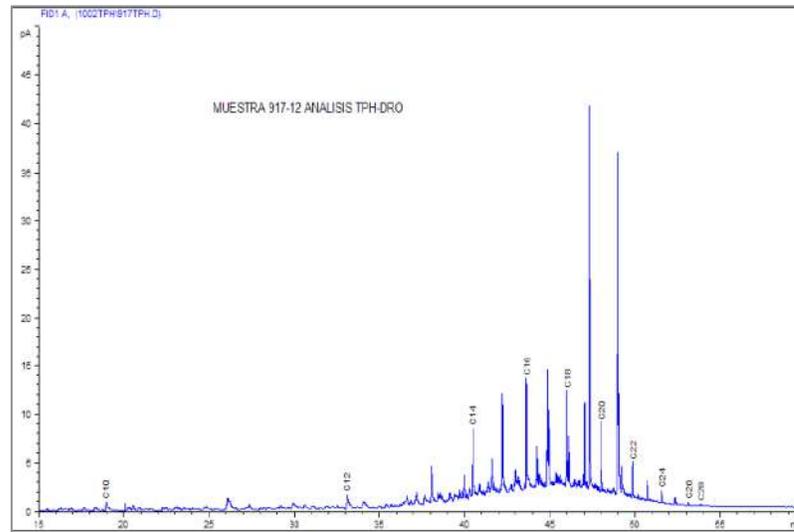
## RESULTADOS

### Composición del lodo

El cromatograma de la Figura 1 permite ver que este lodo contiene hidrocarburos de cadenas carbonadas largas en el rango C10-C28, que es la composición descrita para el diesel (Mihelcic, 2007). En general la muestra de lodo contaminada con diesel está compuesta, como se muestra en la tabla 1, en mayor proporción por hidrocarburos en el rango C10-C18 siendo el n-dodecano el compuesto que se encuentra en mayor proporción y en menor proporción por cadenas largas C20-C28 como lo explican Okabe y Sakamoto 2012, en donde describen que el diesel ideal contiene aproximadamente 28% de n-alcanos de 15 carbonos o menos y un 11% de n-alcanos de más de 18 carbonos.

**Tabla 15** Concentración de cada compuesto en la muestra de lodo

<b>Tanque Diesel</b>	
<b>Hidrocarburos Petrogénicos Rango Diesel TPH-DRO (mg/L)</b>	
<b>PARÁMETRO</b>	<b>RESULTADO</b>
n-Decano	1026
n-Dodecano	2265
n-Tetradecano	2061
n-Hexadecano	1960
n-Octadecano	1593
n-Eicosano	1275
n-Docosano	741
n-Tetracosano	643
n-Hexacosano	433
n-Octacosano	511



**Figura 22** Cromatograma del análisis DRO para la muestra de lodo

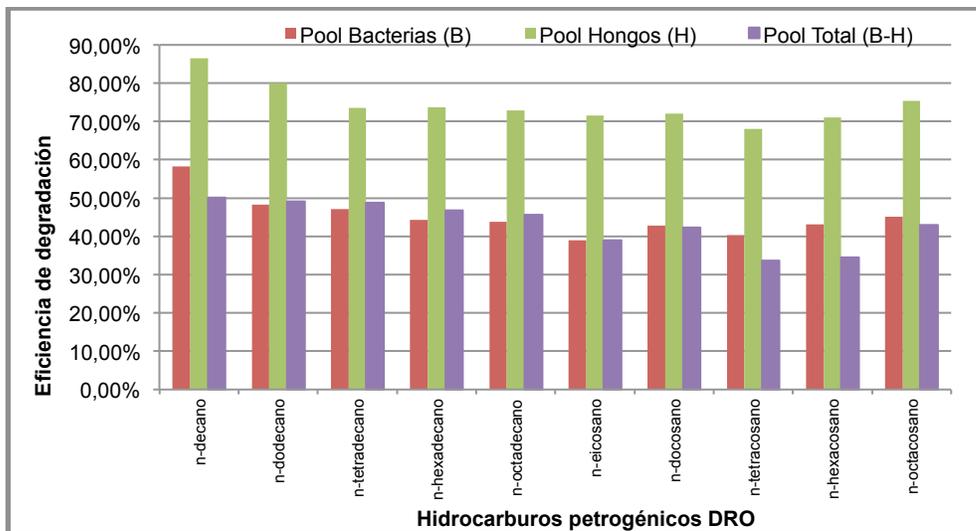
Después de 48 horas de decantación del lodo se obtuvieron tres fases en orden descendente: Fase 1. Aceitosa clara correspondiente a diesel; Fase 2. Turbia y levemente viscosa y con presencia de sólidos suspendidos; Fase 3. Turbia y ligeramente viscosa con coloración naranja. De cada una de estas fases se procedió a hacer el aislamiento de microorganismos cultivables.

Solamente fue posible aislar microorganismos de las fases 2 y 3 encontrándose una población bacteriana con un título promedio de  $114 \times 10^1$  UFC/ml y  $39 \times 10^1$  UFC/ml, respectivamente. Se aislaron y sembraron por aislamiento 15 morfotipos bacterianos de la fase 2 y 4 morfotipos de la fase 3, los cuatro hongos aislados fueron recuperados de la fase 2.

## Degradación de hidrocarburos

### Ensayo 1 – diesel

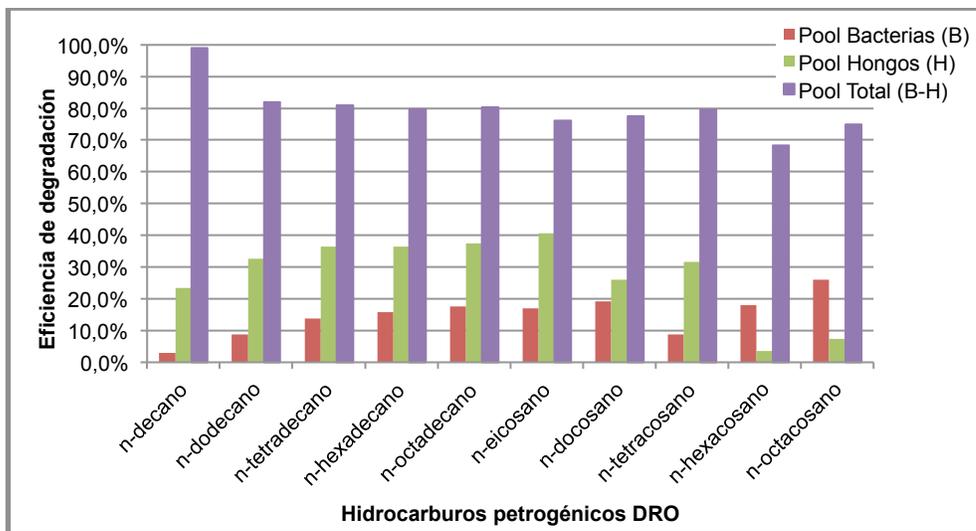
En la figura 2 se puede observar que el consorcio de hongos (H) fue el más eficiente con un porcentaje de 74,5% en un rango de 86,6% (n-decano) - 68% (n-tetracosano), el consorcio de bacterias (B) y el consorcio total (B-H) mostraron porcentajes muy similares de 45,2% y 43,3%, respectivamente.



**Figura 23** Eficiencia de biodegradación de hidrocarburos DRO (Diesel Range Organics) en el ensayo 1 de degradación luego de 15 días.

## Ensayo 2- diesel

Después de 5 semanas los tres consorcios evidenciaron degradación en todos los componentes del hidrocarburo (Figura 3). El pool total (B-H) mostró el mayor porcentaje de degradación con respecto al control abiótico con un 99% (benceno) - 68,4% (n-hexacosano) para una eficiencia de biodegradación promedio de 80%. Se puede observar una leve tendencia en la cual el porcentaje de degradación disminuye a medida que aumenta la longitud de la cadena, sin embargo la eficiencia de degradación fue alta.

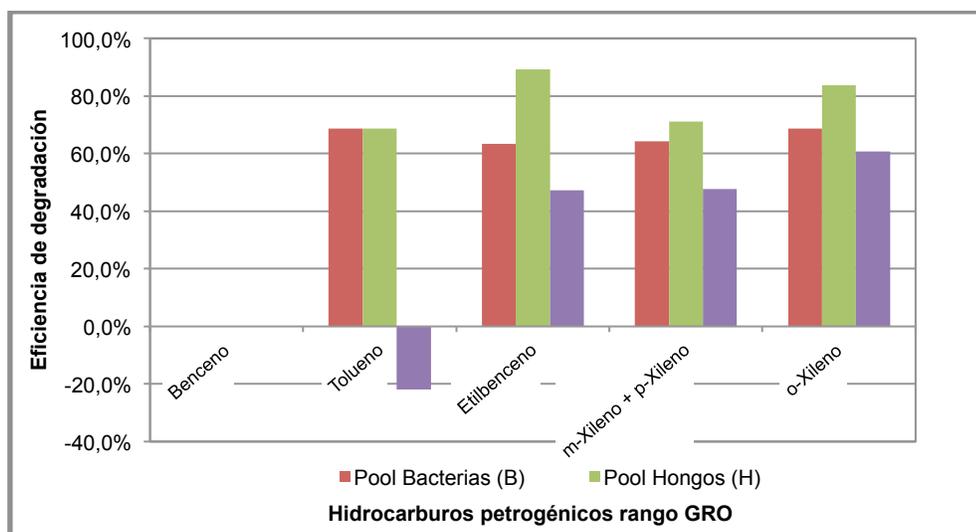


**Figura 24** Eficiencia de biodegradación de hidrocarburos DRO (Diesel Range Organics) en el ensayo 2 de degradación luego de 5 semanas.

El consorcio de hongos (H) tuvo una eficiencia de biodegradación entre 40,7%(n-eicosano) y 3,6%(n-hexacosano) para una eficiencia promedio de 27,6%, en este caso la degradación más baja se presentó en los dos compuestos de cadenas más largas probablemente por su baja disponibilidad ya que fueron los que se encontraron en menor concentración (Tabla 1). Finalmente, para el consorcio de bacterias la eficiencia de biodegradación promedio fue del 14,8% entre un rango de 26% (n-octacosano) - 2,9% (n-decano).

### Ensayo 1-gasolina

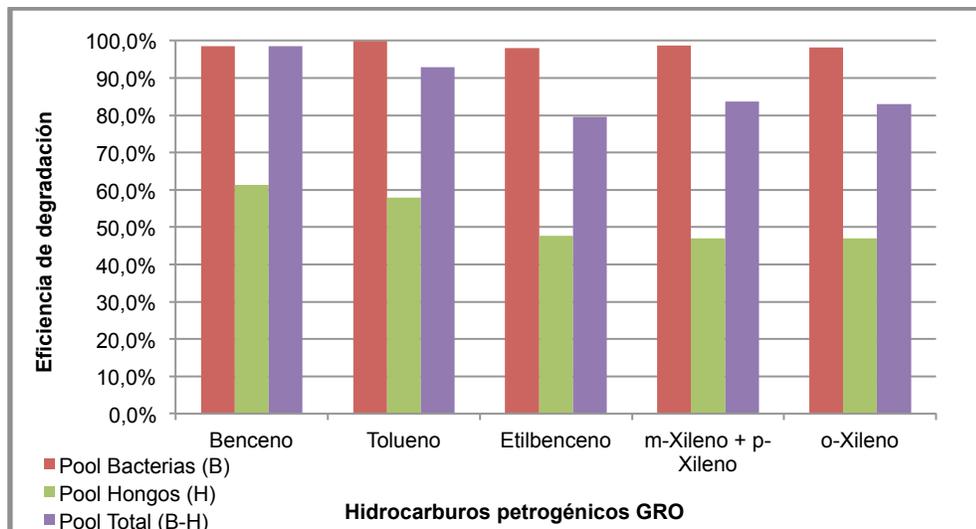
En la figura 4 se observa que el consorcio de hongos fue el que tuvo mejores resultados con un valor de 78,3% de degradación, mientras que el pool total presentó el menor porcentaje de degradación con 51,3% y un valor negativo para el tolueno presentando concentraciones mas altas que las iniciales después de 15 días de ensayo, probablemente como resultado de la degradación de compuestos más complejos.



**Figura 25** Eficiencia de biodegradación de hidrocarburos GRO (Gasoline Range Organics) en el ensayo 1 de degradación luego de 15 días.

### Ensayo 2- gasolina

En el caso del suplementado con gasolina (Figura 5) la mayor degradación fue realizada por el consorcio de bacterias (B), el cual mostró una biodegradación promedio con respecto al control abiótico del 98,7%. El pool total (B-H) por su parte, tuvo una eficiencia de biodegradación promedio de 87,5% y el consorcio de hongos (H) evidenció la biodegradación mas baja con 52,1%.



**Figura 26** Eficiencia de biodegradación de hidrocarburos GRO (Gasoline Range Organics) en el ensayo 2 de degradación luego de 5 semanas.

## DISCUSION DE RESULTADOS

Los resultados del ensayo 1- diesel donde a los 15 días de evaluación el más alto porcentaje de degradación los obtuvo el pool de hongos (H) mientras en el ensayo 2, donde se evaluó a las 5 semanas, el mayor porcentaje lo alcanzó el pool total (B-H), serían comportamientos esperados dado que, como ha sido reportado por varios autores, la degradación de hidrocarburos en la naturaleza es una cooperación secuencial entre hongos y bacterias, en donde los hongos son los que realizan la oxidación inicial, en especial de compuestos aromáticos transformandolos en intermediarios solubles de menor toxicidad, los cuales pueden ser utilizados por las bacterias como sustratos de metabolismo, sin embargo, los hongos filamentosos también participan en la degradación de cadenas alifáticas (Boonchan, Britz, & Stanley, 2000); (Kotterman, Vis, & Field, 1998); (Steliga, 2012). Adicionalmente, (Mancera-López, Esparza-García, Chávez-Gómez, Rodríguez-Vázquez, Saucedo-Castañeda, & Barrera-Cortés, 2008); (Chávez-Gómez, y otros, 2003), en sus ensayos obtuvieron mayor eficiencia en la degradación de los consorcios Bacterias-Hongos atribuidos a la capacidad enzimática de los hongos que actúan de forma inicial, Wang, Nomura, Nakajima y Uchiyama en el 2012 también encontraron porcentajes de remoción superiores en los consorcios de bacterias-hongos respecto a los obtenidos en los consorcios por separado.

En los ensayos suplementados con gasolina a los 15 días - ensayo 1- el mayor porcentaje de degradación lo obtuvo el pool de hongos (H) sin embargo, en este caso la diferencia con el pool de bacterias (B) y el pool total (B-H) no fue tan marcada. Por el contrario en el ensayo 2 – gasolina -, a las 5 semanas, la mayor degradación se

encontró en el pool de bacterias (B) seguido del pool total (B-H), es probable que el predominio de aromáticos sencillos en la gasolina permita a las bacterias acceder fácilmente a ellos y no depender de los hongos para su degradación inicial como generalmente sucede con los poliaromáticos, aunque algunos autores han reportado que los complejos enzimáticos de los consorcios bacterias-hongos son preferidos por su éxito en la degradación de estructuras aromáticas (Boonchan, Britz, & Stanley, 2000); (Steliga, 2012), el porcentaje de remoción puede variar dependiendo del tipo de fermentación, de los tipos de consorcios o del tipo de contaminante (Chávez-Gómez, y otros, 2003), en este caso la baja degradación observada en el pool total (B-H) puede ser debida a una competencia por el sustrato entre bacterias y hongos o a la dificultad de los hongos para degradar este tipo de compuestos dado que fueron aislados de un lodo con diesel.

## CONCLUSIONES

Los microorganismos nativos aislados trabajando en consorcio tienen un alto potencial en la biodegradación de diesel y gasolina. En los ensayos realizados el consorcio de hongos (H) fue el más eficiente durante las primeras etapas, obteniendo la más alta tasa de degradación de diesel y gasolina a los 15 días de evaluación. A las 5 semanas el pool total (B-H) mostró la mayor capacidad de degradación de diesel, mientras el consorcio de bacterias presentó la más alta tasa de degradación de gasolina.

Estos resultados muestran el alto potencial de los microorganismos nativos aislados de lodos contaminados, en la biodegradación de contaminantes como diesel y gasolina, que podrían ser bioaumentados y utilizados en procesos de landfarming como parte del tratamiento de biorremediación de este tipo de residuos.

## BIBLIOGRAFIA

- Atlas, M. R., Horowitz, A., Krichevsky, M., & Bej, K. A. (1991). Response of microbial populations to environmental disturbance. *Microbial Ecology*, 22, 249–256.
- Auffret, M., Labbe, D., Thouand, G., Greer, C. W., & Fayolle-Guichard, F. (2009). Degradation of a Mixture of Hydrocarbons, Gasoline, and Diesel Oil Additives by *Rhodococcus aetherivorans* and *Rhodococcus wratislaviensis*. *Applied and Environmental Microbiology*, 75, (24), 7774–7782.

- Balba, M., Al-Awadhi, N., & Al-Daher, R. (1998). Bioremediation of oil-contaminated soil: microbiological methods for feasibility assessment and field evaluation. . *Journal of Microbiological Methods*, 32, 155-164.
- Boonchan, S., Britz, M., & Stanley, G. (2000). Degradation and mineralization of high molecular-weight polycyclic aromatic hydro- carbons by defined fungal–bacterial cocultures. . *Applied and Environmental Microbiology*, 66, (3), 1007–1019.
- Cerqueira, V. S., Hollenbach, E. B., Maboni, F., Vainstein, M. H., Camargo, F. A., Peralba, M. C., y otros. (2011). Biodegradation potential of oily sludge by pure and mixed bacterial cultures. *Bioresource Technology*, 102, 1003–11010 .
- Chávez-Gómez, B., Quintero, R., Esparza-García, F., Mesta-Howard, A. M., F.J, Savala-Díaz de la Serna, C. H., y otros. (2003). Removal of phenanthrene from soil by co-cultures of bacteria and fungi pregrown on sugarcane bagasse pith. . *Bioresource Technology*, 89, 177–183.
- D’Annibale, A., Rosetto, F., Leonardi, V., Federici, F., & Petruccioli, M. (2006). Role of autochthonous filamentous fungi in bioremediation of a soil historically contaminated with aromatic hydrocarbons. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, (1), 2.
- Das, N., & Chandran, P. (2011). Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbon Contaminants : An Overview. . *Biotechnology Research International*, 1-13.
- Farinazleen, G., Raja, Z., Rahman, A., Abu, S., & Mahiran, B. (2004). Biodegradation of hydrocarbons in soil by microbial consortium. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 54, 61–67.
- Head, I. (1998). Bioremediation: towards a credible technology. *Microbiology*, 144, 599–608.
- Kastner, M., Breuer-Jammali, M., & Mahro, B. (1994). Enumeration and characterization of the soil microflora from hydrocarbon-contaminated soil site able to mineralized polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). *Applied Environmental Biotechnology*, 41, 267–273.
- Kotterman, M. J., Vis, E. H., & Field, J. A. (1998). Successive mineralization and detoxification of benzo[a]pyrene by the white rot fungus *Bjerkandera* sp. Strain BOS55 and indigenous microflora. . *Applied Environmental Biotechnology*, 64, 2853–2858 .
- Mancera-López, M., Esparza-García, F., Chávez-Gómez, B., Rodríguez-Vázquez, R., Saucedo-Castañeda, G., & Barrera-Cortés, J. (2008). Bioremediation of an aged

- hydrocarbon-contaminated soil by a combined system of biostimulation–bioaugmentation with filamentous fungi. . *International Biodeterioration & Biodegradation*, 61, (2), 151-160.
- Mancera-López, M., Rodríguez-Casasola, M. T., Ríos-Leal, E., Esparza-García, F., Chávez-Gómez, B., Rodríguez-Vázquez, R., y otros. (2007). Fungi and Bacteria Isolated from Two Highly Polluted Soils for Hydrocarbon Degradation. *Acta Chimica Slovenica*, (págs. 54, 201–209).
- Martínez-Prado, A., Pérez-López, M. E., Pinto-Espinoza, J., Gurrola-Nevárez, B. A., & Osorio -Rodriguez, A. L. (2011). Biorremediación de suelo contaminado con hidrocarburos empleando lodos residuales como fuente alterna de nutrientes. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27, (3), 241-252.
- Mihelcic, J. R. (2007). Ground Water Monitoring Remediation. *Modeling the potential effect of additives on enhancing the solubility of aromatic solutes contained in gasoline.* , 10,132–137.
- Okabe, N., & Sakamoto, Y. (2012). United States patent application publication. *Us 2012/0138508 a1*.
- Steliga, T. (2012). Role of Fungi in Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons in Drill Waste. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21, (2), 471-479.
- Verdin, A., Loune` s-Hadj Sahraoui, A., & Durand, R. (2004). Degradation of benzo[a]pyrene by mitosporic fungi and extracellular oxidative enzymes. . *International Biodeterioration & Biodegradation*, 53, 65–70.
- Wang, S., Nomura, N., Nakajima, T., & Uchiyama, H. (2012). Case study of the relationship between fungi and bacteria associated with high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbon degradation. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 113, (5),624–630.

## **B.15.O. Uso del efluente industrial “Nejayote” para la producción de enzimas ligninolíticas Use of the industrial effluent nejayote for production of ligninolytic enzymes**

Juan Jáuregui-Rincón<sup>1</sup>, Juan A. Lozano-Álvarez<sup>1</sup>, Eduardo Torres-Ramírez<sup>2</sup> y  
<sup>3</sup>Mónica N. Sánchez-González.

<sup>1</sup>Departamento de Ingeniería Bioquímica Universidad Autónoma de  
Aguascalientes, México. [jjareg@correo.uaa.mx](mailto:jjareg@correo.uaa.mx)

<sup>2</sup>Centro de Química-ICUAP, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla,  
México

<sup>3</sup>Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, México

### **RESUMEN**

El proceso del maíz en presencia de CaOH a alta temperatura produce un grano de maíz limpio y suave, conocido en México como "nixtamalización". Este también es aplicado en América del Sur y Central y en algunas partes de USA, Asia y Europa para fabricar harina de maíz, que se usa para cocinar diferentes platillos. Se estima que 3 L de agua alcalina se obtiene por Kg de maíz procesado y el cual se conocen como nejayote en México. Una planta con capacidad de 600 ton de maíz/d genera de 1500-2000 m<sup>3</sup> de ese residuo.

El nejayote es considerado muy contaminante por su alcalinidad (pH 7-10), DQO de 10-30000 mg/L y temperatura (mayor a 70° C). Sin embargo, el nejayote puede ser visto como fuente de bioproductos, uno de estos pueden ser las enzimas ligninolíticas (EL) obtenidas al cultivar en este residuo a los hongos ligninolíticos (HL). El objetivo del trabajo es producir EL a partir del nejayote usando tres cepas de HL.

La metodología empleada fue: el nejayote ajustado a pH a 6 con ácido fosfórico, esterilizado a 121°C y una presión de 15 lb/plg<sup>2</sup> por 20 min. 250 ml se inocularon con 30 ml de cultivo de cada cepa fungal (*Pleurotus ostreatus*, *Trametes versicolor* y *T. trogii*), se incubaron por 15 días a 28° C y 150 rpm. Cada 2 días se muestreo y se midió la actividad lacasa, manganeso peroxidasa y lignino peroxidasa. Los resultados obtenidos fueron: *T. versicolor* presentó actividad lacasa 800 UI/L, ligninoperoxidasa 14 UI/L; *T. trogii* mostró baja actividad lignino peroxidasa 12.9 UI/L y manganeso peroxidasa 0.44 UI/L y *Pleurotus ostreatus* no presentó ninguna actividad en los 15 días de cultivo.

Se concluye que solo *T. versicolor* presentó actividades enzimáticas que podrían ser producidas a nivel de planta piloto o industrial.

**Palabras clave:** Nejayote, hongos ligninolíticos, lacasa, maíz, biodegradación.

## ABSTRACT

The processing of maize in the presence of CaOH at higher temperature to produce a soft and clean corn seed is known in Mexico as “nixtamalización”. This process is also applied in South and Central America, and some parts of Asia, United States and Europe to produce dry-mass flour, which is used to cook a variety of dishes. It is estimated that 3 L of alkaline water are needed to cook 1 kg of maize during the process, generating an excess of waste water which is known as nejayote in México. 600 ton maize/d capacity plant commonly generates between 1,500-2,000 m<sup>3</sup> of this residue.

This alkaline effluent is considered as highly contaminant because its alkalinity (pH 7-10), its high COD of 10 - 30,000 mg/L and its high temperature (up to 70 °C). However, nejayote can also be seen as a source of interesting bio products. One of these may be ligninolytic enzymes (LE), obtained to cultivate in this residue. The objective of this work is to produce LE using white rot fungi (WRF) and nejayote as substrate.

Methodology: the nejayote was adjusted to pH 6.0 with phosphoric acid, sterilized at 121° C and 15lb/in<sup>2</sup> of pressure for 20 min. 250 ml were inoculated with 30 ml of WRF culture ((*Pleurotus ostreatus*, *Trametes versicolor* y *T. trogii*),

They were incubated for 15 days at 28° C and 150 rpm. Every two days was sampled and measured the enzymatic activities (laccase, lignin peroxidase, and manganese peroxidase. The results obtained were *T. versicolor* presented laccase activity 800 UI/L, lignin peroxidase 14 UI/L; *T. trogii* showed low lignin peroxidase 12.9 UI/L and manganese peroxidase activity 0.44 UI/L, and *Pleurotus ostreatus* no presented any activity in the 15 days of culture.

**Keyword:** Nejayote, White rot fungi, laccase, corn, biodegradation.

**B.16.O. Alternativa para disminuir la contaminación con Cr (VI) procedente del proceso de curtiembres en lodos residuales del río Tunjuelo en Bogotá, Colombia**  
**Alternative to reduce contamination with Cr (VI) from the tanneries process in sewage sludge from river Tunjuelo in Bogota, Colombia**

Yenni Mirella Vásquez Perea<sup>1</sup> [yennismirellis@hotmail.com](mailto:yennismirellis@hotmail.com) - Tel (57) 2418800

Jean Carlos Villamil Poveda<sup>1</sup> [jeanvillamil2@gmail.com](mailto:jeanvillamil2@gmail.com) - Tel (57) 2418800

Ligia Consuelo Sánchez Leal<sup>2</sup>, [ligiasanchezle@gmail.com](mailto:ligiasanchezle@gmail.com) – Tel (57) 2418800

Ana Graciela Lancheros Diaz<sup>2</sup> [agld2001@yahoo.es](mailto:agld2001@yahoo.es) – Tel (57) 2418800

<sup>1</sup>Bacteriólogos y Laboratoristas Clínicos con énfasis en Microbiología Ambiental. Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca. Colombia.

<sup>2</sup>Profesores Investigadores grupo CEPARIUM. Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca. Colombia

## RESUMEN

Colombia país favorecido en biodiversidad y recursos naturales, cuenta con fuentes hídricas de ecosistemas lóticos contaminadas frecuentemente por actividades industriales que el hombre realiza para su sustento económico. La producción de cuero como materia prima para calzado y marroquinería que se realiza en la orilla de los ríos, puede ser muy agresiva y poco sostenible. Aproximadamente el 60% de estas empresas están ubicadas en el río Tunjuelo, Bogotá, Colombia. Los residuos de esta industria afectan el agua, las plantas y el ser humano porque grandes cantidades de sulfato de cromo son utilizados en el proceso de curtido que al estar en contacto con la materia orgánica sufre procesos de oxidación a Cr (VI), su forma más tóxica. El objetivo de esta investigación fue implementar un método amigable con el ambiente que reduzca las concentraciones de cromo (VI) de lodos residuales provenientes de curtiembres mediante la combinación de procesos de ingeniería ambiental y microbiología. La metodología incluyó el uso de un sistema de medio fijo que contenía un soporte de plástico al cual los microorganismos que realizan el proceso de purificación, deberían adherirse bajo condiciones físicas controladas. Los niveles de Cromo VI del efluente tratado se cuantificaron por absorción atómica y los microorganismos fueron identificados *in vitro* utilizando medios de cultivo selectivos con  $K_2CrO_4$ . Los resultados demostraron que Cr (VI) se redujo el 58% y los microorganismos que posiblemente estuvieron involucrados en esta transformación fueron: *Bacillus cereus*, *Acinetobacter iwoffi*, *Lactobacillus agilis*, *Penicillium sp.* y *Cladosporium sp.* que demostraron capacidad de tolerar concentraciones de 300 ppm

de Cr (VI). A futuro, se espera que los productores de cuero, utilicen este sencillo sistema en los drenajes de salida del agua residual al río Tunjuelo, Bogotá Colombia para que reduzcan el impacto ambiental y hagan de esta industria un proceso sostenible.

**Palabras clave:** desarrollo sostenible, proceso de curtiembre, cromo VI, recurso hídrico, microorganismos.

## ABSTRACT

Colombia favored in biodiversity and natural resources, has lotic water resources. They are contaminated by industrial activities whereby man achieves for economic support. Leather production as raw materials for shoes and leatherwork that are takes place in the riverbanks may be of the most aggressive and less sustainable and approximately 60% of these companies are located in the river Tunjuelo, Bogotá, Colombia. This industry residues affect water, plants and humans because large amounts of chromium sulfate is used in the tanning process which contacted with organic matter undergoes oxidation at Cr (VI) its most toxic form. The objective of this research was to implement an environmentally friendly method to reduce the concentrations of chromium (VI) from tannery sludge by combining environmental engineering processes and microbiology. The method involved the use of a fixed medium system containing a plastic holder to which the microorganisms who perform the purification process, they should adhere under controlled physical conditions. Chromium VI levels of treated effluent were quantified by atomic absorption and microorganisms were identified in vitro using selective culture media with  $K_2CrO_4$ . The results showed that the Cr (VI) was reduced 58% and possibly microorganisms were involved in this transformation are: *Bacillus cereus*, *Acinetobacter iwoffii*, *Lactobacillus agilis*, *Penicillium* sp. and *Cladosporium* sp. which demonstrated ability to tolerate concentrations of 300 ppm of Cr (VI). In the future, it is expected that producers of leather, use this simple system drains waste outlet Tunjuelo River, Bogotá Colombia, to reduce the environmental impact of this industry and make a sustainable process.

**Keywords:** sustainable development, tanning process, chromium VI, water resources, microorganisms.

## INTRODUCCION

El acelerado crecimiento de la población humana ha generado una gran demanda del recurso hídrico y como consecuencia un incremento en los niveles de contaminación. Las aguas residuales son productos derivados de la actividad industrial, doméstica y la explotación agropecuaria, los cuales no deben ser vertidos directamente a los cuerpos

de agua debido a los problemas sanitarios que puedan generar (Campos, Cárdenas, & Guerrero, 2008). Pese a las recomendaciones y legislaciones a nivel mundial, los cursos de agua han sufrido un gran deterioro hasta el punto de ser incompatibles con la vida, debido a las descargas de origen orgánico e inorgánico a los efluentes, razón por la cual el hombre se ha preocupado por diseñar técnicas que contribuyan a la descontaminación del agua.

En Colombia, el primer asentamiento del sector de curtiembres data de los años veinte principalmente en el departamento de Antioquía y treinta años después en Cundinamarca; en la actualidad Colombia cuenta con 677 curtiembres ubicadas en los departamentos de Nariño, Quindío, Risaralda, Valle del Cauca, Cundinamarca, Antioquia, Atlántico, Tolima, Bolívar, Santander y Huila, sin embargo 350 se encuentran ubicadas en la ciudad de Bogotá, especialmente en San Benito a orillas del río Tunjuelo, donde 298 son microempresas, 42 pequeñas y 10 medianas empresas, las cuales son las principales generadoras de residuos líquidos contaminantes al río Tunjuelo (Alzate, Arango, Aragón, & Tobón, 2004).

Las curtiembres representan un serio problema ambiental debido al impacto que genera el vertimiento de sulfato de cromo utilizado en el proceso de curtido, además de otros residuos como pelo, grasa y restos de la piel del animal, siendo el mayor problema el representado por el sulfato de cromo ya que en presencia de materia orgánica sufre un proceso de oxidación a Cr (VI) la forma más tóxica, lo que es un impedimento para la utilización del agua y los lodos residuales en procesos productivos como la agricultura. Debido a su acumulación en el suelo, en las plantas, tallos y hojas (Arun, Cervantes, Loza-Tavera, & Avudainayagam, 2005) y los consecuentes problemas para la salud humana como la comprobada carcinogenicidad, razón por la cual es necesaria su reducción o eliminación por métodos químicos o microbiológicos.

El objetivo de esta investigación fue implementar un método amigable con el ambiente, que reduzca las concentraciones de cromo (VI) de lodos residuales provenientes de curtiembres mediante la combinación de procesos de ingeniería ambiental y microbiología. La metodología incluyó el uso de un sistema de medio fijo que contenía un soporte de plástico al cual los microorganismos que realizan el proceso de purificación, deberían adherirse bajo condiciones físicas controladas. Los niveles de Cromo VI del efluente tratado se cuantificaron por absorción atómica y los microorganismos fueron identificados *in vitro* utilizando medios de cultivo selectivos con  $K_2CrO_4$ . Los resultados demostraron que Cr (VI) se redujo el 58% y los microorganismos que posiblemente estuvieron involucrados en esta transformación fueron: *Bacillus cereus*, *Acinetobacter iwoffii*, *Lactobacillus agilis*, *Penicillium sp.* y *Cladosporium sp.* que demostraron capacidad de tolerar concentraciones de 300 ppm de Cr (VI). A futuro, se espera que los productores de cuero, utilicen este sencillo sistema en los drenajes de salida del agua residual al río Tunjuelo, Bogotá Colombia para que reduzcan el impacto ambiental y hagan de esta industria un proceso sostenible.

## METODOS

El proyecto se realizó en dos fases, en la primera se diseñó y construyó un sistema de medio fijo, junto con la medición semanal de cromo VI del efluente por medio de absorción atómica, en el laboratorio de Ingeniería ambiental y sanitaria de la Universidad de la Salle. La segunda fase consistió en aislar la película microbiana que se formó en el empaque y la posterior identificación de los microorganismos con capacidad de tolerar o degradar cromo VI a diferentes concentraciones.

Se obtuvieron 2 Kg de lodo residual de curtiembre de consistencia pastosa, color grisáceo oscuro, olor fétido y con material particulado como restos de cuero, piel y pelo entre otros, debido a esto se realizó una dilución 1/3 ( 3500 ml de agua y 1500 g de lodo) y un posterior tamizaje para eliminar partículas que taponaran el sistema.

El sistema de medio fijo (Tabla 1) se montó en la planta piloto del laboratorio de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad de la Salle (Figura 1), se utilizó un cilindro de acrílico de 1.20 m de altura y diámetro de 0.25 m con una base rectangular en acrílico; para el empaque se utilizaron grapas plásticas colocadas una sobre otra a lo largo del cilindro, el área específica del empaque fue de  $85 \text{ m}^2/\text{m}^3$  con una fracción vacía de 94%, este empaque formó una columna de 0.80 m de altura.



**Figura 27**Planta Piloto, Universidad de la Salle, Investigadores, 2011

**Tabla 16** Condiciones de diseño del sistema de medio fijo

<b>Temperatura</b>	18-20 °C
<b>Recirculación</b>	Continua
<b>Profundidad</b>	1.20 m
<b>Fracción vacía del empaque</b>	94 %
<b>Área superficial del empaque</b>	85 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>

Antes de poner en funcionamiento el sistema se realizó la prueba hidráulica con agua desionizada para descartar la presencia de escapes en el cilindro y verificar el comportamiento general del sistema, de acuerdo a las condiciones previamente establecidas.

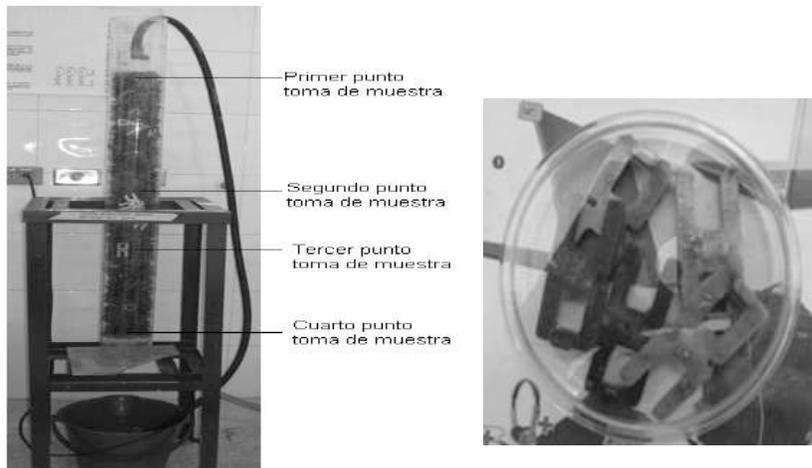
El lodo diluido se colocó en el recipiente alimentador para iniciar la recirculación con la bomba; inicialmente se dejó el sistema 10 días en funcionamiento para permitir la estabilización es decir, que la cantidad de Cr (VI) removida diariamente fuera constante (Acosta, Lodeiro, Senior, & Martinez, 2002).

Para evaluar la efectividad del sistema se realizaron mediciones semanales de Cr (VI) por medio de absorción atómica; la recolección de las muestras fue realizada en frascos ámbar, con un volumen de 50 ml del efluente una vez a la semana durante un mes.

La medición de la concentración de cromo VI en el efluente del sistema se realizó en el laboratorio de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad de la Salle, se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica Perkim Elmer, el pre tratamiento de las muestras consistió en una digestión ácida con HNO<sub>3</sub> para la eliminación de materia orgánica presente en la muestra y así evitar una posible interferencia, proceso que se repitió dos veces con cada muestra, posteriormente se filtraron para eliminar partículas de menor tamaño. Para la realización de la medición se realizó una curva de calibración con seis patrones a diferentes concentraciones de cromo (ppm).

Una vez determinada la reducción de la concentración de Cr (VI) y la formación de la película microbiana adherida al empaque se procedió a tomar las muestras para la identificación de los microorganismos presentes en el consorcio.

Se tuvieron en cuenta 4 puntos del filtro para muestrear el empaque (Figura 2).



**Figura 28A.** sitio de muestreo **B.** Empaque con película microbiana. Investigadores, 2012.

Se utilizaron medios de cultivo selectivos (agar nutritivo, McConkey, PDA) con adición de cromato de potasio  $K_2CrO_4$  en tres diferentes concentraciones: 60 ppm, 182.7 ppm y 330.3 ppm, el metal pesado fue adicionado después de la esterilización para evitar la desnaturalización.

Las muestras obtenidas del empaque del sistema una vez en el laboratorio fueron depositadas en 4 frascos con agua destilada estéril para retirar la película microbiana del empaque, y de la suspensión se realizó la posterior siembra en los medios de cultivo.

Se tomaron 20  $\mu$ l del material en suspensión y se inocularon en las placas de agar nutritivo, Mac Conkey y PDA con las diferentes concentraciones de  $K_2CrO_4$  en forma masiva, por triplicado. Una de las repeticiones de las muestras fue incubada en cámara de anaerobiosis por 72 horas a  $37^\circ$  para identificación de posibles microorganismos anaerobios, las otras tres muestras restantes a  $37^\circ$  por 72 horas y PDA a  $22^\circ$  por una semana.

## RESULTADOS

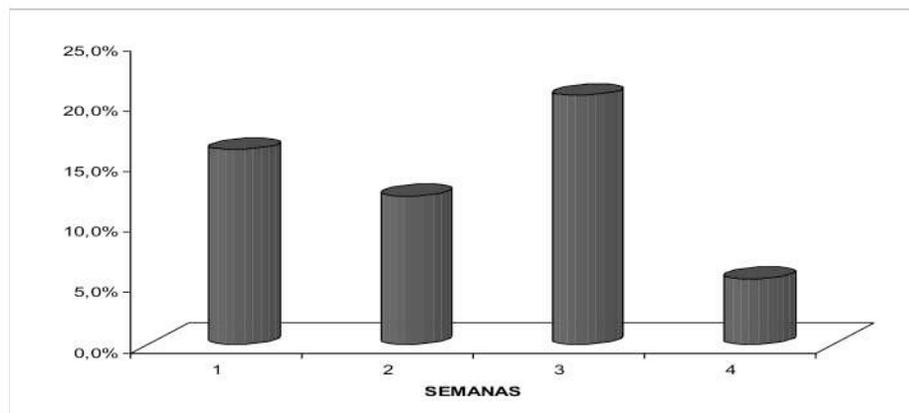
Durante el funcionamiento, el sistema de medio fijo no presentó ningún inconveniente, la temperatura ambiental, del efluente y la retención hidráulica fueron constantes, además de la ausencia de taponamiento del sistema (Tabla 2.). La presencia de la película microbiana fue rápida, a la segunda semana se observó una delgada capa a lo largo del empaque del sistema.

**Tabla 17** Parámetros de evaluación del sistema

<b>Temperatura ambiental</b>	15-20°C
<b>Temperatura del efluente</b>	8-12 °C
<b>Retención hidráulica</b>	60 segundos ( constante)
<b>Moscas</b>	Ausentes en todo el proceso
<b>Olor</b>	Fétido, desaparece en la segunda semana
<b>Material particulado</b>	Presente todo el proceso

La medición de Cr (VI) por absorción atómica permitió evaluar la efectividad de la película microbiana para reducir Cr (VI) del lodo residual, se resalta la medición inicial del lodo antes de poner en funcionamiento el sistema 330.3 ppm.

Durante las cuatro semanas de tratamiento se obtuvo un porcentaje de remoción de Cr (VI) del 55 % por parte de la película microbiana adherida al empaque ya que el efluente no fue tratado con ningún proceso químico, lo anterior evidencia la efectividad del sistema de medio fijo para la reducción de Cr (VI) del lodo residual, el cual tuvo mayor porcentaje de remoción en la tercera semana de tratamiento (Figura No 3).

**Figura 29** Porcentaje de remoción semanal. Investigadores, 2011.

### **Aislamiento e identificación de microorganismos aerobios**

La lectura de los medios de cultivo selectivos (nutritivo y Mac Conkey) con  $K_2CrO_4$  después de las 72 horas de incubación en aerobiosis todas las muestras mostraron un crecimiento positivo, principalmente en las dos primeras concentraciones (60 ppm y

182.7 ppm) donde el crecimiento bacteriano fue abundante y en la tercera concentración (330 ppm) un crecimiento moderado.

Las colonias aisladas se identificaron mediante pruebas bioquímicas y se obtuvo la relación de aislamientos por concentración de Cr (VI), datos mostrados en la Tabla 3.

**Tabla 18** Relación de aislamientos por concentración de Cr (VI)

<b>BACTERIA</b>	<b>CRECIMIENTO Cr (VI) ppm</b>
<i>Acinetobacter calcoaceticus</i>	60 ppm
	182.7 ppm
<i>Klebsiella oxytoca</i>	60 ppm
<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	60 ppm
	182.7 ppm
<i>Bacillus cereus</i>	60 ppm
	182.7 ppm
	330 ppm
<i>Pseudomonas sp</i>	60 ppm
	182.7 ppm
<i>Citrobacter freundii</i>	60 ppm
	182.7 ppm
<i>Pseudomonas alcaligenes</i>	60 ppm
	182.7 ppm

Fuente: investigadores 2011.

### Aislamiento e identificación de microorganismos anaerobios

La muestra tomada de la suspensión de las grasas plásticas del sistema fue incubada en cámara de anaerobiosis a 37°C por 72 horas, se obtuvo un crecimiento moderado 10-15 UFC en las cajas de agar nutritivo de la primera concentración (60 ppm) y nulo en agar Mac Conkey. La identificación bioquímica se realizó por medio de BD BBL Crystal™ y la lectura por medio de fluorescencia. El microorganismo identificado fue *Lactobacillus agilis*.

### Aislamiento e identificación de Hongos

Después de la incubación a 22 °C por una semana, se observó moderado crecimiento fúngico en las cuatro muestras 30 UFC en agar PDA con la primera concentración (60 ppm), 25 UFC en la segunda concentración (182.7 ppm) y 12 UFC en la tercera concentración (330 ppm), la identificación se realizó por medio de montaje con azul de lactofenol y se identificó: *Penicillium sp.* y *Cladosporium sp.*

La distribución según el crecimiento de los microorganismos fue variable; con predominio del género bacteriano, principalmente microorganismos Gram negativos 63.6%, Gram positivos 18.1% y hongos 18.1% (Figura No 4). La tolerancia frente a las concentraciones de K<sub>2</sub>CrO<sub>4</sub> en los diferentes medios de cultivo el 100% tolera y tiene crecimiento abundante en concentraciones iguales o inferiores a 60 ppm, 80% concentraciones menores o iguales a 182.7 ppm y solo 20% tiene crecimiento a concentraciones de 330 ppm.

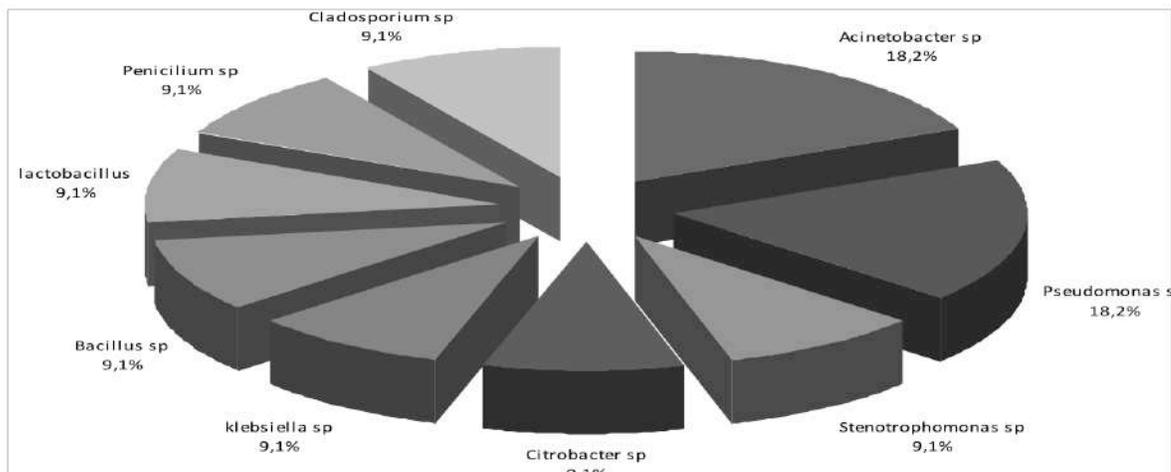


Figura 30 Porcentaje de microorganismos aislados. Investigadores 2011

## DISCUSION

El sector de curtiembres es catalogado como el principal generador de cromo en la biosfera que en contacto con materia orgánica sufre procesos de oxidación a su forma más tóxica Cr (VI) (9,3). Los resultados lo confirman ya que obtuvimos concentraciones de 330.3 ppm de Cr (VI) lo cual es superior a la concentración mínima permisible <0.05 ppm y Cr (VI) < 1 ppm para Cr total por absorción atómica en vertimientos (Decreto 1594, 1984) aunque para lodos post tratamiento destinados a uso agrícola se permiten concentraciones de cromo total superiores 1.500 mg/kg (Alzate, Arango, Aragón, & Tobón, 2004), esto puede estar influenciado por el poco desarrollo industrial del sector lo que impide el uso de nuevos procesos y tecnologías que disminuyan el impacto ambiental (Arun, Cervantes, Loza-Tavera, & Avudainayagam, 2005), este resultado indica que concentraciones mayores de Cr (VI) se encuentran en el lodo debido a procesos de sedimentación ya que este tipo de metales tienden a ser transportados por los sólidos suspendidos y acumulados por la materia orgánica del sedimento .

Los métodos de tratamiento biológico son eficientes para la reducción de metales pesados con porcentajes de remoción entre el 80 y 90%, % (Dermou, Velissariou, Xenos, & Vayenas, 2006), lo cual es confirmado por los resultados en donde obtuvimos un porcentaje de remoción del 58% en un mes de tratamiento y estudios han demostrado que en el primer mes la remoción es alta por las altas concentraciones de cromo haciendo que la película microbiana sea activa metabólicamente sin embargo a bajas concentraciones la remoción puede disminuir (Castells, 2000), como se observa en el porcentaje de remoción semanal donde la máxima remoción es alcanzada en la tercera semana y decae en la cuarta semana por lo cual es conveniente determinar un tiempo fijo de tratamiento para obtener mejores resultados y la utilización de lodos residuales evita la inserción de nutrientes dentro del sistema lo que aumenta el aprovechamiento de la materia orgánica proveniente del residuo.

Los resultados demostraron que un empaque plástico es un excelente soporte para la adhesión de la película microbiana debido a la fracción vacía, el área superficial y las ventajas económicas que esto conlleva; además que la flora nativa proveniente del lodo es eficiente en la reducción de Cr (VI) debido a su actividad metabólica y la constante presencia dentro del material contaminado aunque se ha demostrado que la inserción de microorganismos con características de tolerancia y buen crecimiento en concentraciones de Cr (VI) son una alternativa de tratamiento (Phillip & Elangovan, 2009). El aislamiento de los microorganismos adheridos al empaque permite observar la variedad de especies en los consorcios microbianos y su composición por hongos, bacterias Gram positivas y Gram negativas aerobias y anaerobias, que gracias a sus características metabólicas permiten la reducción de cromo VI *in vivo* bajo condiciones controladas.

El crecimiento positivo en todas las concentraciones de los medios de cultivo con adición de K<sub>2</sub>CrO<sub>4</sub> demuestra el amplio rango de tolerancia de los microorganismos aislados especialmente *Penicillium* sp, *Cladosporium* sp, *Acinetobacter iwoffii*,

*Lactobacillus agilis* y *Bacillus cereus* los cuales soportaron concentraciones de 330 ppm.

El aislamiento de *Bacillus cereus* en todos los medios de cultivo y en cada una de las concentraciones estudiadas confirma el potencial reductor de metales pesados de este microorganismo ya que se conoce una capacidad reductora con metales como Au y Mn donde forma aminoácidos mediante reacciones redox lo que facilita su posterior recuperación (Minyan, Xiangyang, Liang, Susan, Christopher, & Gejiao, 2010), además estudios han demostrado que en cepas de *B. cereus* aisladas de ambientes contaminados como aguas residuales de metalurgias contienen características moleculares debido a la producción de cromato reductasas que confieren resistencia por el aumento de la expresión de genes *chrA1* y *chrA2* lo que hace que no se afecte su tasa de crecimiento frente a concentraciones elevadas de cromo VI en el medio en que reside (Srinath, Verma, Ramteke, & Garg, 2002).

La variedad de bacterias Gram negativas hace que su frecuencia sea alta y sean más utilizadas en procesos de biorremediación ya que algunas tienen la capacidad de producir exopolímeros o cápsulas, sin embargo las bacterias que demostraron mejor tolerancia y crecimiento en concentraciones más altas poseen otro tipo de mecanismo que les permiten la capacidad de resistir concentraciones de cromo VI altas, esto puede suceder con bacterias como *Pseudomonas sp*, *Acinetobacter sp* y *Stenotrophomonas sp* las cuales poseen características de reducción de Cr (VI) a Cr (III) por enzimas solubles en el citoplasma conocidas como cromo reductasas. Al igual que *Citrobacter sp* que permite una bioprecipitación de fosfato del metal a través de cationes liberados (Zahor & Rehman, 2009), esto explica la utilización continua de este tipo de bacterias en los nuevos procesos de biorremediación que se están llevando a cabo con efluentes industriales y el estudio de nuevos géneros que posean características moleculares similares.

El aislamiento e identificación de bacterias anaerobias como *Lactobacillus agilis* permitió confirmar que existen condiciones de anaerobiosis dentro del sistema y esto puede ser originado por el gran espesor de la película microbiana ya que no permite la difusión de oxígeno a través de la película (filtro), no obstante se han identificado características metabólicas que permiten la tolerancia y reducción del metal en este tipo de condiciones.

La frecuencia de hongos aislados en la película adherida fue baja *Penicillium sp* y *Cladosporium sp* a pesar de provenir de desechos industriales, sin embargo su capacidad de bioabsorción de cromo VI es alta debido a la acumulación en los micelios ya que toleran concentraciones superiores a 100 ppm (Atlas & Bartha, 2002), aunque se ha comprobado la capacidad de transformar metales pesados como Mn, Au, Ni, Ag y Co a ácidos orgánicos como citrato y gluconato lo que facilita su extracción (Minyan, Xiangyang, Liang, Susan, Christopher, & Gejiao, 2010), esto puede indicar que las cepas de hongos aisladas pueden tener un potencial biorremediador ya que son de fácil crecimiento y no necesitan exigencias nutricionales.

Todos los resultados obtenidos demuestran que la película adherida al empaque del sistema realizado están compuestas por gran variedad de microorganismos que

incluyen hongos y bacterias que en conjunto permiten la reducción de cromo VI de lodos, gracias a la capacidad metabólica que estas poseen lo que confirma que se pueden utilizar procesos microbiológicos como parte de la solución a una problemática ambiental que lleva años en discusión en nuestro país; ya que este tipo de metodologías son más económicas y accesibles y no generan la gran cantidad de residuos químicos de otros procesos utilizados en la actualidad.

## CONCLUSIONES

El Cr VI es un elemento tóxico y cancerígeno el cual debe ser removido de todo tipo de desecho industrial antes de su disposición final en ríos y rellenos sanitarios por lo que la implementación de métodos microbiológicos puede darle un nuevo enfoque a los métodos de reducción utilizados actualmente.

El sistema de medio fijo utilizado, obtuvo una remoción del 58% de Cr (VI) del lodo residual de curtiembre lo que lo convierte en una técnica adecuada, económica y eficiente para realizar procesos de biorremediación; la utilización de grapas plásticas como soporte facilita la formación de la película microbiana ya que su composición de polietileno proporciona mejor adhesión y su estructura permite una fluidez y depuración del lodo durante la recirculación continua.

El uso de poblaciones de microorganismos nativos proporciona una ventaja ya que están adaptados a las condiciones del microambiente, lo que permite la formación de una película microbiana más resistente y estable que garantiza su eficiencia en el proceso. De los microorganismos aislados el 81.7 fueron bacterias especialmente Gram negativas y el 18.3 % a hongos, de lo cual se puede concluir que el sistema de medio fijo proporciona un ambiente favorable para el desarrollo bacteriano. El aislamiento de microorganismos como *Bacillus cereus*, *Acinetobacter lwoffii*, *Lactobacillus agilis*, *Penicillium sp* y *Cladosporium sp* permiten una mayor eficiencia en la remoción de Cr (VI) ya que toleran concentraciones hasta 330 ppm

El sistema de medio fijo se convierte en una técnica que puede ser estandarizada y aplicada en grupos de curtiembres para tratar lodos contaminados con Cr (VI) lo que reduce el impacto ambiental generado por este sector.

## BIBLIOGRAFIA

Acosta, V., Lodeiro, C., Senior, W., & Martinez, G. (2002). Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. . *Interciencia*. Vol 27, (12): 686-690.

Alzate, A., Arango, C., Aragón, M., & Tobón, O. (09 de 06 de 2004). Acuerdo 008 del 19 de marzo de 2004, Vertimientos de la industria del curtido de pieles y se adoptan otras determinaciones. Proyecto de Gestión Ambiental en la Industria de Curtiembre en Colombia, Diagnóstico y Estrategias. Centro Nacional de Producción. *Diario Oficial* 45574.

Arun, K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., & Avudainayagam, S. (25 de 03 de 2005). Chromium Toxicity in plants. . *Rev Environmental International.*, 31 739-753.

Atlas, R., & Bartha, R. (2002). Ecología microbiana y Microbiología ambiental. . España: Pearson. Madrid.

Campos, C., Cárdenas, M., & Guerrero, A. (2008). Comportamiento de los indicadores de contaminación fecal en diferentes tipos de aguas de la sabana de Bogotá (Colombia). *Universitas Scientiarum*.

Castells, X. (2000). industriales, Aplicaciones para la fabricación. Díaz de Santos S.A. España.

Centro Panamericano de Ingeniería sanitaria y ciencias del ambiente. . (1993). Guía Técnica para la minimización del residuos en curtiembres. . 1-117.

Córdoba, A., Vargas, P., & Dussan, J. (2007). Chromate reduction by Arthrobacter CR47 in biofilm packed bed reactors. *Journal of hazardous materials*. Vol 151, 274-279.

Decreto 1594. (26 de 07 de 1984). Usos del agua y residuos líquidos. *Diario Oficial*.

Decreto 4741 . (30 de 12 de 2005). Prevención y manejo de los residuos o desechos peligrosos generados en el desarrollo del marco de gestión ambiental. *Diario Oficial No. 46.137*.

Departamento Nacional de Planeación. (2002). Cuero, Calzado e industria de marroquinería. . 155-169.

Dermou, E., Velissariou, A., Xenos, D., & Vayenas, D. (2006). Biological removal of hexavalent chromium in trickling filters operating with different filter media types. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 130, 70-76.

Guerrero, L., & Sandoval, F. (2006). *Recursos hídricos y el marco legal*. Recuperado el 22 de 10 de 2010, de Rev Virt Via inveniendi et iudicandi. Colombia.: [http://www.usta.edu.co/programas/derecho/revista\\_inveniendi/revista/imgs/HTML/revistavirtual](http://www.usta.edu.co/programas/derecho/revista_inveniendi/revista/imgs/HTML/revistavirtual)

Guterres, M., Pirete, M., Andrade, D., Ribeiro, E., Cardoso, V., & De Resende, M. (2011). Evaluation of hexavalent chromium removal in a continuous biological filter with the use of central composite desing (CCD). *Journal of enviromental magnament*. Vol 92, 1165-1173.

Ley 1252 . (27 de 11 de 2008). Normas prohibitivas en materia ambiental referente a los residuos y desechos peligrosos. . *Diario Oficial* 47.186.

Minyan, H., Xiangyang, L., Liang, G., Susan, J., Christopher, R., & Gejiao, W. (2010). Caharacterization and genomic analisys of chromate resistant and reducing Bacillus Cereus Strain SJ1. . *BMC Microbiology*. Vol 10, 221-231.

Phillip, L., & Elangovan, R. (2009). Performance evaluation of various bioreactors for the removal of Cr (VI) and organic matter form industrial effluent. . *Biochemical Engineering Journal*. Vol 44, 174-186.

Resolución-1402, d. 1. (18 de 07 de 2006). desarrolla parcialmente el Decreto 4741 de 2005 en materia de residuos o desechos peligrosos. *Diario Oficial* 46333.

Srinath, T., Verma, T., Ramteke, P., & Garg, S. (2002). Chromium (VI) biosorption and bioaccumulation by chromate resistan bacteria. . *Chemosphere*. Vol 48, 427-435.

Zahor, A., & Rehman, A. (2009). Isolation of Cr (VI) reducing bacteria from industrial effluents and their potential using in biorremediation of chromium containing wastewater. . *Journal of enviromental sciencie*. Vol 21, 814-820.

**B.17.O. Preferencias en la anidación de tortugas carey (*Eretmochelys imbricata*) y baulas (*Dermochelys coriacea*) en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo, Limón, Costa Rica**  
**Nesting preferences of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) turtles in the National Wildlife Refuge Gandoca Manzanillo, Limón, Costa Rica**

Lilliana Piedra Castro\* y Vanessa Morales Cerdas\*\*

Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Costa Rica.

\*lilliana.piedra.castro@una.cr, 88828982; \*\*vane\_moce@hotmail.com, 86958716.

## RESUMEN

El Caribe costarricense es importante como sitio de alimentación, copulación, anidación y desove de las tortugas marinas, quienes muestran preferencias sobre las diferentes zonas de la playa utilizadas para la construcción de sus nidos. El presente trabajo pretendió actualizar el patrón de anidación en las tortugas marinas *Dermochelys coriacea* (tortuga baula) y *Eretmochelys imbricata* (Carey) en el sector Gandoca, del Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo, Limón, Costa Rica, para proponer medidas de manejo. Se realizaron recorridos nocturnos entre las 8:00 pm y 4:00 am, la playa se dividió en cinco sectores, desde Punta Mona hasta la desembocadura del río Sixaola, se realizaron las observaciones directas y los rastros, únicamente de las tortugas que elaboraron el nido, entre febrero y agosto del 2011 y 2012. Se obtuvieron registros de tres especies de tortugas marinas, *Dermochelys coriacea* (1005 individuos), *Eretmochelys imbricata* (47 individuos) y *Chelonia mydas* (6 individuos). Se evaluó solo las primeras dos especies debido a la cantidad de registros. La anidación de tortugas baula tuvo su punto máximo entre marzo y julio, por su parte, las carey, entre mayo y junio en el 2011 y junio hasta agosto en el 2012. Se observó preferencia en la posición de la playa utilizada para construir sus nidos; la baula utiliza principalmente la parte media, mientras que la carey utilizó mayormente la parte baja para anidar ( $t = 17.2525$ ). Se observó que la baula utilizó con mayor frecuencia el sector C, sin embargo no se encontró diferencia en el uso de los sectores. Se concluye que ambas especies tienen preferencias en la selección de la zona de playa en que anidan; la carey en la parte baja cerca de la línea de costa y la baula en la parte media, además las tortugas baula utilizan indistintamente los diferentes sectores de la playa estudiada.

**Palabras clave:** Gandoca, anidación, *Dermochelys coriacea*, *Eretmochelys imbricata* y preferencia.

## ABSTRACT

The Caribbean region of Costa Rica is an important feeding, mating, nesting and spawning area for sea turtles, which exhibit site preference in beaches to build their nests. This study attempts to review the nesting pattern of sea turtles *Dermochelys coriacea* (leatherback turtle) and *Eretmochelys imbricata* (Carey) in the Gandoca sector of the National Wildlife Refuge Gandoca Manzanillo, Limón, Costa Rica, to propose management actions. Between February and August of 2011 and 2012 night patrols were conducted between 8:00 pm to 4:00 am, in five sectors of beach, across Punta Mona and the Sixaola river mouth recording direct observations and tracks of nesting turtles only. A total of 1005 individuals of *D.coriacea*, 47 of *E.imbricata* and 6 of *Chelonia mydas* were recorded. Due to sampling size *C.mydas* was not taken into account for analyses. Leatherback nesting activity peaked between March and July in both years. Hawksbill from May to June in 2011 and June to August in 2012. Preferences were observed regarding the position in the beach used for nesting. Leatherbacks used the middle section of the beach mainly, while the hawksbill use mostly the bottom to nest ( $t = 17.2525$ ). The leatherback seemed to use more frequently the C sector, however, no differences in the use of the sectors between turtles were found. It is concluded that both species have preferred nesting areas. Hawksbill uses more the bottom beach area near the shoreline while leatherback uses the middle area more. Also the leatherback turtles use interchangeably different sectors of the studied beach.

**Key words:** Gandoca, nesting, *Dermochelys coriacea*, *Eretmochelys imbricata* and preference.

## INTRODUCCION

Diferentes factores ecológicos, biológicos, químicos y físicos influyen en el éxito de eclosión de los nidos, por lo que algunos animales han desarrollado diferentes estrategias para aumentar el éxito en la sobrevivencia de las crías. Por ejemplo, las tortugas marinas seleccionan determinados lugares para anidar, mostrando preferencias sobre las diferentes zonas y pendientes en la playa utilizadas para la construcción de los nidos.

Dicha selección depende, probablemente, de un conjunto de características como el oxígeno que fluye entre el sustrato, la salinidad que alcanza el suelo, la humedad relativa, la temperatura que alcanza, el tipo y densidad de la arena, las luces artificiales que se encuentran en la localidad, la pendiente y la extensión de la playa. Estos factores son considerados determinantes para que el proceso reproductivo ocurra exitosamente, ya que son fundamentales en la preservación del nido y la eclosión de

las crías (Zurita, Herrera, & Prezas, 1993); (Bolongaro, Márquez, Torres, & García, 2010).

El Caribe de Costa Rica representa uno de los sitios de mayor importancia para la anidación, alimentación, copulación, y desove de algunas especies de tortugas marinas (Chacón, 1999). Entre las que destaca la tortuga baula (*Dermochelys coriacea*) cuya anidación ha sido reportada en tres áreas protegidas, a saber, el Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca-Manzanillo (REGAMA), la Reserva Forestal Pacuare-Matin (RFPM) y en el Parque Nacional Tortuguero (PNT) (Eckert K. , 1999). Se considera que esta colonia de baulas es la tercera en magnitud para la región del Gran Caribe, y la cuarta en importancia a nivel mundial (Chacón-Chaverri, D., 2004 a).

Por su parte, las tortugas carey anidan en menor número en las playas del PNT, el REGAMA y el Parque Nacional Cahuita (PNC). La población más representativa de esta especie en el Gran Caribe anida en la costa Mexicana, en la Península de Yucatán con más de 1000 hembras anidadoras/año (Meylan & Donnelly, 1999); (Chacón-Chaverri, 2004 b).

Actualmente, las zonas de anidación de tortugas marinas son vulnerables como consecuencia de las presiones naturales y antrópicas a los que están expuestos los ambientes costeros y que actúan sobre la morfología de la costa. Esto afecta los procesos de ovoposición por la disminución del espacio disponible y las constantes modificaciones de las playas, generando impactos negativos sobre el estado de estas poblaciones (Bolongaro, Márquez, Torres, & García, 2010).

Estas condiciones así como la cacería y la extracción de huevos, han provocado que las tortugas baula y carey se encuentren incluidas dentro de la categoría de peligro crítico, según la UICN (2013). En tanto, que en el Reglamento a la Ley de Conservación de Vida Silvestre, Decreto N° 32633-MINAE, son consideradas en peligro de extinción así como en el apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Silvestres de Fauna y Flora (CITES, 2013).

Estas condiciones han sido otorgadas como consecuencia de la mortalidad de adultos y huevos por distintas causas como lo son el saqueo de nidos, la pérdida de nidadas por inundación o la erosión de las playas, la depredación natural e infecciones por microorganismos, la sobrepesca comercial, la captura accidental, la destrucción de los hábitats de alimentación y la contaminación de los mares (Bell, Spotila, Paladino, & Reina, 2003).

En Gandoca, Chacón (1999) estudio los patrones de anidación de la tortuga baula. Sin embargo, la estructura de la playa ha cambiado en relación con la pendiente, el ancho de la playa y la erosión de playa. Por lo que estas situaciones pueden haber cambiado. Por lo tanto, el presente trabajo pretendió actualizar el patrón de anidación en las tortugas marinas *Dermochelys coriacea* (tortuga baula) y *Eretmochelys imbricata* (tortuga carey) en el sector Gandoca, del Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo (REGAMA), Limón, Costa Rica con el fin de proponer medidas de manejo.

## AREA DE ESTUDIO

El sector Gandoca del Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo (REGAMA), Limón, Costa Rica que fue creado en Julio de 1985 mediante el Decreto Ejecutivo 16614- MAF01 como área silvestre protegida y declarada como sitio RAMSAR, el 11 de diciembre de 1995; formando parte del Área de Conservación La Amistad Caribe (ACLA-C) (Weitzner & Fonseca, 2000) (Fig 1). El REGAMA comprende un área de 5.013 hectáreas continentales y 4.436 hectáreas marinas (SINAC, 2013). Se ubicada en los 9°59.972' latitud Norte y 82°60.530' longitud Oeste con una extensión de 8.85 km desde Punta Mona hasta la desembocadura del río Sixaola (Matthew, 2010), de los cuales, 7.4 km son áreas disponibles para la anidación y 1.1 km corresponden a zonas alrededor de las desembocaduras de ríos y quebradas (Chacón, 1999).

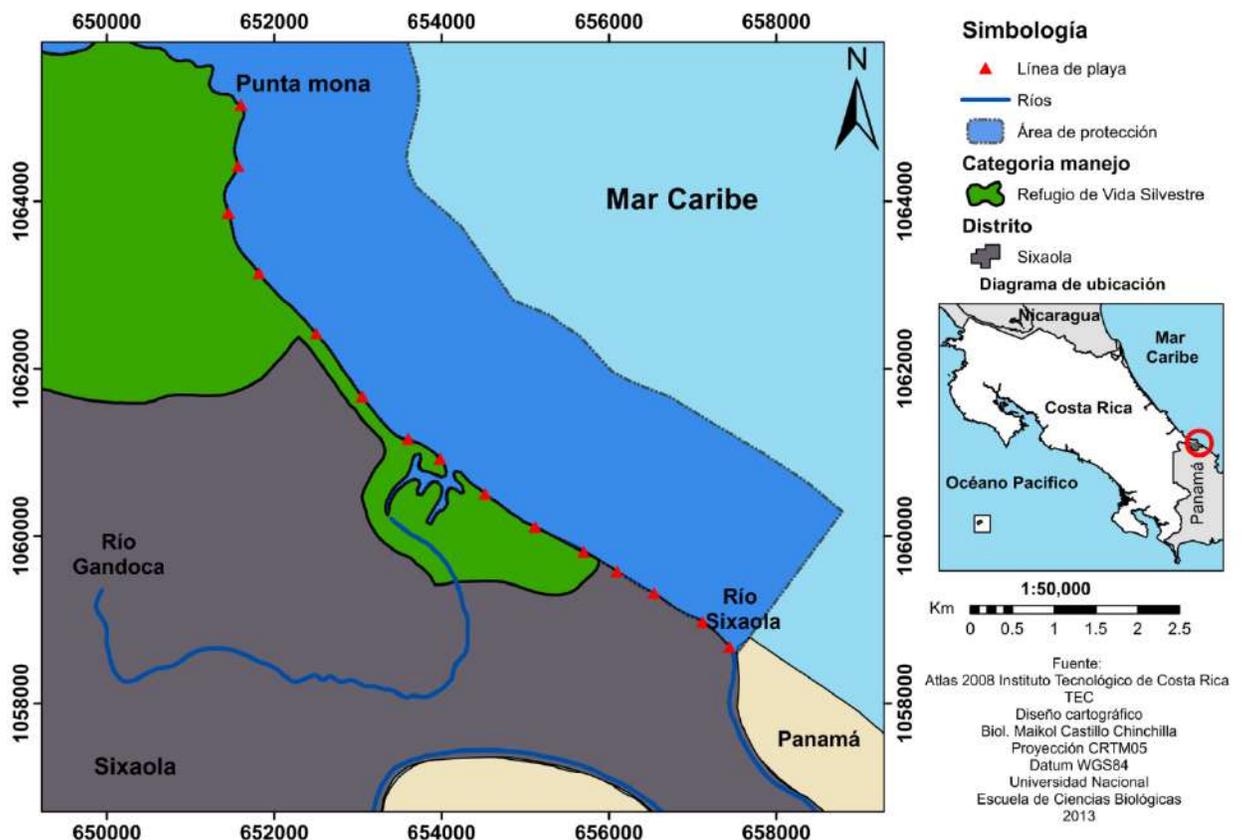


Figura 31 Ubicación del área de estudio.

El régimen de precipitaciones oscila entre los 2500 y 3100 mm anuales, y las temperaturas promedio varían entre 25 y 27°C. El clima presenta dos estaciones lluviosas definidas, una entre noviembre y marzo y la segunda entre junio y agosto. La

tasa de precipitación anual en este sector sur de REGAMA es menor, alrededor de 2500 mm en tanto que en la sección norte alcanza hasta 3100 mm. El micro-clima dentro se caracteriza por lluvias nocturnas y períodos soleados durante el día (Herrera, 1984). Las mareas son mixtas, principalmente diurnas, con una amplitud de 30 hasta 50 cm. Las corrientes fluyen de noroeste a sureste, con pequeños remolinos en dirección opuesta (Cortés, 1994).

Dentro de las asociaciones vegetales que prevalecen se encuentra la transición entre palmares pantanosos y bosque húmedo tropical o palmar mixto (Coll, Fonseca, & Cortés, 2001). La playa se caracteriza por su alta energía y pendientes, con corrientes marinas fuertes, aguas profundas muy cerca de la costa y las formaciones coralinas presentes en el sector de Punta Mona (Chacón, 1999). Sin embargo, esta playa se ha modificado drásticamente en los últimos años, aumentó la pendiente de la misma y la los signos de erosión son cada vez más marcados que podrían ser la respuesta al aumento del nivel del mar en el Mar Caribe (Fig. 2). Además, debido al aprovechamiento forestal en la cuenca del río Sixaola y las quebradas de la zona se da el arrastre y acumulación de madera y desechos orgánicos a lo largo de la playa (Programa de Conservación de Tortugas Marinas del Caribe Sur, 2006).

a

b

**Figura32** Cambios observados en la playa de Gandoca entre 2008 (a) y 2013 (b)

## MATERIALES Y METODOS

La playa se dividió en cinco sectores denominados A,B,C,D y E, el primer sector inicia en Punta Mona y finaliza en la desembocadura del río Sixaola. Cada sector fue marcado con mojones separados a una distancia de 50 m. Se realizaron dos recorridos nocturnos, cada uno con una duración de cuatro horas, el primero se desarrolló entre las 20:00 y las 24:00 horas; en tanto que el segundo ocurrió entre las 24:01 y las 4:00 horas. Se registraron las observaciones directas y los rastros de las tortugas marinas que anidaron entre febrero y agosto del 2011 y 2012.

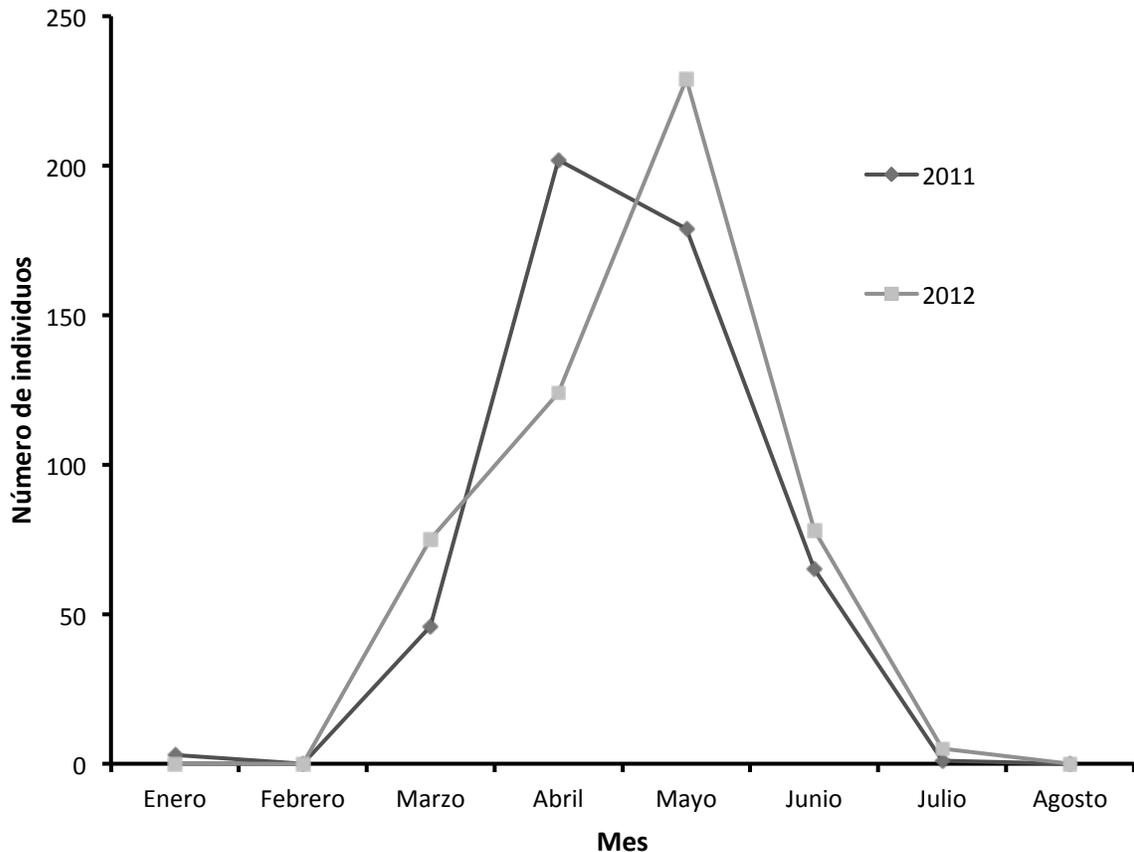
El registro consistió en anotar el sector, mojón y posición de la playa donde anido la tortuga, siendo alta, media y baja; la fase lunar así como presencia o ausencia de lluvia durante el proceso de anidación.

El análisis de los datos consistió en una prueba *t* de comparación de medias para una  $p < 0.05$ , con la previa comprobación de la normalidad y homogeneidad de varianza de los datos. Para los análisis estadísticos de los datos de anidación durante los dos años se utilizó el programa Statgraphics Centurion XV, InfoStat (versión 2013I) y Excel Microsoft office Excel 2007 para la elaboración de las figuras.

## RESULTADOS

Durante el 2011 y 2012, en la playa del sector Gandoca del REGAMA se observó la presencia de tres especies de tortugas marinas anidando, a saber *Dermochelys coriácea* o tortuga baulaque presentó 1005 registros, *Eretmochelys imbricata* o tortuga Carey con 47 registros y *Chelonia mydas* o tortuga verde con solamente 6 registros.

El periodo de anidación de la tortuga baula ocurre, principalmente, durante los meses de marzo hasta finales julio. Este patrón fue coincidente para ambos años analizados. Los periodos donde la anidación presentó el menor número de eventos se presentó entre enero, febrero y agosto, con un importante aumento durante el mes de marzo, con un punto máximo durante el mes de mayo del 2011 en el que se registraron 209 individuos y en abril del 2012 con el registro de 229 individuos (Figura 3).

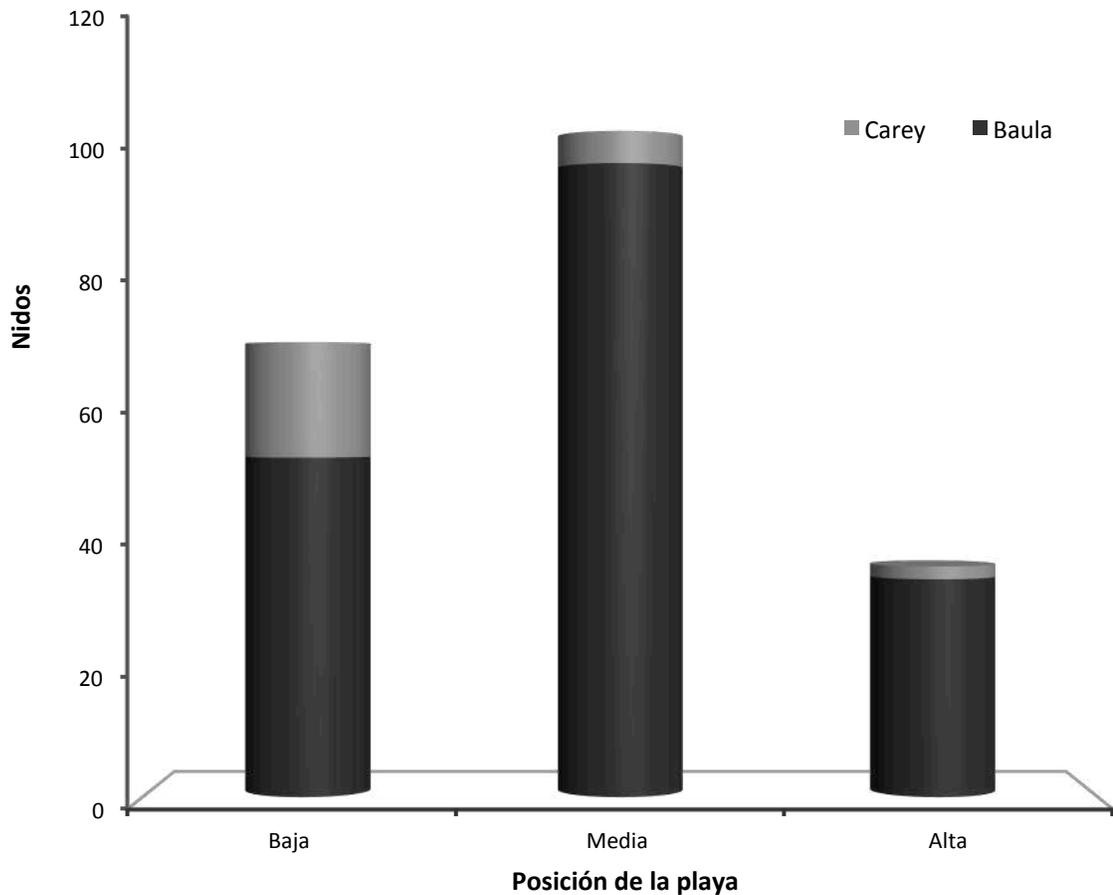


**Figura 33** Tortugas baulas observadas mensualmente durante el período 2011-2012 en el sector Gandoca, REGAMA, Limón, Costa Rica.

Las tortugas carey fueron registradas anidando durante entre los meses de abril y julio en el 2011, con un punto máximo en mayo y junio. Mientras que para el año 2012, se tuvieron registros desde mayo hasta agosto, mes en el cual se obtuvo el mayor número de individuos registrados con un total de 8, en tanto las tortugas verdes se avistaron principalmente durante el mes de marzo (5 individuos) y en agosto (1 individuo) de este mismo año.

Durante el periodo de estudio, se registraron un total de 226 nidos, de los cuales 197 (87, 17%) corresponden a nidadas de la tortuga baula y los 29 restantes a la tortuga carey, mientras que la tortuga verde no se tuvo registros de que elaborara algún nido. Debe mencionarse que 152 (67,25 %) nidos fueron registrados en el 2011, mientras que durante el 2012 sólo se registraron 74; mostrándose una disminución considerable en la cantidad de nidos durante el segundo año.

Para ambas especies estudiadas, se observó preferencia en la posición de la playa que utilizan para construir y ovopositar los nidos. En el caso particular de la tortuga baula, ésta muestra preferencia para emplear con mayor frecuencia la parte media, mientras que la tortuga carey utilizó principalmente, la parte baja o sea, más cercana a la línea de pleamar para anidar ( $t(223) = 17.26, p \leq 0.05$ ) (Figura 4).

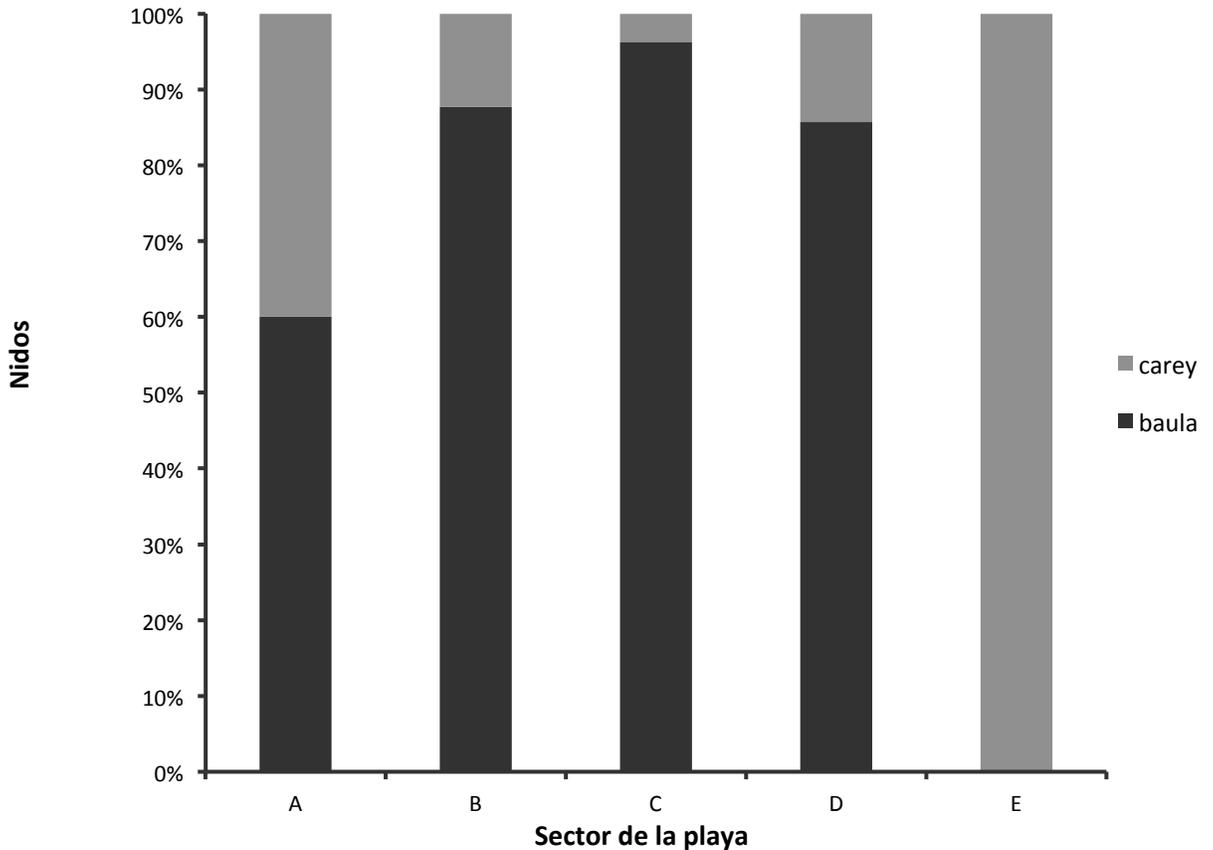


**Figura 34** Nidos construidos según la posición de la playa por las tortugas carey y baula durante el periodo 2011-2012 en el sector Gandoca, REGAMA, Limón, Costa Rica.

El sector de la playa en la zona de estudio que la tortuga baula utilizó con mayor frecuencia fue el sector C. Éste fue donde recurrió para la elaboración de los nidos, para un total de registros de 130. Seguidamente empleó los sectores B y D.

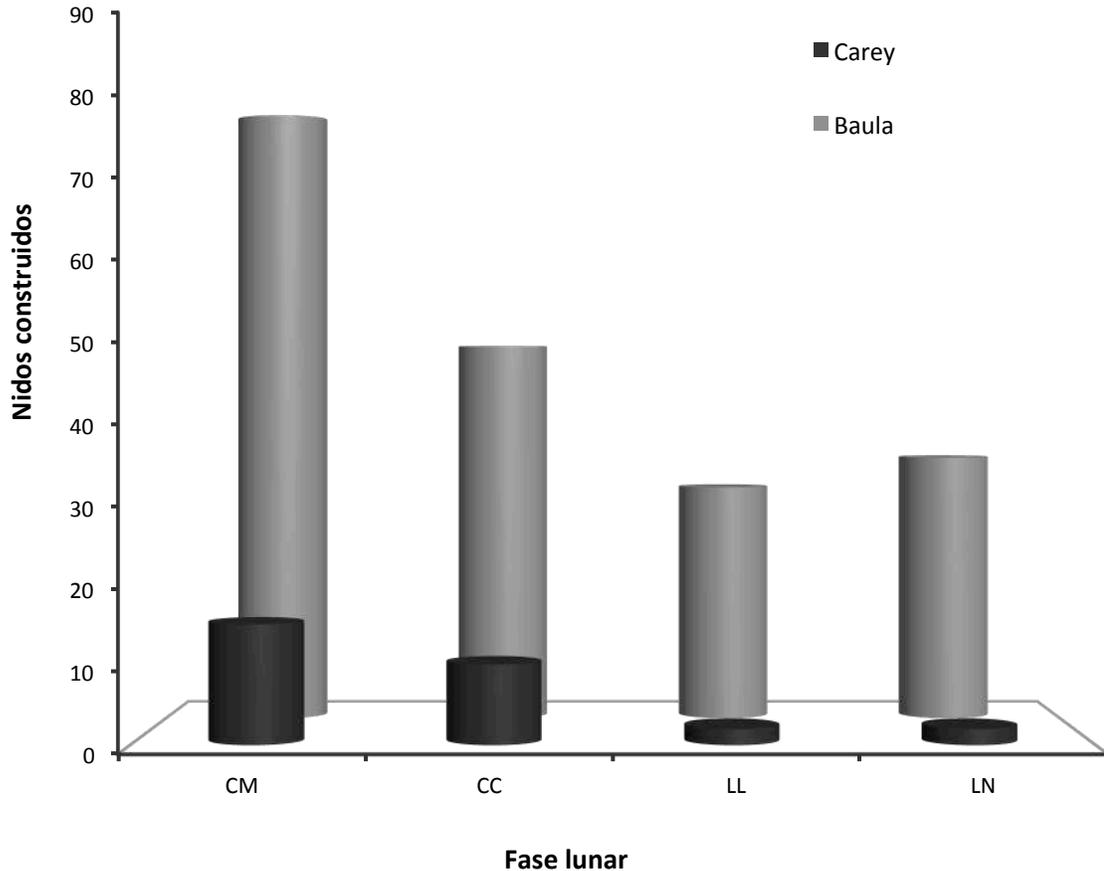
En el caso de las tortugas carey, la mayor cantidad de nidos fueron construidos en el sector E, el cual fue usado exclusivamente por esta especie. Mientras que el sector A fue empleado por las tortugas baula y carey en proporciones similares (Figura 5). A

pesar de lo anteriormente mencionado, no se encontró diferencias significativas en el uso de los sectores para ninguna de las especies ( $t(6) = 2.21, p \leq 0.05$ ).



**Figura 35** Nidos construidos según los sectores de la playa por las tortugas carey y baula durante el periodo 2011-2012 en el sector Gandoca, REGAMA, Limón, Costa Rica.

La cantidad de nidos varió según la fase lunar, tanto para las tortugas baula como para la carey. Presentaron el mismo comportamiento para el cuarto menguante, que fue el período donde se registró la máxima cantidad de nidos ovopositados. Mientras que durante la luna llena y nueva, se registraron el número más bajo de nidadas observadas (Figura 6). No obstante, no se determinó diferencias significativas entre el número de nidos construidos según la fase lunar ( $t(8) = 2.64, p \leq 0.05$ ).



**Figura 36** Nidos construidos según la fase lunar durante la construcción del nido por las tortugas carey y baula durante el periodo 2011-2012 en el sector Gandoca, REGAMA, Limón, Costa Rica. CM: cuarto menguante, CC: cuarto creciente, LL: luna llena y LN: luna nueva.

## DISCUSION

Los factores que influyen en la selección de los sitios de anidación de las tortugas marinas parecen ser múltiples, y su importancia radica en el hecho de determinan el éxito de la nidada, el adecuado desarrollo de los embriones, la emergencia y supervivencia de los neonatos.

Dentro de las especies de tortugas marinas que visitan el Caribe de Costa Rica, la baula es la que alcanza las mayores dimensiones y el mayor peso, por ende, el proceso de desplazarse sobre la playa representa un mayor esfuerzo energético para ella. Dada esta condición es de esperar, que ésta no se adentre mucho en la playa para anidar. En Gandoca, Costa Rica; las baulas ovopositaron mayormente en la zona media, de igual forma que lo observado por Quiñones *et al.*, (2007) en Chocó, Colombia. Según

Chacón, 1999, el 32% de las nidadas fueron puestas en la berma, 37% en la zona de marea alta y 31% en la zona de marea baja, y a su vez indica para 1991, el 64% de los nidos fueron localizados entre las líneas de marea, con el subsecuente riesgo de pérdida.

Con los cambios observados en la morfología de la playa, el anidamiento en la zona media de la playa contribuye con la conservación de la especie en el corto plazo, debido a que el aumento en el nivel del mar en el Caribe podría reducir las áreas potenciales de anidación de las tortugas marinas. Preocupa el caso de la tortuga carey, que anida principalmente en la zona baja de la playa aumentando el riesgo de pérdida de nidos, el cual aumenta cada año dado los pronósticos del IPCC (2003). Es urgente atender esta última especie mediante planes de manejo que aseguren la protección de los nidos y para las dos, se debe discutir la posibilidad de manejar viveros fuera de la playa por la alta energía de las mismas que las hacen inestables.

La anidación en esta zona de la playa supone un menor esfuerzo para la hembra y un menor riesgo de quedar varada o bloqueada por los obstáculos presentes en la playa tales como los troncos de árboles caídos o arrastrados por las mareas, así como la vegetación. Sin embargo, los signos evidentes de erosión en la playa dificultan el ingreso a la zona media, obligando a la hembra a ovopositar en la zona baja o buscar otras playas.

Además, a esto se le suma la presencia de pendientes que le impiden avanzar hacia las áreas más elevadas y las zonas erosionadas que se encuentran a lo largo de la playa. Estas condiciones podrían afectar las nidadas, modificando la humedad relativa en el nido y causando un incremento en la mortalidad de las crías (Bolongaro, Márquez, Torres, & García, 2010). De igual manera, si los nidos se colocan cerca de la línea de la pleamar hay un riesgo inminente de ser inundados ó arrastrados por las olas (Eckert K. , 1987).

Según Eckert (1999), las hembras de baula prefieren playas donde la plataforma continental sea corta, que tengan accesos abiertos, con costas de alta energía, fuerte corriente, oleaje alto y sin contacto con rocas o corales que puedan serle abrasivos durante el proceso de alcanzar la playa para anidar. Estas condiciones explican por qué la menor presencia de nidos en el sector A, el cual corresponde a la zona de Punta Mona donde se presentan formaciones coralinas así como la isla Pájaros que dificultan el ingreso de esta especie. Por el contrario, los sectores B, C y D corresponden a zonas que presentan algunas de las condiciones mencionadas por dicho autor siendo por tanto preferidas para la anidación.

La zona de preferencia para la anidación de la tortuga carey se ubicó en la parte baja de la playa, al igual que lo reportado por Bolongaro *et al.*, (2010) en la playa Chenkan en el Golfo de México. Sin embargo, autores como Medina-Cruz *et al.*, (2010) y Chacón-Chaverri (2004 a) señalan que las tortugas carey seleccionan zonas cercanas a la vegetación terrestre o bajo ella para anidar, explicando dicho comportamiento con la presencia de raíces que contribuye a que la arena esté menos compacta, propiciando un sustrato adecuado para la construcción de los nidos, en comparación, con las zonas

desprovistas de vegetación en donde el grado de compactación es mayor (Horrocks & Scott, 1991); (Chen & Cheng, 1995).

A su vez, algunos autores sugieren que debe considerarse que cuando el nido se coloca en la vegetación, el riesgo asociado está representado por la penetración de raíces a la cámara del mismo y la destrucción de los huevos. También puede influir sobre el éxito de emergencia de las crías, ya que algunas podrían quedar atrapadas en las raíces o la vegetación (Wood & Bjorndal, 2000). Otro aspecto es la posibilidad de desorientación de las crías en su camino hacia el mar (Kamel & Mrosovsky, 2004), debido a que deben recorrer una distancia mayor aumentando la posibilidad de no alcanzar las olas o bien, sean susceptibles a la depredación (Mrosovsky, 1983); (Horrocks & Scott, 1991). Estos factores podrían contrarrestar el efecto de la compactación del terreno en áreas sin vegetación y propiciar que las zonas bajas sean beneficiosas para los neonatos durante la emergencia y su recorrido hacia el mar.

Por otra parte, el sector utilizado en mayor proporción por las tortugas carey fue el sector E, mismo que se encuentra en las cercanías de la desembocadura del río Sixaola. Éste presenta escombros, troncos y árboles que son arrastrados por las corrientes del río hasta la playa; propiciando cambios en el panorama de la playa y dificultando el acceso de las tortugas hacia el interior (Chacón, 1999). Por tanto, la parte baja es la que está accesible para que esta especie construya sus nidos.

Sin embargo, se debe mencionar que Bolongaro *et al.*, (2010) discute sobre los riesgos de la elaboración de los nidos en la parte baja de la playa, indicando que tienen una menor probabilidad de sobrevivencia por el exceso de humedad lo cual aumenta la mortalidad de huevos por asfixia (Whitmore & Dutton, 1985). Sin embargo, en el presente trabajo no se comprobó el éxito de eclosión de estos nidos.

Por su parte, la luna es considerada como un generador de energía indirecta que ejerce atracción sobre los cuerpos sólidos y líquidos, determinando las mareas oceánicas e influyendo en las actividades fisiológicas de las plantas y animales (Alonso, Febles, Ruiz, & Gutiérrez, 2002). Se ha reportado, que en muchas especies animales, la luna llena y nueva, incrementa perceptiblemente la tasa de actividad física, el metabolismo, la agresividad y la conducta sexual (Lieber, 1984). Sin embargo, en este estudio se observó que en las fases de luna llena y luna nueva se registró el menor número de nidos; probablemente explicada por la cantidad de luz reflejada en la playa, durante la luna llena, que produce un incremento de la cantidad de horas luz durante la noche y la intensidad lumínica mayor, aumentando el grado de exposición de las tortugas, y por ende, el aumento de las probabilidades de que los huevos o la tortuga sea depredada (Higuera-Moros, Camacho, & Guerra., 2002).

Por el contrario, durante luna nueva, la cantidad de luz es escasa, lo que podría dificultar la capacidad de las tortugas para orientarse en la playa. O bien, podrían estar ocurriendo procesos de copula en el mar (Lieber, 1984), ya que esta suele ocurrir en la superficie de aguas someras cercanas a las playas de anidación (Carr, Carr, & Meylan, 1978). Mientras que en cuarto creciente y cuarto menguante, la cantidad de luz no es ni excesiva ni escasa, brindando a estas especies un escenario ideal para la anidación. Se considera que, el ciclo reproductivo es sincrónico con las fases lunares (Márquez,

Villanueva, & Peñaflores, 1976); (Casas, 1978); para el caso de especies que presentan arribadas, éstas ocurren durante el cuarto menguante (Briceño, 1980). Lo cual coincide, parcialmente, con lo reportado para la baula y la carey en el sector Gandoca del REGAMA, que aunque no mantienen comportamiento de arribadas, el mayor número de nidos se elaboró durante esta fase lunar.

Sin embargo, en el Pacífico Mexicano, el número de hembras baula que ingresan para anidar aumenta considerablemente durante las noches más oscuras, es decir, durante luna nueva (Márquez, Villanueva, & Peñaflores, 1981) y en el Pacífico Sur de Costa Rica durante la temporada del 2011 los eventos de anidación de varias especies, incluidas la baula y la carey fueron menores durante la luna llena, en tanto, las otras fases lunares no mostraron ninguna tendencia durante los meses de estudio (Viejobueno, Adams, & Arauz, 2012).

Debe considerarse lo indicado por otros autores como Ackerman (1997), quien cuestiona que exista una relación entre el ciclo lunar y la actividad de anidación de las tortugas marinas. Mientras que Lohmann *et al.*, (1997) y Witherington y Martin, (2003) sugieren que las tortugas anidan en un determinado período lunar, previendo que la eclosión de las crías ocurre en la fase de cuarto creciente o luna llena, para facilitar la ubicación de los neonatos respecto al océano durante la noche, siendo guiados por el resplandor de la luz de la luna en la espuma de las olas y la claridad misma de éstas (Sánchez, 2007).

Además, se debe considerar el grado de influencia de luz artificial, el tipo e intensidad de la misma en la iluminación de las playas. Este factor ha sido reportado como un elemento que influye en el número de hembras anidando o el número de anidaciones exitosas. Debido a que causa cambios en el comportamiento de anidación principalmente porque las luces artificiales son interpretadas por las tortugas como luz diurna de modo que las tortugas no salen a anidar, por ejemplo Médicci *et al.*, 2009, en un estudio en Cipara, Venezuela encontró una diferencia en la proporción de salidas de tortugas baula y la construcción de nidos entre los años en los que la playa carecía y en los que presentaba electricidad, presentándose una disminución en el periodo en que la playa estaba iluminada. En el caso del sector de Gandoca del REGAMA, este factor es irrelevante para explicar la llegada del número de tortugas anidantes.

Durante el año 2012 en el REGAMA se registró una disminución en el número de anidaciones en comparación con el año 2011. Chacón, 1999, reportó una variación en el número de nidadas entre los años 1990 y 1997, en donde durante el año 1996 se da un aumento en el número de nidos construidos, pero en 1997 se da un notable descenso. La disminución en la cantidad de hembras anidantes o bien en el número de nidos elaborados en el REGAMA podría estar relacionada con diferentes factores ambientales como las precipitaciones, cantidad de escombros en la playa o bien por características intrínsecas de las poblaciones como tasa de mortalidad o de reclutamiento de hembras, ya que después de su esfuerzo reproductivo, la hembra vuelve a la zona de alimentación, donde se mantiene reproductivamente inactiva durante un periodo variable de años, para acumular energía para la nueva época reproductiva, lo cual implica que no todos los años la cantidad de hembras anidantes sea alta o bien se mantenga una proporción constante.

Por otra parte Según Pacheco, 2008, las tortugas baula tienen la capacidad de distinguir sitios con características topográficas inadecuadas, ejemplo por efecto de las lluvias, que las inducen a no desovar en esas partes de la playa, en el caso del REGAMA la playa está expuesta a fuertes oleajes y se dan procesos erosivos evidentes que hacen que muchos sectores de la playa no estén disponibles para anidar, esto podría contribuir en la disminución de nidadas que se presentó durante la temporada 2012, ya que en algunas playas sujetas a erosión se forman rompeolas y terrazas verticales que constituyen serias barreras físicas para las tortugas, de modo que se pueden ver obligadas a recorrer grandes trechos paralelos a la costa o bien regresan al mar para anidar en otros tramos más alejados (Bolongaro, Márquez, Torres, & García, 2010).

## **CONCLUSIONES**

El pico de anidación para la tortuga baula fue entre marzo y finales julio, y para la carey entre abril y julio en el 2011 con un desplazamiento en el 2012 para mayo hasta agosto.

Se san preferencias en la selección de la zona de playa, la carey anida en la parte baja cerca de la línea de costa y la baula en la parte media.

Las tortugas baula y carey utilizan indistintamente los diferentes sectores de la playa para anidar, el mayor número de nidos se ubican en el sector C para la baula y el sector E para la carey.

Durante el cuarto creciente y menguante se registran el mayor número de anidaciones, sin embargo las fases lunares no determinan la cantidad de anidamientos.

## **RECOMENDACIONES**

Remover los escombros que representen un obstáculo para el desplazamiento de las tortugas en la playa

Desarrollar un plan de aprovechamiento de escombros de madera por vecinos de zona, para reducir los costos de remoción y aumentar la efectividad.

Evaluar las condiciones de playa respecto a los procesos erosivos que podrían dificultar la anidación de las tortugas.

## **AGRADECIMIENTOS**

Nuestro especial agradecimiento a la ASOMIPAG de la localidad de Gandoca, a los funcionarios del REGAMA, al Área de Conservación La Amistad Caribe del Sistema Nacional de Áreas de Conservación del Ministerio de Ambiente y Energía. A los líderes de patrulla por su trabajo abnegado, a los voluntarios nacionales e internacional que visitaron el proyecto. A Maikol Castillo por sus constantes aportes.

## BIBLIOGRAFIA

- Ackerman, R. (1997). The Nest Environment and the Embryonic Development of sea Turtles. En P. Lutz, & J. Musick (Edits.), *Biology of Sea Turtles* (págs. 83 - 106).
- Alonso, J., Febles, G., Ruiz, T., & Gutiérrez, J. (2002). Efecto de la fase lunar en el establecimiento de piñón florido (*Gliricidia sepium*) como cerca viva. . *La Habana Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 36( 2),187.
- Bologaro, A., Márquez, Z., Torres, V., & García, A. (2010). Vulnerabilidad de sitios de anidación de tortugas marinas por efectos de erosión costera en el estado de Campeche. En S. A.V. Bote-llo, J. G. Villanueva-Fragoso, & J. R. Galaviz. (Edits.), *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático. Semarnat-INE, UNAM-ICMyL* (págs. (514) 73-96). Universidad Autónoma de Campeche.
- Briceño, R. (1980). Aspectos biológicos y protección de la tortuga golfinia *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz), en la playa el Verde, Sinaloa (temporadas 1975 - 1977). *Tesis. CICIMAR*, 54. Baja California Sur.
- Carr, A., Carr, M. H., & Meylan, A. (1978). The ecology and migrations of sea turtles, 7. En *The West Caribbean green turtle colony*. (págs. 162, 1-46). Bull. Amer. Mus. Natur. Hist.
- Casas, A. (1978). Análisis de la anidación de las tortugas marinas del género *Lepidochelys* en México. En C. C. Limn. Univ. Nac. Autónoma México.
- Chacón, D. (1999). Anidación de la tortuga *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae) en playa Gandoca, Costa Rica (1990 a 1997). *Rev. Biol. Trop.*, 47(1-2), 225-236.
- Chacón-Chaverri, D. (2004 a). Sinopsis sobre la tortuga baula (*Dermochelys coriacea*). *Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las de las tortugas marinas de América Latina y el Caribe*. Costa Rica: Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF). Asociación ANAI/WIDECAS.T. .
- Chacón-Chaverri, D. (2004 b). Tortugas carey del Caribe; biología, distribución y estado de conservación. *Programa de Conservación de las tortugas marinas de América Latina y el Caribe*. Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF). Asociación ANAI/WIDECAS.T.
- Chen, T., & Cheng, I. (1995). Breeding biology of the green turtles, *Chelonia mydas* (Reptilia: Cheloniidae) on Wan-an Island, Peng-hu Archipelago, Taiwan. I. . *Nesting ecology. Mar. Biol.*, 124, 9-15.

- CITES. (2013). *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*. Recuperado el 12 de 09 de 2013, de <http://www.cites.org/eng/app/2013/E-Appendices-2013-06-12.pdf>.
- Coll, M., Fonseca, A., & Cortés, J. (2001). El manglar y otras asociaciones vegetales de la laguna de Gandoca, Limón, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 49(2), 321-329.
- Cortés, J. (1994). A reef under siltation stress: a decade of degradation: 240-246. In: R.N. Ginsburg (compiler). *Proc. Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs: Health, Hazards and History, 1993*. Miami, Florida.: RSMAS, Univ. Miami.
- Eckert, K. (1987). Environmental unpredictability and leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nest loss. *Herpetologica*, 43, 315-323.
- Eckert, K. (16-18 de 11 de 1999). Estado de Conservación y Distribución de la Tortuga Laúd, *Dermochelys coriacea*, en la Región del Gran Caribe. *Conservación de Tortugas Marinas en la Región del Gran Caribe –Un Diálogo para el Manejo Regional Efectivo*. Santo Domingo.
- Herrera, W. (1984). *Clima de Costa Rica*. San Jose, Costa Rica: Universidad Estatal a Distancia (EUNED).
- Higuera-Moros, A., Camacho, M., & Guerra. (2002). Efecto de las fases lunares sobre la incidencia de insectos y componentes de rendimiento en el cultivo de frijol (*Vigna unguiculata* (L.) Walp). *Revista UDO Agrícola*, 2 (1), 54-63.
- Horrocks, J. A., & Scott, N. (1991). Nest site selection and nest success in the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* in Barbados, West Indies. *Marine Ecology Progress Series.*, 69, 1-8.
- Kamel, S., & Mrosovsky, N. (2004). Nest site selection in leatherbacks, *Dermochelys coriacea*: individual patterns and their consequences. *Animal Behaviour*, 68, 357-366.
- Lieber, A. (1984). El influjo de la luna. *En Revelación científica dramáticamente unida a nuestra vida*. (pág. 189). Madrid: Artes Gráficas. EMA.
- Lohmann, K., Whitherington, B., Lohmann, C., & Salmon, M. (1997). Orientation Navigation and Natal Beach Homing in Sea Turtles. *En Biology of Sea Turtles*. (págs. 107 - 136). Florida. CRC Press.: Lutz, P; Musick, J; Wyneken, J.
- Márquez, M., Villanueva, R., & Peñaflores, C. (1976). Sinopsis de datos biológicos sobre la tortuga golfina *Lepidochelys olivacea* (Cschscholtz-1829). I.N.P.

- Márquez, R., Villanueva, A., & Peñaflores, C. (1981). Anidación de la tortuga Laud (*Dermochelys coriacea*) en el Pacífico Mexicano. Inst. Nal. Pesca. Mexico I.
- Matthew, J. S. (2010). Beach erosion and nest site selection by the leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae) and implications for management practices at Playa Gandoca, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 58 (4), 1237-1246.
- Médicci, R., Buitrago, M., & Michael, J. (2009). Impacto de la luz artificial sobre la anidación de la tortuga marina *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae), en playa Cipara, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 57 (3), 515-528. .
- Medina-Cruz, Y., Moncada-Gavilán, F., & Nodarse-Abreu, G. (2010). Selección del sitio de anidación y éxito de eclosión en nidos de tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*). *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras*, 27(1), 60-65.
- Meylan, A. B., & Donnelly, M. (1999). Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. *Chelonian Conservation and Biology.*, 3 (2), 200-224. .
- Miller, J., Limpus, C., & Godfrey, M. (2003). Nest site selection oviposition, eggs, development, hatching, and emergence of loggerhead turtles. En B. AB, & W. BE (Edits.), *Loggerhead sea turtles* (págs. 125–143). Washington, DC: Smithsonian Books.
- Mrosovsky, N. (1983). Conserving Sea Turtles. *British Herpetological Society; London.*, 1-176.
- Murray, P. (1984). En P. Bacon, F. Berry, K. Bjorndal, H. Hirth, L. Ogen, & M. and Weber (Edits.), *Proc. of the Western Atlantic Turtle Symposium* (págs. 3, 370-380). National Report for St. Lucia. .
- Pacheco, F. (2008). Las Enigmáticas Tortugas Baula. Universidad Nacional.
- Poder Ejecutivo. (2005). Reglamento Ley de Conservación de la Vida Silvestre. *Decreto N° 32633 MINAE*. San José, Costa Rica.
- Programa de Conservación de Tortugas Marinas del Caribe Sur. (2006). Anidación de la tortuga baula *Dermochelys coriacea*, en la playa de Gandoca, Caribe Sur, Costa Rica. Limón. Talamanca, Costa Rica.
- Quiñones, L., Patiño-Martínez, J., & Adolfo, M. (2007). Factores que influyen en la puesta, la incubación y el éxito de eclosión de la tortuga laúd, *Dermochelys coriacea*, en La Playona, Chocó, Colombia. *Rev. Esp. Herp.*, 21, 5-17.

- Sánchez, F. (2007). Programa de conservación, investigación y educación de tortugas marinas en la Península de Osa, Playas Carate, Río Oro, Pejeperro y Piro. . *Reporte técnico temporada 2006*.
- SINAC. (06 de 2013). *Refugio Nacional Mixto de Vida Silvestre Gandoca–Manzanillo*. Obtenido de <http://www.sinac.go.cr/AC/ACLAC/rnmvsgm/Paginas/default.aspx>
- UICN. (2013). *The UICN Red List of Treatenend Species. Dermochelys coriacea*. Recuperado el 20 de 07 de 2013, de <http://www.iucnredlist.org/details/6494/0>.
- UICN. (2013). *The UICN Red List of Treatenend Species. Eretmochelys imbricata*. Recuperado el 20 de 07 de 2013, de <http://www.iucnredlist.org/details/8005/0>.
- Viejobueno, S., Adams, C., & Arauz, R. (2012). Conservación e investigación de tortugas marinas en el Pacífico de Costa Rica (Punta Banco, Refugio Nacional de Vida Silvestre Caletas-Arío, San Miguel, Costa de Oro y Corozalito). *Reporte técnico Julio 2011*.
- Weitzner, V., & Fonseca, M. (2000). Cahuita, del conflicto a la colaboración en cultivar la paz: Conflicto y Colaboración en el Manejo de Recursos Naturales. . En D. Bucles (Ed.). Canadá .
- Whitmore, P., & Dutton, P. (1985). Infertility embryonic mortality and nest site selection in leatherback and green sea turtles in Suriname. *Biol. Conserv*, 34, 251-272.
- Witherington, B., & Martin, E. (2003)). Entendiendo, evaluando y solucionando los problemas de contaminación de luz en playas de Anidamiento de tortugas marinas. *Reporte Técnico*, 70. Florida Institute.
- Wood, D., & Bjorndal, K. (s.f.). Relation of temperature, moisture, salinity and slope to nest site selection in loggerhead sea turtles. . *Copeia*, 119-128.
- Zurita, G., Herrera, R., & Prezas, B. (1993). Tortugas marinas del Caribe. En S. I. Salazar-Vallejo, & N. E. González (Edits.), *Biodiversidad Marina y costera de México*. (págs. ( 865) 735-751). Conabio y Ciqro, México.

## **B.18.O. Contaminación por plaguicidas en la región del Bajo Lempa, El Salvador**

### **Pesticide pollution in the Bajo Lempa region, El Salvador**

Edgar Quinteros\*<sup>1</sup>, Alexandre Ribó<sup>1</sup>, Alejandro López<sup>1</sup>, Reyna Jovel<sup>1</sup>, Carlos Orantes<sup>1</sup>, Dina López<sup>2</sup>  
\*edgarquinteros.m@gmail.com

<sup>1</sup>*Instituto Nacional de Salud, Ministerio de Salud de El Salvador*

<sup>2</sup>*Departamento de Ciencias Geológicas, Universidad de Ohio*

## **INTRODUCCION**

Los plaguicidas organoclorados (OCPs) son sustancias químicas altamente tóxicas para el ser humano y biomagnificables en la cadena alimentaria (World Health Organization , 1990); (Jan, Shah, Khawaja, & Gul, 2008); (Beard, 2006). Estas sustancias son fácilmente absorbidas por el suelo y sedimentos, altamente persistentes en el ambiente y resistentes a la degradación microbiológica (Bhattacharya, Sarkar, & Mukherjee, 2003); (World Health Organization, 2004). El DDT (diclorodifeniltricloroetano) y sus metabolitos (DDE y DDD) son los más tóxicos de los organoclorados, altamente solubles en lípidos y poco solubles en agua (World Health Organization, 2004). Investigaciones han reportado concentraciones de DDT en todo el mundo, ha sido detectado en aire, agua, sedimentos marinos y fauna (Muckle, Ayotte, Dewailly, Jacobson, & Jacobson, 2001); (Covaci, Manirakiza, & Schepens, 2002); (Daly & Wania, 2005); (Malik, Rauf, Mohammad, Eqani, & Ahad, 2010). La presencia de los OCPs y especialmente el DDT en el ambiente, está relacionada principalmente con descargas industriales y prácticas agrícolas (Bhattacharya, Sarkar, & Mukherjee, 2003).

En Centroamérica y México entre 1959 y 1999 se utilizaron 85,000 toneladas de DDT para el control de la malaria y específicamente en El Salvador entre 1946 y 1973 se utilizaron alrededor de 4,270.63 toneladas de DDT para el mismo fin (Caballero, 2001). El mayor uso del DDT en El Salvador se dio entre 1950 y 1970 en el cultivo de algodón (Rodríguez, Cardoza, & Romero, 2001). En 1970 fue prohibido el DDT internacionalmente para control de la malaria y en 1980 como plaguicida de uso agrícola (Bolt & Degen, 2002). En El Salvador el DDT fue prohibido hasta el año 2000 (MAG, 2000).

El presente estudio se focaliza en el Bajo Lempa (Figura 1), en el delta del río Lempa, el río más largo de Centroamérica y de El Salvador, su cuenca abarca parte de Guatemala y Honduras. El Río Lempa drena las aguas de gran parte de las zonas urbanas e industriales más importantes del país y su cuenca es una de las principales áreas agrícolas. El Bajo Lempa es una zona agrícola actualmente dedicada al cultivo de maíz, arroz, frijol y caña de azúcar y en la década de 1970 se dedicó principalmente al cultivo de algodón el cual requirió el uso intensivo de plaguicidas organoclorados

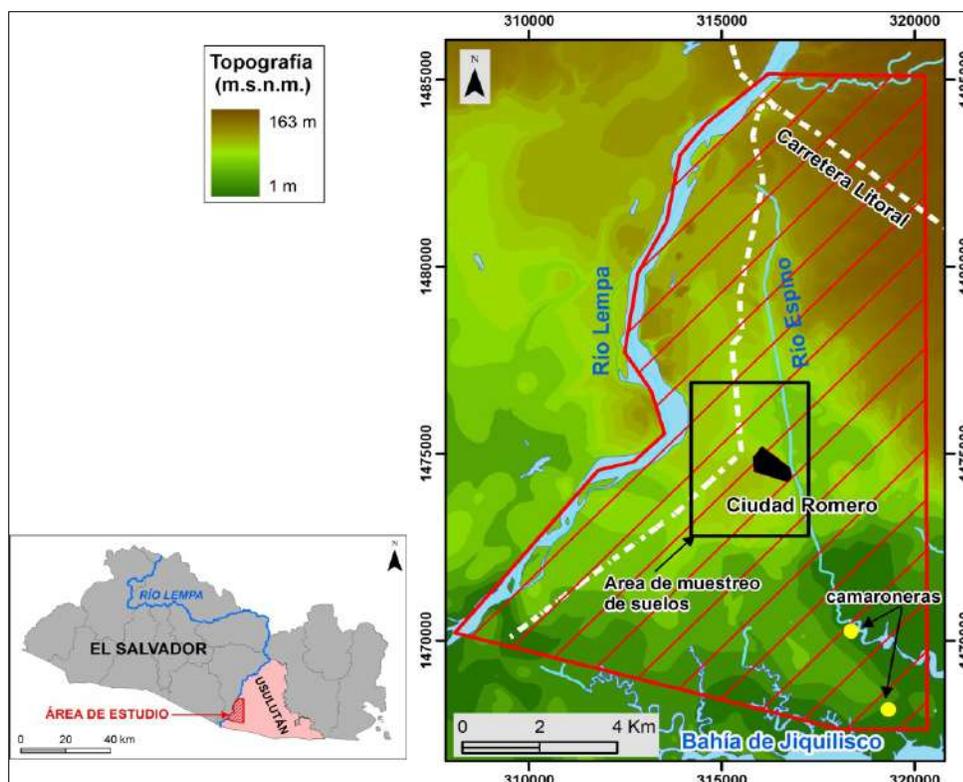
(Pacheco, 1995); (Nomen, Sempere, Chávez, de López, & Rovira, 2012). La población del Bajo Lempa, está conformada principalmente por exiliados y excombatientes de la guerra civil, asentados en la zona a partir de los Acuerdos de Paz, y su principal actividad es la agricultura de subsistencia (Arnaiz, 2009).

El objetivo de este estudio es la caracterización del contenido de DDT y otros plaguicidas organoclorados, organofosforados y algunos carbamatos en suelo, sedimento, agua superficial y subterránea en la comunidad Ciudad Romero del Bajo Lempa.

## METODOLOGIA

El muestreo se realizó entre Octubre de 2012 y Marzo de 2013, en la estación seca. Se colectaron muestras de agua superficial, agua subterránea y agua de la de red de abastecimiento, suelo de vivienda, suelo de parcela y sedimentos.

Se muestreo agua superficial de 9 puntos ubicados en el río Lempa, río Espino y dos camaroneras (Figura 1 y Figura 2). Se muestreó agua subterránea de 46 pozos situados en viviendas y campos aledaños a la comunidad. Cada pozo fue purgado antes de tomar la muestra. La recolección de las muestras se realizó utilizando frascos de vidrio de 500ml, se tomó 2 litros de agua por cada muestra. Estas muestras fueron transportadas en hieleras a 10°C hasta el laboratorio.



**Figura 37** Ubicación del área estudiada. El rectángulo negro marca el área de muestreo en suelo, el polígono rojo con trama marca el área de muestreo de agua superficial y sedimentos.

Se tomaron muestras de suelo en 58 viviendas de la comunidad Ciudad Romero. En cada vivienda se seleccionó un área de 1 m<sup>2</sup> y se tomó 1 kg de suelo superficial. Se muestrearon 28 puntos ubicados en las zonas agrícolas circundantes a la comunidad, estas muestras fueron tomadas en un área de 30 m<sup>2</sup> a una profundidad de 30 cm. Se tomó 1 kg de sedimento de los mismos puntos de muestreo de agua superficial (Figura 2), se utilizó una draga VanVeen en los puntos de mayor profundidad y un tubo de PVC en los puntos de menor profundidad. Las muestras fueron guardadas en bolsas con cierre hermético envueltas en papel de aluminio para evitar que las moléculas de plaguicida se volatilizaran.

La determinación y cuantificación de plaguicidas en agua, suelo y sedimentos, se realizó utilizando un cromatógrafo de gases con detector de micro captura de electrones y un automuestreador e inyector 7683. La extracción se realizó con horno microondas y los extractos se evaporaron con corriente de nitrógeno para ser inyectados en curva de calibración de 9 estándares de plaguicidas organoclorados y organofosforados.

Para agua se procesó un litro de muestra utilizando columnas de extracción para la limpieza de las muestras, se adiciono Metanol para extraer los compuestos y hexano:éter para cambio de solvente y evaporación a 0.2 ml para inyección en el cromatógrafo de gases, con columna AGILENT DB-608 y temperatura de horno de (60-250) °C en tiempo de corrida de 41 minutos. Para el suelo se procesó 1.0 gramo de muestra con 15 ml de Cloruro de metileno refrigerado toda la noche y extraído por microondas, posteriormente se filtró por papel filtro poro medio y el filtrado se limpió por columnas de extracción, se diluyo con mezcla hexano:éter y se evaporo con corriente de nitrógeno en baño maría a no más de 37 °C, hasta 2 ml para inyectar en el cromatógrafo de gases.

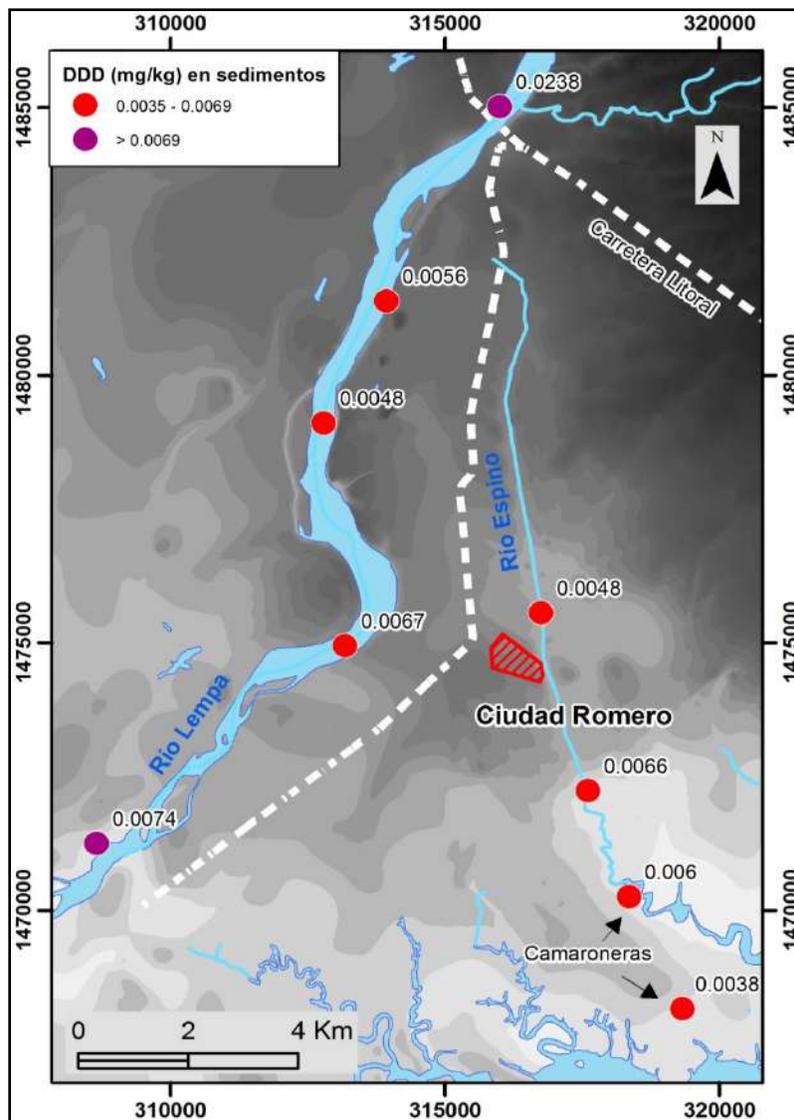
Los resultados en agua se compararon con la norma nacional para la calidad del agua potable (NSO, 13.07.01:08., 2009) y con los estándares de normas internacionales, tales como United Air Toxic Website (UATW, 1999) y la Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2002). Para suelo y sedimentos se ha comparado con la Canadian Environmental Quality Guidelines (CCME, 2002) una legislación modelo en el ámbito ambiental a nivel mundial.

## RESULTADOS

En las muestras de agua subterránea extraída de pozos situados en la comunidad y en las zonas agrícolas, no se encontraron los plaguicidas analizados, tales como: endosulfan alfa y beta, endosulfan sulfato, heptaclor, hexaclorobenceno, lindano malatión, etil paratión, metamidofós y carbofuran. En el agua de la red de abastecimiento se encontró trazas de paraquat. No se encontró contaminación por los plaguicidas organoclorados, organofosforados ni carbamatos.

El suelo de la comunidad Ciudad Romero presenta contaminación puntual de DDT. La Figura 3 muestra la distribución de la sumatoria de los resultados de DDT, DDE y DDD encontrados en suelo. La contaminación predomina en la zona SW de la comunidad, con un valor máximo de 17.77 mg/kg. En el borde norte de la comunidad se evidencia otro punto de contaminación por DDT (5.51 mg/kg). Además, se ha encontrado trazas de plaguicidas organoclorados como endosulfan alfa y beta, endosulfan sulfato, heptaclor, hexaclorobenceno y lindano.

En la Figura 2, se observa que todas las muestras de sedimento presentan niveles altos de DDD. Se ha identificado un valor máximo de 0.0238 mg/kg en el Río Lempa, a la altura del puente de la carretera litoral y un valor mínimo de 0.0038 mg/kg en una de las camaroneras ubicada al sur de la comunidad.

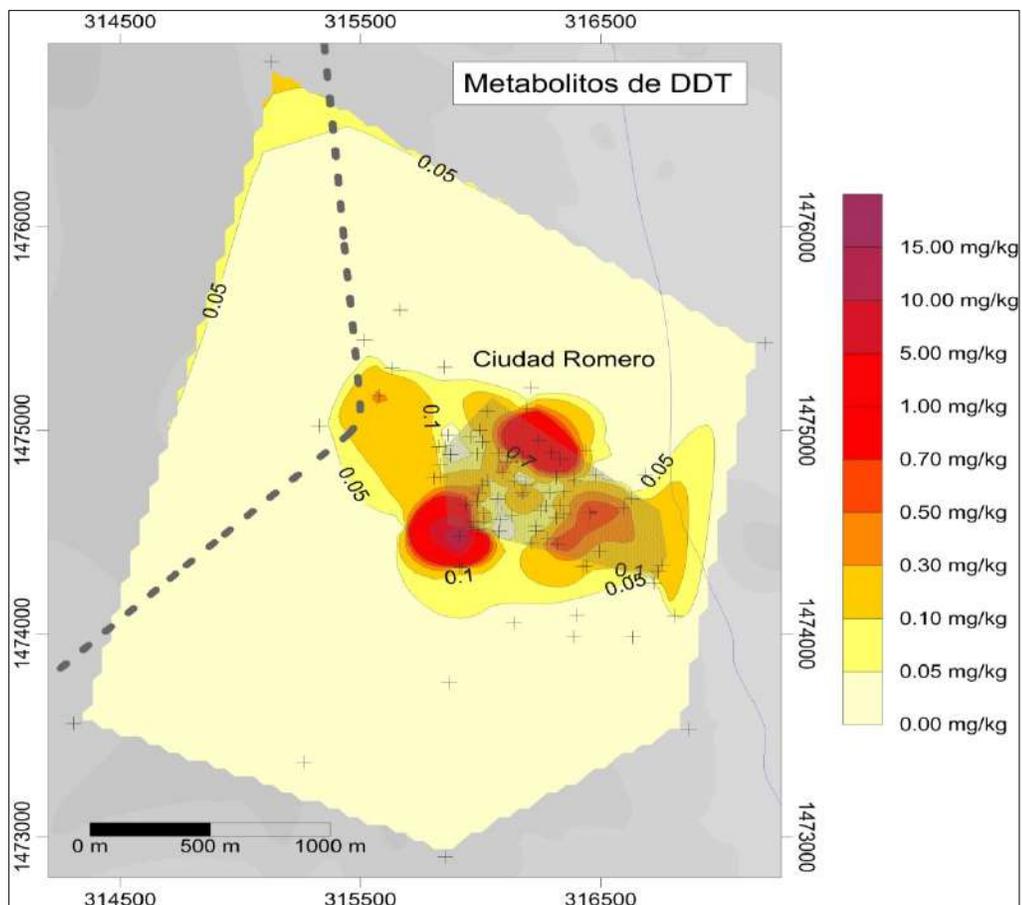


**Figura 38** Distribución de los puntos de muestreo de agua superficial y sedimentos. Valores obtenidos en las muestras de sedimentos.

## DISCUSION

La mayoría de las muestras de suelo analizadas, sobrepasan el límite de DDT que plantea la CCME (2002). El valor máximo en suelo (17.77 mg/kg) es 25 veces mayor que el límite recomendado por la CCME (2002) para suelo del área habitacional y agrícola el cual es de 0.7 mg/kg. Además el suelo presenta trazas de otros contaminantes organoclorados como endosulfan alfa y beta, endosulfan sulfato, heptaclor, hexaclorobenceno y lindano. Todas las muestras de sedimento analizadas presentan contaminación por DDD con un valor máximo de 0.0238 mg/kg, este valor sobrepasa el límite planteado por la CCME (2002) el cual es de 0.003 mg/kg.

Los análisis realizados en las muestras de agua subterránea extraída de pozos ubicados en el área habitacional y en el área agrícola, para la determinación de plaguicidas organoclorados, organofosforados y carbamatos resultaron negativos. Estos pozos son utilizados frecuentemente para actividades cotidianas en la vivienda y los pozos de las zonas agrícolas son las principales fuentes de agua para el regadío de las cosechas y para abrevadero de ganado.



**Figura 39** Distribución de la contaminación por DDT y sus metabolitos (DDD y DDE) en suelo del área habitacional y agrícola.

La contaminación por DDT y sus metabolitos en suelo, es alta y esto puede ser resultado de las grandes cantidades aplicadas años atrás en el cultivo de algodón (Nomen, Sempere, Chávez, de López, & Rovira, 2012). Este plaguicida fue prohibido internacionalmente en 1980 (Bolt & Degen, 2002) y en El Salvador en el 2000 (Rodríguez, Cardoza, & Romero, 2001); (MAG, 2000). La persistencia del DDT en el suelo puede deberse a la fácil retención de este elemento por la materia orgánica (Arnanz & Jiménez, 2011). El DDT presente en el sedimento del río Lempa puede ser producto del arrastre de suelo contaminado a lo largo de la cuenca del río y sedimentado en la zona del Bajo Lempa y/o a la degradación de DDT aplicado en décadas pasadas. Estudios previos han encontrado concentraciones de DDE en sedimentos en el Bajo Lempa, reportando valores entre 0.00385 mg/kg y 0.01961 mg/kg (Nomen, Sempere, Chávez, de López, & Rovira, 2012). Otros estudios han reportado valores similares de DDE en sedimentos de la zona del estero de Jaltepeque, esta zona está situada en el lado Oeste de delta del río Lempa y tiene estrechas similitudes con la zona del Bajo Lempa (Urrutia & Navas, 2007).

El DDT puede ingresar al cuerpo humano a través de la ingesta de alimentos o suelo contaminado (Arnanz & Jiménez, 2011); (Beard, 2006). Diferentes estudios han demostrado la presencia de DDT en leche materna aun años después de su prohibición (Okonkwo, Mutshatshi, Botha, & Agyei, 2008); (Beard, 2006); (Campos & Marzys, 1979); (Gladden & Rogan, 1995). Otros estudios han sugerido una asociación del DDT como causante de diversas enfermedades, tales como el cáncer de mama, cáncer de páncreas (Nilsen & Vatten, 2000); (De Stefani, Kogevinas, Boffetta, Ronco, & Mendilaharsu, 1996), complicaciones en el parto, afección en el sistema reproductivo femenino y leucemia (Blend, 1975); (Smith, Thomas, Smith, Mawhinney, & Lloyd, 1972), infertilidad en hombres (Pant, Kumar, Mathur, Srivastava, Saxena, & Gujrati, 2007); (Carlsen, Giwercman, Keiding, & Skakkebaek, 1992), entre otras afecciones a la salud. Un estudio realizado en la zona del Bajo Lempa (Orantes, Herrera, Almaguer, Brizuela, Hernández, & Barraye, 2009), demuestra una alta prevalencia de Enfermedad Renal Crónica en agricultores expuestos a compuestos químicos organoclorados y organofosforados principalmente, además sugiere la realización de investigaciones tóxicas ambientales para la caracterización de la exposición a tóxicos presentes en el ambiente que podrían estar contribuyendo a la prevalencia de dicha enfermedad.

Un siguiente paso en la investigación será clasificar el tipo de metabolito de DDT presente en el ambiente y analizar los componentes activos de los diferentes plaguicidas comercializados actualmente en El Salvador. Es necesario analizar la bioaccesibilidad de estos contaminantes en el ambiente. Además, para poder determinar su movilidad, habrá que caracterizar las propiedades físico químicas de los diferentes elementos ambientales.

## CONCLUSION

Se ha encontrado contaminación puntual de DDT y sus metabolitos en suelo del área habitacional y agrícola y en sedimentos. En la mayoría de los casos, la contaminación sobrepasa los estándares establecidos por normas de referencia internacional para suelo habitacional y agrícola y sedimento. En el agua de la red de distribución solamente se han encontrado trazas de paraquat, no se ha encontrado contaminación por plaguicidas organoclorados, organofosforados y carbamatos en agua subterránea y superficial.

El DDT identificado puede estar relacionado con la aplicación excesiva de este plaguicida en décadas pasadas en la zona del Bajo Lempa y con la persistencia de este contaminante en el ambiente. La presencia de DDD en sedimento puede deberse al arrastre por escorrentía de suelos cultivados en la cuenca del río Lempa y El Espino.

La contaminación del medio ambiente por DDT y otros plaguicidas organoclorados en la zona del Bajo Lempa y otras regiones de El Salvador, tendría que considerarse como uno de los factores de riesgo ambientales de diferentes enfermedades agudas y crónicas.

## BIBLIOGRAFIA

- Arnaiz, A. (2009). Tierras Pagadas a Precio de Sangre. En *Testimonios y Retratos del Bajo Lempa Usuluteco, El Salvador*. CA (2ª edición. ed., pág. 464). San Salvador, El Salvador.: Impresiones El Rosario.
- Arnanz, J., & Jiménez, B. (2011). New DDT inputs after 30 years of prohibition in Spain. A case study in agricultural soils from south-western Spain. . *Environmental Pollution* 159, 3640e 3646.
- ATSDR, A. f. (2002). *Toxicological profile for DDT, DDE, and DDD*. Recuperado el 10 de 08 de 2013, de U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service.: <http://goo.gl/eJrG6V>.
- Beard, J. (2006). DDT and human health. . *Science of the Total Environment* , 355, 78 – 89.

- Bhattacharya, B., Sarkar, S., & Mukherjee, N. (2003). Organochlorine pesticide residues in sediments of a tropical mangrove estuary, India: implication for monitoring. *Environ Int* , 29:587–592.
- Blend, M. (1975). In vitro uptake of labeled androgens by prostate tissue in the presence of dieldrin. . *Bull. Environ. Toxicol* , 13, 80.
- Bolt, H., & Degen, G. (2002). Comparative assessment of endocrine modulators with estrogenic activity. II. Persistent organochlorine pollutants. . En *Archives of Toxicology* (págs. 76: 187-193).
- Caballero, R. (2001). Instituto de Salud, Ambiente y Trabajo (ISAT) de México. . *Diagnóstico situacional del uso del DDT y el control de Malaria*. . Organización Panamericana de la Salud (OPS).
- Campos, M., & Marzys, A. (1979). Contamination of Human milk with chlorinated pesticides in Guatemala and El Salvador. . *Arch. Environmen Contam. Toxicol* , 8, 43-58.
- Carlsen, E., Giwercman, A., Keiding, N., & Skakkebaek, N. (1992). Evidence for decreasing quality of semen during past 50 years. (B. M. J, Ed.) 305:609–12.
- CCME, C. C. (2002). Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. Updated. En *Canadian environmental quality guidelines 1999* (pág. 189). Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Covaci, A., Manirakiza, P., & Schepens, P. (2002). Persisten organochlorine pollutants in soils from Belgium, Italy, Greece and Romania. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* , 68: 97-103.
- Daly, G., & Wania, F. (2005). Organic contaminants in mountains. . *Environ Science and Technol* , 39:385–398.
- De Stefani, E., Kogevinas, M., Boffetta, P., Ronco, A., & Mendilaharsu, M. (1996). Occupation and the risk of lung cancer in Uruguay. *Scand J Work, Environ & Health* , 22:346– 52.
- Gladen, B., & Rogan, W. (1995). DDE and shortened duration of lactation In a northern Mexican town. *Am J Public Health* , 85:504-08.
- Jan, M., Shah, J., Khawaja, M. A., & Gul, K. (2008). DDT residue in soil and water in ans around abandoned DDT manufacturing factory. En *Environ Monit Assess*.
- MAG, M. d. (2000). *Listado de sustancias prohibidas en El Salvador*. . Recuperado el 06 de 08 de 2013, de <http://goo.gl/gKKYGX>

- Malik, R., Rauf, S., Mohammad, A., Eqani, S., & Ahad, K. (2010). Organochlorine residual concentrations in cattle egret from the Punjab Province, Pakistan. . En *Environ Monit Assess*.
- Muckle, G., Ayotte, P., Dewailly, E., Jacobson, S., & Jacobson, J. (2001). Prenatal exposure of the Northern Québec Inuit infants to environmental contaminants. . *Environmental Health Perspectives*, 109: 1291-1299.
- Nilsen, T., & Vatten, L. (2000). A prospective study of lifestyle factors and the risk of pancreatic cancer in Nord-Trøndelag, Norway. *Cancer Causes Control* , 11:645–52.
- Nomen, R., Sempere, J., Chávez, F., de López, N., & Rovira, M. (2012). Measurement of pollution levels of organochlorine and organophosphorus pesticides in water, soil, sediment, and shrimp to identify possible impacts on shrimp production at Jiquilisco Bay. . *Environ Sci Pollut Res* , 19:3547–3555.
- NSO, 13.07.01:08. (12 de 06 de 2009). Norma Salvadoreña Obligatoria para la Calidad del Agua Potable. Segunda actualización. *Diario Oficial*, pág. 383 (109). 20.
- Okonkwo, J., Mutshatshi, T., Botha, B., & Agyei, N. (2008). DDT, DDE and DDD in Human Milk from South Africa. . *Bull Environ Contam Toxicol*, 81:348–354.
- Orantes, C., Herrera, R., Almaguer, M., Brizuela, E., Hernández, C., & Barraye, H. (2009). Chronic Kidney Disease and Associated Risk Factors in the Bajo Lempa Region of El Salvador: Nefrolempa Study. *MEDICC Review*, 13(4). 14-22.
- Pacheco, R. (1995). Residuos de plaguicidas en agua, sedimento y organismos acuáticos de la Bahía de Jiquilisco. *Tesis de grado*. Universidad Nacional de El Salvador.
- Pant, N., Kumar, R., Mathur, N., Srivastava, S., Saxena, D., & Gujrati, V. (2007). Chlorinated pesticide concentration in semen of fertile and infertile men and correlation with sperm quality. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 23, 135–139.
- Rodriguez, M., Cardoza, R., & Romero, J. (2001). Diagnóstico situacional del uso de DDT en los programas de control de vectores en El Salvador. . *Gerencia de Atención Integral de Salud Ambiental*. . Ministerio de Salud Pública y Asistencia Social de El Salvado.
- Smith, M., Thomas, J., Smith, C., Mawhinney, M., & Lloyd, J. (1972). Effects of DDT on radioactive uptake of testosterone-1,2-aH by mouse prostate glands. . *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 23, 159.

ISBN: 978-9968-641-26-5

UATW, U. A. (1999). Environmental Protection Agency, office of Air Quality Planning and Standards. Alabama. U.S.

Urrutia, G., & Navas, H. (2007). Condiciones de saneamiento de las aguas del estero de Jaltepeque y su relación con la morbilidad. En *Organo de difusión de la red de Docencia-Investigación* (págs. 21 - 34). Universidad José Matías Delgado.

World Health Organization . (1990). Public health impact of pesticides used in agriculture. Geneva: WHO/UNEP, Working Group.

World Health Organization. (2004). DDT and it is Derivatives in Drinking-water. *Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/89*, 15.

**B.19.O. Contaminación de Arsénico en suelos, sedimentos y agua en la región del Bajo Lempa, El Salvador**  
**Arsenic pollution in soils, sediments and waters of BajoLempa region, El Salvador**

Alexandre Ribó<sup>1</sup>, Edgar Quinteros<sup>1</sup>, Roberto Mejía<sup>1</sup>, Reyna Jovel<sup>2</sup>,  
Dina López<sup>3</sup>  
[alexandre4rt@gmail.com](mailto:alexandre4rt@gmail.com), tel. (503)25203030

<sup>1</sup>*Instituto Nacional de Salud, Ministerio de Salud de El Salvador*

<sup>2</sup>*Laboratorio Nacional de Referencia, Instituto Nacional de Salud, Ministerio de Salud de El Salvador*

<sup>3</sup>*Department of Geological Science, Ohio University, USA*

## **INTRODUCCION**

El arsénico es un metaloide de propiedades tóxicas relativamente común en la naturaleza que puede representar un serio problema en la salud humana y ambiental, como es el caso de Bangladesh y algunas regiones de Latinoamérica. Para el ser humano el arsénico es un carcinógeno y está asociado, entre otras, con enfermedades cardiovasculares, enfermedades respiratorias y con déficits neurocognitivos en niños (McClintok, y otros, 2012). También se le asocia con la Enfermedad Renal Crónica de causas no tradicionales o desconocidas (Jayasumana, y otros, 2013), (Soderland, Lovekar, Weiner, Brooks, & Kaufman, 2010), una enfermedad que presenta un alto índice de casos en las comunidades agrícolas de El Salvador (SICA, 2013), (Peraza, y otros, 2012) y (Orantes, y otros, 2011).

Los suelos y aguas de El Salvador presentan remarcables concentraciones de As la fuente de los cuales puede ser natural, proveniente del sustrato rocoso volcánico y de fluidos hidrotermales (López, y otros, 2012), (Rapprich & Hradecký, 2005) o antrópica, relacionada con residuos industriales, urbanos y algunos agroquímicos tal y como se ha observado en otros países (Cutler, y otros, 2013) y (Mortvedt, 1996).

El presente estudio se ha focalizado en la comunidad Ciudad Romero situada en la región del Bajo Lempa (Usulután) (Figura 1). La población de esta región es principalmente agrícola, está constituida por refugiados y excombatientes de la guerra civil asentados a partir de los Acuerdos de Paz (Arnaiz, 2009). Los habitantes del Bajo Lempa son de alta vulnerabilidad social a causa de la falta de recursos e infraestructura. El río Lempa es el más largo de Centroamérica y además de El Salvador, su cuenca también abarca parte de Guatemala y Honduras. El Río Lempa

drena las aguas de gran parte de las zonas urbanas e industriales más importantes del país y su cuenca es una de las principales áreas agrícolas.

El objetivo principal de la investigación es la caracterización del contenido de As en suelos, sedimentos, aguas superficiales y subterráneas de la comunidad Ciudad Romero del Bajo Lempa y sus alrededores.

## METODOLOGIA

El muestreo ambiental en el Bajo Lempa se realizó entre Octubre del 2012 y Marzo de 2013. Se obtuvieron muestras de agua superficial, de agua subterránea, de suelo de vivienda, de suelo de parcela y de sedimentos. Para el muestreo de aguas superficiales y de sedimento se consideró el área mostrada en la Figura 1 (polígono rojo), para el muestreo de suelos de parcela se consideró el área de cultivo de los alrededores de Ciudad Romero (rectángulo negro en la Figura 1) y para aguas subterráneas y suelos de vivienda se muestreó el área habitacional de la comunidad de Ciudad Romero.

El muestreo en aguas superficiales se realizó en 9 puntos del Bajo Lempa situados en el Río Lempa, el Río El Espino y en camaroneras (piscifactorías de camarón) (ver Figura 1 y Figura 2). En agua subterránea se muestrearon 46 pozos situados en la comunidad Ciudad Romero. La colección de las muestras se hizo utilizando frascos de plástico con una solución de ácido nítrico de alta pureza para minimizar la absorción de estos elementos por las paredes del envase. En las aguas subterráneas, los pozos muestreados se purgaron antes de tomar la muestra para que la muestra fuera representativa del acuífero. Todas las muestras fueron transportadas al laboratorio en hieleras a 4°C.

Para el muestreo de sedimentos fluviales, se extrajeron muestras en los mismos puntos en donde se obtuvieron las muestras de agua superficial (Figura 2). Se extrajo 1 kg en cada punto de muestreo de forma compuesta considerando unos 10 m<sup>2</sup> de muestreo. Para extraer las muestras se utilizó un tubo de PVC o una draga VanVeen dependiendo de la profundidad.

Para caracterizar el suelo se muestrearon tanto los suelos del área habitacional como del área de cultivo. Se obtuvieron muestras en 58 puntos situados en patios de vivienda, tomando 1 kg de suelo superficial en un área de 1m<sup>2</sup> en cada punto. En parcelas se obtuvieron muestras en 50 puntos de forma compuesta a una profundidad de 30 cm y considerando un área de unos 30 m<sup>2</sup>. Los diferentes puntos muestreados de suelo se muestran en la Figura 3.

La comparación de los resultados obtenidos en agua superficial y subterránea del Bajo Lempa, se ha basado en la *Canadian Environmental Quality Guidelines* (CCME, 2002) una legislación modelo en el ámbito ambiental a nivel mundial, y en la *Norma Salvadoreña de Uso Obligatorio* para el agua de consumo (NSO 13.07.01:08., 2009).

Como en El Salvador no existe una norma para aguas subterráneas, se ha establecido la NSO 13.07.01:08 (2009) como valor de referencia para este estudio.

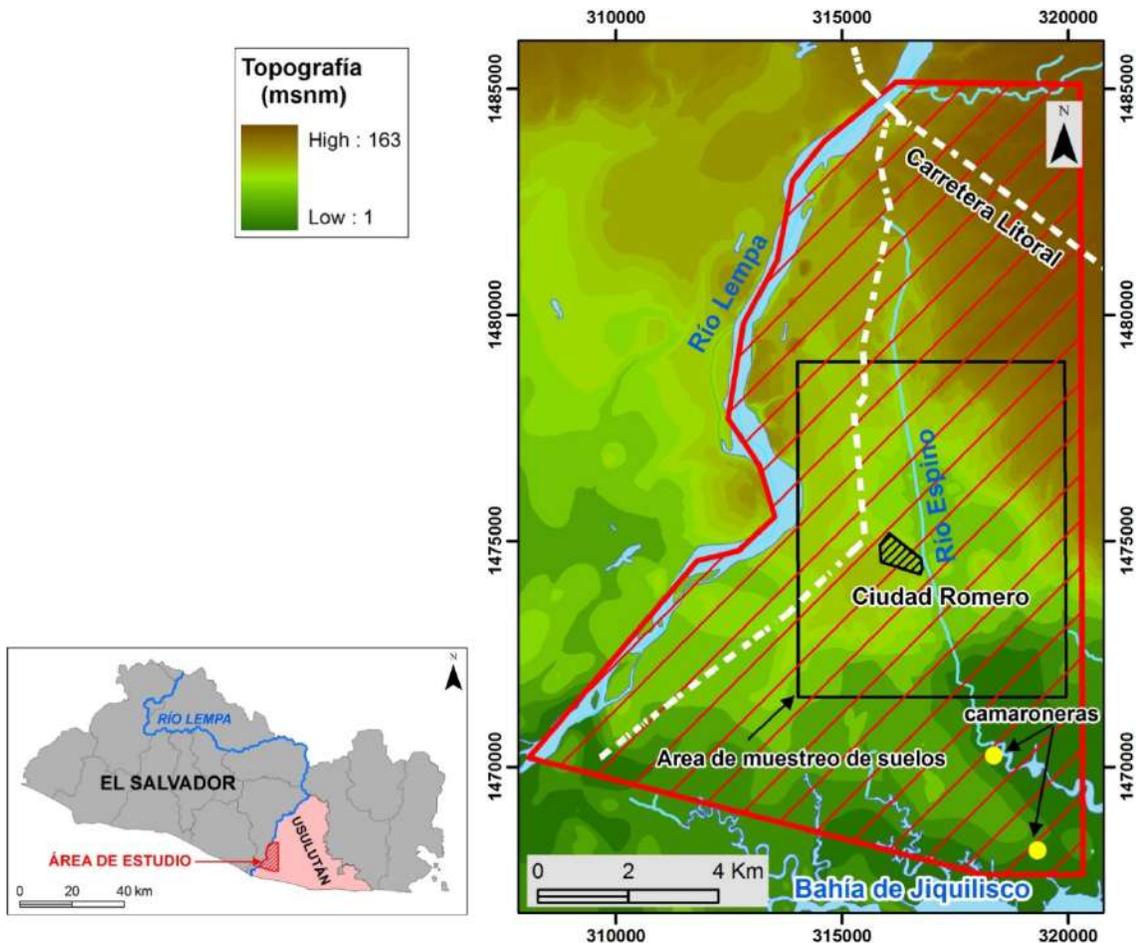
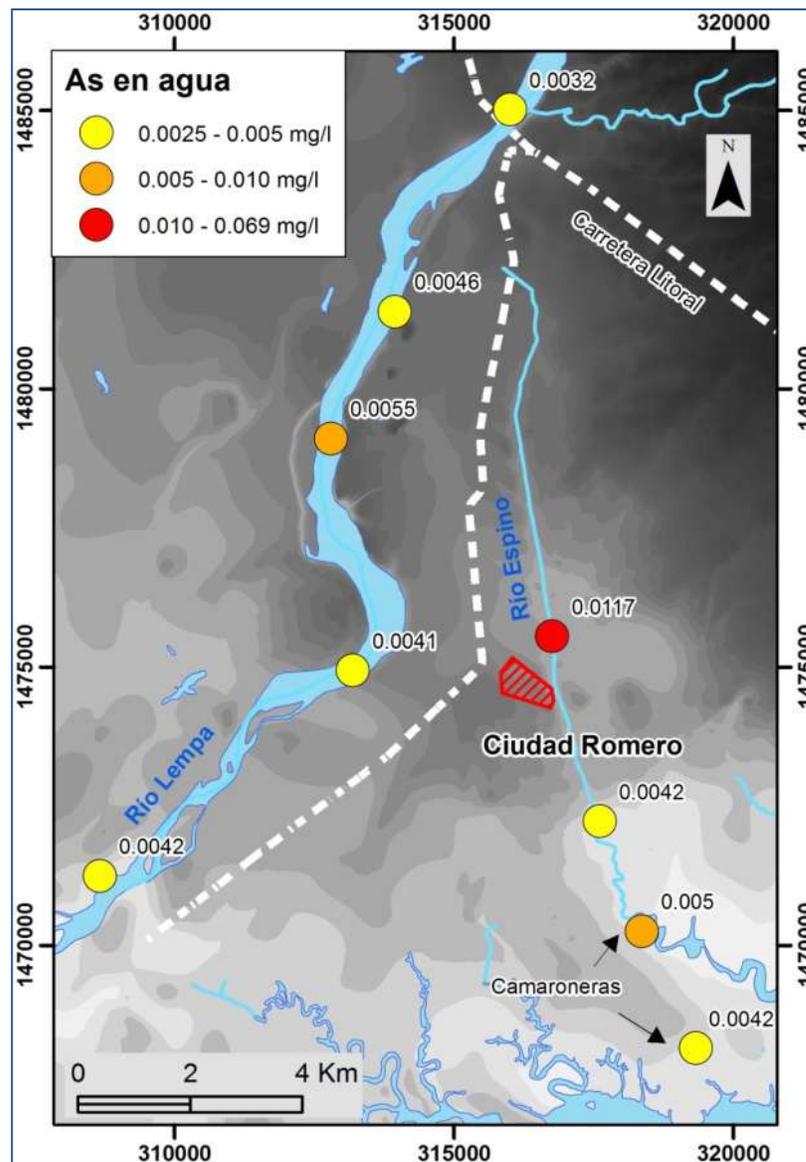


Figura 40 Ubicación del área estudiada. El rectángulo negro marca el área de estudio

La determinación y cuantificación de As, se realizó mediante un Espectrómetro de Absorción Atómica (AAS) con horno de grafito y llama, modelo AAnalyst 800 Zeeman. Se realizó una serie de 5 diluciones de estándar certificado de 1000 mg/L, Merck CertiPUR, de cada uno de los metales a analizar para elaborar la curva de calibración y lámparas marca Perking Elmer de Descarga de Electrones (EDL) y Cátodo Hueco (HCL). En cada muestra de agua se filtró 1L mediante papel filtro de poro medio marca Whatman y se colocó en cubetas de automuestreador AS 800 para análisis de horno Zeeman, y en tubos cónicos para automuestreador AS-90 para técnica de Llama. Las

condiciones de análisis para cada método son las establecidas en *Standard Methods of Examination of Water and WasteWater*.

Las muestras de suelo y sedimentos, fueron procesadas por digestión ácida para la extracción de los metales, utilizando Ácido Nítrico concentrado calidad para análisis de trazas de metales de la marca J.T. Baker por el método EPA 3050B (EPA , 1996) agregando a una porción de 0.5 g, 15 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado, calentando a ebullición suave por 4 horas, filtrando por papel filtro de poro medio marca Whatman y re suspendiendo con HNO<sub>3</sub> al 0.2 % para inyectar en el AAS en las condiciones recomendadas por el método de la EPA para As.



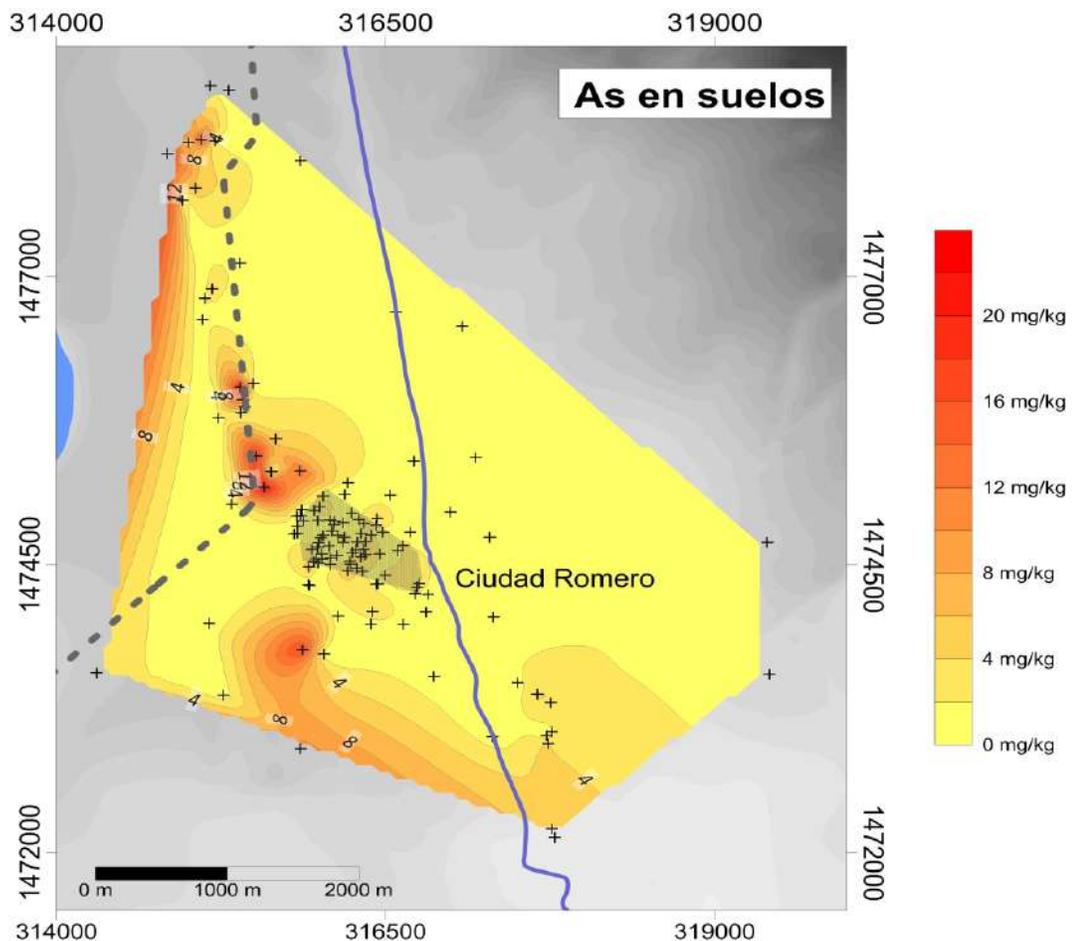
**Figura 41** Localización de las muestras tomadas en aguas superficiales del Bajo Lempa e identificación de la concentración de As obtenida.

## RESULTADOS

En la Figura 2 se representa la distribución de los puntos de muestra de agua superficial y se observa que todas las muestras de agua superficial presentan niveles elevados de As. Se ha identificado un valor máximo de 0.0117 mg/L en el Río Espino, aguas arriba de la Comunidad Ciudad Romero y un valor mínimo de 0.003 mg/L en el Río Lempa, cerca del puente de la carretera litoral.

El agua subterránea también presenta concentraciones importantes de As en el área habitacional de la comunidad. Obteniendo valores máximos de entre 0.2 y 0.3 mg/l. Hasta mediados de la pasada década, los habitantes de Ciudad Romero utilizaban los pozos muestreados para obtener agua de consumo. Actualmente solo algunos vecinos utilizan esta fuente de agua subterránea. Éstos la utilizan principalmente para riego, abrevadero de ganado y para la limpieza doméstica.

Los sedimentos presentan un contenido de As que varía entre 0.4 mg/kg y 0.9 mg/kg, excepto la muestra tomada en la camaronera situada junto al Río Espino que presenta un valor de 5.6 mg/kg.



**Figura 42** Localización de las muestras de suelo y distribución de As en suelo en la comunidad Ciudad Romero y sus alrededores. Área marcada con un rectángulo negro en la Figura 1.

La Figura 3 muestra que las áreas donde se localizan las mayores concentraciones de As en suelo (marcadas en rojo) se sitúan alrededor de 1 km al NO de la comunidad, a 1 km al SO de la comunidad y al lado W de la carretera (dirección N-S), en estos máximos se superan los 15.0 mg/kg de contenido en As. Estas zonas de máximos de As en suelo están localizadas en parcelas dedicadas a la agricultura. Se analizaron estadísticamente las poblaciones formadas por el contenido de As de las muestras de suelo obtenidas en el área habitacional y el contenido de As de las obtenidas en área agrícola obteniendo que ambas poblaciones no presentan una distribución normal. A partir de análisis comparativos no paramétricos (Kruskal Wallis, Mann Whitney) se ha identificado que las dos poblaciones son diferentes entre sí. La población perteneciente al área agrícola presenta mayor contenido de As (promedio: 3.72 mg/kg) que la del área de vivienda (promedio: 1.60 mg/kg).

## DISCUSION

Hay una remarcable presencia de As en el medioambiente de la comunidad Ciudad Romero y sus alrededores, que en algunos casos supera los límites recomendados para la salud humana y ambiental establecidos por CCME (2002) y NSO 13.07.01:08 (2009). En aguas superficiales (Figura 2), el valor máximo de As identificado en el Río Espino (0.012 mg/L) sobrepasa el límite de 0.005 mg/l establecido para la vida acuática según la CCME (2002), en otros casos las concentraciones de As son similares al límite (punto situado en la parte alta del meandro del Río Lempa y el punto localizado en la camaronera adyacente al Río Espino). En aguas subterráneas la mayoría de las muestras contienen valores para el As por encima de 0.01 mg/L, el límite propuesto por la NSO 13.07.01:08 (2009) para el agua de consumo humano. En el caso de los sedimentos, todos los valores obtenidos están por debajo del límite 5.9 mg/kg establecido para la vida acuática por CCME (2002). El contenido de As en el suelo en los máximos observados en parcelas de cultivo (Figura 3) supera el estándar de 12.0 mg/kg establecido por la CCME (2002) para suelos agrícolas.

El As de los suelos, aguas y sedimentos del Bajo Lempa podría tener un origen natural procedente de fluidos y materiales de origen volcánico y artificial originado por desechos urbanos, industriales y residuos de agroquímicos. A partir de la Figura 3 se observa que la acumulación de As en el suelo no es homogénea, mostrando cantidades más elevadas en las áreas de agrícolas. Esta observación es consistente con la comparación estadística de las poblaciones de muestras definidas por el área habitacional y el área de cultivo. Estos valores anómalos de As en suelo del área de cultivo puede deberse al uso intensivo de productos agrícolas con contenido de As. En la literatura se muestra la presencia de As y otros elementos traza tóxicos en algunos pesticidas y fertilizantes, como componente activo o como impurezas (p. ej. (Mortvedt,

1996)). La presencia de As en aguas superficiales puede atribuirse a las diferentes fuentes que presenta la cuenca, pero el valor máximo de 0.0117 mg/L situado en el Río Espino puede relacionarse también a un vertido puntual de agroquímicos. Las concentraciones altas de As en aguas subterráneas seguramente también estarían ligadas a los posibles aportes procedentes de productos agroquímicos vertidos en las parcelas colindantes. En las aguas subterráneas el As es mucho más abundante que en las superficiales debido a las condiciones reductoras del subsuelo que facilitan su solubilidad.

Los resultados identificados en el presente estudio pueden generalizarse para otras partes del país porque las características ambientales y sociales de la comunidad estudiada son muy similares a las de las otras comunidades del Bajo Lempa, así como de muchas otras situadas en los llanos costeros de El Salvador. También podrían incluirse las áreas agrícolas en donde de forma natural se han detectado grandes cantidades de arsénico, como es el Lago Ilopango (López, y otros, 2012) y (McClintok, y otros, 2012).

La remarcable presencia de As en las diferentes fases del medio ambiente puede relacionarse con una elevada exposición de los habitantes de Ciudad Romero y en general los del Bajo Lempa a este elemento. En el pasado reciente, esta exposición podría haber sido mucho mayor ya que hasta mediados de la pasada década los habitantes estuvieron consumiendo el agua de los pozos muestreados, cuyo contenido hoy en día supera ampliamente los estándares para el agua de consumo indicados por la legislación salvadoreña NSO 13.07.01:08 (2009). Aunque no hay datos de las dos décadas pasadas, presumiblemente, el agua de estos pozos, presentaba unas condiciones similares. Hoy en día sigue utiliza tanto el agua superficial y la subterránea para el consumo del ganado.

Teniendo en cuenta esta exposición, en el Bajo Lempa y en otras áreas salvadoreñas de características similares, el As puede considerarse como un factor de riesgo de muchas enfermedades descritas en la literatura (p. ej. (McClintok, y otros, 2012) y (Steinnes, 2009) como el cáncer de vejiga, cáncer de pulmón, cáncer de riñón, cáncer de hígado, cáncer de piel y otras enfermedades de tipo crónico entre las cuales puede destacarse la Enfermedad Renal Crónica (ERC) (Jayasumana, y otros, 2013) y (Soderland, Lovekar, Weiner, Brooks, & Kaufman, 2010). En el Bajo Lempa, este factor se uniría a los otros factores de riesgo para el desarrollo de la ERC de causas no tradicionales (ERCnt) identificados por Orantes et al. (2011) en la misma región.

La relación entre el As, que posiblemente proviene de los agroquímicos, y la alta persistencia de la ERCnt sería consistente con la relación a nivel nacional encontrada por VanDervord (enviado), entre las áreas más afectadas por ERCnt y las áreas en donde se cultiva caña de azúcar, algodón y frijoles. Estos cultivos, junto con el maíz son los más extendidos en el área de estudio y por lo tanto son los que principalmente reciben los agroquímicos.

Un siguiente paso en la investigación sería identificar la presencia de As en los agroquímicos (pesticidas y fertilizantes), su especiación y bioaccesibilidad. Además, para poder determinar su movilidad, habrá que incluir en la caracterización las

propiedades físico químicas de las diferentes fases ambientales. También será interesante la identificación de otros elementos traza nefrotóxicos, como por ejemplo el Cd o el Pb y realizar el análisis químico de agroquímicos usados en la región para determinar cuál es el contenido de As y metales pesados que presentan.

## CONCLUSIONES

Existe una presencia importante de As en el suelo y agua de la comunidad Ciudad Romero del Bajo Lempa y sus alrededores que en algunos puntos sobrepasa claramente los estándares establecidos por la NSO 13.07.01:08 (2009) para el agua de consumo y otras normativas de referencia internacional para la vida acuática y el suelo de cultivo.

El Arsénico identificado tiene tres orígenes posibles. Una fuente seriade carácter regional que provendría de la carga natural de este elemento que contienen las formaciones geológicas y los fluidos de origen volcánico que forman el subsuelo. Otra sería la posible carga artificial proveniente de la contaminación de origen antrópica (p. ej. residuos urbanos, industriales) generada en diferentes puntos de la cuenca del Río Lempa. La otra fuente sería local y relacionada con los productos agroquímicos que son aplicados en las parcelas agrícolas próximas a la comunidad. La diferencia estadística entre los suelos agrícolas y habitacionales del área de estudio en términos de la concentración de arsénico parece favorecer esta última procedencia. Sin embargo, es necesaria la investigación de la concentración de arsénico en perfiles de suelo y el análisis químico de agroquímicos para poder definir con certeza el origen del arsénico presente.

En El Bajo Lempa así como en las otras regiones de El Salvador que presentan condiciones similares, el arsénico tendría que considerarse como uno de los factores de riesgo ambientales de diferentes enfermedades crónicas entre las cuales se encuentra la Enfermedad Renal Crónica de Causas no tradicionales.

## BIBLIOGRAFIA

Arnaiz, A. (2009). Tierras Pagadas a Precio de Sangre. En *Testimonios y Retratos del Bajo Lempa Usuluteco* (2ª edición. ed., pág. 464). San Salvador, El Salvador: Impresiones El Rosario.

CCME, C. C. (2002). Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. *Updated. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999* . , 189. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg.

Cutler, W. G., Brewer, R. C., El-Kadi, A., Hue, N. V., Niemeyer, P. G., Peard, J., y otros. (2013). Bioaccessible arsenic in soils of former sugar cane plantations, Island of Hawaii. *Science of the Total Environment* , 442 (2013) 177–188.

EPA . (1996). *Acid digestion of sediments, sludges, and soils* . Recuperado el 27 de 08 de 2013, de Method 3050B.: <http://goo.gl/4GQLV8>.

Jayasumana, M. S., Paranagama, P., Amarasinghe, M. D., Wijewardane, K., Dahanayake, K., Fonseca, S., y otros. (2013). Possible link of Chronic arsenic toxicity with Chronic Kidney Disease of unknown etiology in Sri Lanka. *Journal of Natural Sciences Research* . , 3 (1). 64-73.

López, D. L., Bundschuh, J., Birkle, P., Armienta, M. A., Cumbal, L., Sracek, O., y otros. (2012). Arsenic in volcanic geothermal fluids of Latin America. . *Science of the Total Environment* , 429. 57-75.

McClintok, T., Chen, Y., Bundschuh, J., Oliver, J., Navoni, J., Olmos, V., y otros. (2012). Arsenic exposure in Latin America: Biomarkers, risk assessments and related health effects. . *Science of the Total Environment* . , 429. 76-91. .

Mortvedt, J. (1996). Heavy metal contaminants in inorganic and organic fertilizers. . *Fertilizer Research* . , 43. 55-61.

NSO 13.07.01:08. (12 de 06 de 2009). Norma Salvadoreña Obligatoria para la Calidad del Agua Potable. Segunda actualización. . *Diario Oficial* , pág. 383 (109). 20 .

Orantes, C. M., Herrera, R., Almaguer, M., Brizuela, E., Hernández, C., Barraye, H., y otros. (2011). Chronic Kidney Disease and Associated Risk Factors in the Bajo Lempa Region of El Salvador: Nefrolempa Study, 2009. . *MEDICC Review* . , 13(4). 14-22.

Peraza, S., Wesseling, C., Aragon, A., Leiva, R., García-Trabanino, R. A., Torres, C., y otros. (2012). Decreased Kidney Function Among Agricultural Workers in El Salvador. . *Am. J. Kidney D.* , 54(4). 531-540.

ISBN: 978-9968-641-26-5

Rapprich, V., & Hradecký, P. (2005). The Cinotepeque Range of central El Salvador. *Geology, magma origin, and volcanism. Bulletin of Geosciences.* , 80 (4). 277-286.

SICA, S. d. (2013). *Declaración de San Salvador. Abordaje Integral de la Enfermedad Renal túbulo-intersticial crónica de Centroamérica que afecta predominantemente a las comunidades agrícolas.*. Recuperado el 26 de 07 de 2013, de Conferencia Internacional y Reunión de Alto Nivel de ERC para Centroamérica y República Dominicana.: [www.paho.org/els/](http://www.paho.org/els/)

Soderland, P., Lovekar, S., Weiner, D. E., Brooks, D., & Kaufman, J. (2010). Chronic Kidney Disease Associated With Environmental Toxins and Exposures. . *Advances in Chornic Kidney Disease.* , 17(3). 254-264.

Steinnes. (2009).

VanDervort, D., López, D., Orantes, C. M., & Rodríguez, D. S. (s.f.). Kidney Disease to agricultural land use and ambient temperature in El Salvador. *MEDICC Review.*

## **B.20.O. Morfología de pólenes alergénicos en el campus Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana**

### **Morphology of allergenic pollen collected at Iztapalapa campus, Universidad Autónoma Metropolitana**

Sepúlveda Sánchez, José D.<sup>1</sup>, Medina Acosta, Ma. de Montserrath<sup>2</sup> y Martínez-Bernal, Angélica<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Microscopía Electrónica, Edificio de la Ciencia y Tecnología Ambiental, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México 09340, D.F., México. sepulvedajd@hotmail.com. Tel: 5804 6487.

<sup>2</sup> Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México 09340, D.F., México. cocoyomontse@gmail.com; mba@xanum.uam.mx. Tel: 5804 4700.

## **INTRODUCCION**

La atmósfera que respiramos es diversa en partículas biológicas y antropogénicas. Ambas juegan un papel importante en la calidad del aire y, por lo tanto, en la salud. En el caso de las partículas biológicas, principalmente granos de polen y esporas, su origen y producción es a través del proceso fenológico de los grupos de plantas y de hongos presentes en diversos tipos de vegetación, tanto primaria como secundaria, y a la vegetación urbana en donde existen áreas verdes. Las áreas metropolitanas, conformadas por un conjunto de ciudades y pueblos relativamente cercanos, requieren que la ocupación y perturbación de los territorios contemplen la delimitación de espacios destinados a las áreas verdes (PAOT, 2010).

El concepto de área verde y su importancia dentro de una zona urbana, ayuda a su manejo, administración y gestión, entendiéndose como toda superficie cubierta de vegetación, natural o inducida, localizada en parques, jardines, plazas jardinadas o arboladas, jardineras, alamedas, cerros, colinas, elevaciones y depresiones orográficas, pastizales naturales y áreas rurales de producción forestal, agroindustrial, o que presten servicios ecoturísticos, así como zonas de recarga de mantos acuíferos, localizadas en bienes del dominio público en el área metropolitana (PAOT, 2010).

Por lo tanto, la relación de las áreas verdes urbanas en las grandes ciudades dependerá de aspectos sociales, ambientales y estéticos. Es imprescindible desarrollar áreas con vegetación para garantizar la sustentabilidad de las zonas urbanas, siendo un desafío su mantenimiento y cuidado, ya que con esto se asegura la regulación de la temperatura, la captación de carbono, humedad, ruido y polvo. Por otro lado, las áreas

verdes permiten que la calidad de vida y el estado de ánimo de los habitantes, originen tranquilidad y disminución del estrés, lo que repercute obviamente en la salud de los habitantes de las grandes ciudades (Martínez González & Chacalo Hilu, 1994); (Chacalo Hilu & Corona y Nava Esparza, 2009); (PAOT, 2010).

Las áreas verdes de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I), cuentan con una diversidad de especies arbóreas que brindan sombra y estética al paisaje de la comunidad (Pérez Olvera, Aguilar Enríquez, & Rivera Tapia, 2009), incluyendo aquéllas consideradas como alergénicas. Por otro lado, está bien documentado que los géneros que se presentan en este estudio son reportados como alergénicos, ya que producen desde lesiones leves hasta problemas respiratorios severos. Entre ellos se mencionan los siguientes: *Cupressus*, *Pinus*, *Alnus*, *Casuarina*, *Eucalyptus*, *Fraxinus*, *Ligustrum* y *Salix*.

Es importante conocer la morfología del polen para comprender los procesos de generación, transporte, deposición y permanencia de estas partículas, y su relación con los factores meteorológicos, como la precipitación pluvial, humedad ambiente, dirección y velocidad del viento, así como tratar de determinar el papel que estas partículas juegan en los procesos de alteración de la salud.

El objetivo de este estudio es presentar la morfología del polen de 14 especies de árboles registrados como alergénicos en las áreas verdes de la UAM-I. Esta institución educativa se ubica en la Delegación Iztapalapa de la Ciudad de México, Distrito Federal (Figura 1). Es importante señalar que el Distrito Federal se divide en 16 delegaciones políticas con diferentes extensiones. La Delegación Iztapalapa tiene una superficie de más de 113 km<sup>2</sup> y sus áreas verdes ocupan aproximadamente 18 km<sup>2</sup>, constituidas por árboles, pastos y arbustos, lo que corresponde a cerca del 16% de la superficie delegacional. (Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del D.F. , 2010).

## METODO

Los granos de polen fueron obtenidos de botones florales de los ejemplares botánicos colectados de cada especie presente en las áreas verdes de la UAM-I. Se depositó una parte del material colectado como respaldo en la colección científica del Herbario Metropolitano "Ramón Riba y Nava Esparza UAMIZ." El polen obtenido de los botones florales fue procesado para su caracterización morfológica, con técnicas para microscopía de luz (ML) y para microscopía electrónica. Se utilizó la técnica de acetólisis de Erdtman (1960), modificada por Martínez-Hernández (1970); cada muestra se acetolizó durante 13 minutos de 70 a 80°C. Se realizaron lavados con ácido acético y agua, centrifugando en cada paso durante cinco minutos a 1000 rpm. El material fue tamizado con una malla No. 200; se montaron las preparaciones de cada muestra entre porta y cubreobjetos, en un medio de gelatina glicerizada, y se sellaron con barniz transparente. Se midieron 25 granos de polen por muestra, y se obtuvieron microfotografías mediante un microscopio óptico Carl Zeiss modelo Axiophot dotado de

la cámara Motic Cam 2.0 MP. Para el procesamiento de las muestras que fueron observadas mediante microscopía electrónica de barrido (MEB), se utilizó una parte del material acetolizado. Se fijaron en glutaraldehído al 3.5% en amortiguador de fosfatos durante 24 a 48 horas. Después de tres lavados con amortiguador de fosfatos, fueron post-fijadas en tetraóxido de osmio (OsO<sub>4</sub>) al 1% durante una hora. Posteriormente se deshidrataron en etanol en concentraciones desde 30° hasta absoluto. Las muestras fueron procesadas mediante desecación al punto crítico y montadas en porta especímenes de aluminio. Se cubrieron con oro y se observaron y obtuvieron las micrográficas electrónicas con un microscopio electrónico de barrido (MEB) JEOL JSM 5900 LV.

La terminología palinológica que se utilizó para este estudio es de acuerdo con Kremp (1965), Kapp (1969), Sáenz de Rivas (1978) y PalDat (2007).

## RESULTADOS

Las especies arbóreas presentes en las áreas verdes de la UAM-I, incluidas en este estudio, pertenecen a nueve familias, 10 géneros y 14 especies: Cupressaceae: *Cupressus lusitanica* Mill., *C. macrocarpa* Hartw.; Pinaceae: *Pinus montezumae* Lamb.; Leguminosae: *Acacia heterophylla* (Lamb.) Willd., *A. saligna* (Labill.) Wendl.; Betulaceae: *Alnus acuminta* Kunth; Casuarinaceae: *Casuarina equisetifolia* L.; Myrtaceae: *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., *E. globulus* Labill; Oleaceae: *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh.; Oleaceae: *Ligustrum japonicum* Thunb., *L. lucidum* W.T.Aiton; Moraceae: *Morus rubra* L. y Salicaceae: *Salix bonplandiana* Kunth (Tabla 1).

Las 14 especies estudiadas están representadas por 1 079 árboles en las áreas verdes de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, lo que corresponde a casi la mitad del total de árboles (48.98%) (Pérez Olvera, Aguilar Enríquez, & Rivera Tapia, 2009), destacando las siguientes especies, tanto en número como en porcentaje: *Cupressus lusitanica* (489), *Casuarina equisetifolia* (112) y *Fraxinus uhdei* (196). (Tabla 2; Figura 2).

Los resultados del análisis de la morfología polínica utilizando microscopía de luz (ML) y microscopía electrónica de barrido (MEB) de las 14 especies de árboles de este estudio (Lámina I, Lámina II) son los siguientes: 12 especies presentan granos individuales con diversas formas: oblatos, suboblatos, oblatos-esferoidales, prolatos-esferoidales y subprolotos, con 2 a 5 poros o colpos; sólo dos especies presentan granos inaperturados: *Cupressus lusitanica* y *C. macrocarpa*. Sus ejes polares midieron de 12.13 a 47.17 µm y sus ejes ecuatoriales, de 14.24 a 62.40 µm. La exina presentó un espesor de 0.91 a 2.98 µm, con diferentes tipos de ornamentación: verrugada; estriada; rugulada; escábrida; verrugada y reticulada-heterobrocada. Únicamente dos especies, *Acacia heterophylla* y *A. saligna* presentan asociaciones polínicas de 16 mónades, triporadas, con ejes polares de 49.38 a 49.39 µm y ejes ecuatoriales de 43.38

a 45.41  $\mu\text{m}$ , espesor de la exina de 1.19 a 1.35  $\mu\text{m}$  y ornamentación escábrida (Tabla 1; Lámina I, Lámina II).

## DISCUSION

El estudio morfológico de las características de las partículas polínicas, podría representar un importante elemento para tratar de explicar los denominados procesos de navegación en la atmósfera y, además, se pueden relacionar con la fenología en cuanto a su desarrollo reproductor (estróbilos masculinos y flores), polinización y dispersión. Al mismo tiempo, las características morfológicas de la pared de las especies estudiadas, explican la facilidad para su dispersión por el viento, y la posibilidad de transportar otros tipos de partículas en su superficie, como las antropogénicas, lo que haría más complejo determinar la causa-efecto de las reacciones que se han podido apreciar en los individuos expuestos a ellas.

Las especies de este estudio incluyen granos que se dispersan por el viento, unos con una pared ligeramente ornamentada (*Eucalyptus* y *Casuarina*) y otros, con una ornamentación sin elementos esculturales (*Fraxinus* y *Ligustrum*) o estructuras para navegar fácilmente (*Pinus*).

## CONCLUSIONES

La utilización de los medios de observación microscópica es fundamental para la caracterización morfológica de las diversas especies polínicas, ya que no sólo se puede determinar forma, tamaño, aspecto y textura superficiales, sino también, debido al gran poder resolutivo del microscopio electrónico, es posible apreciar la presencia de otros materiales que valdría la pena estudiar de manera minuciosa en investigaciones subsecuentes.

Asimismo, consideramos de gran importancia revisar los criterios que hasta este momento se manejan en el campo de la salud, que toman únicamente en cuenta la presencia de especies polínicas determinadas, como el caso del *Fraxinus*, en el desarrollo de los cuadros asmáticos, sin considerar toda una variedad de otros factores contaminantes atmosféricos, de los que no podemos sustraernos de respirar y, por tanto, de introducirlos a nuestro organismo a través de las vías respiratorias.

Estudios como éste, enriquecen campos como el de la aerobiología, la palinología aplicada, la sistemática y la meteorología, entre otras.

## BIBLIOGRAFIA

- Armentia, A., Quintero, A., & Fernández-García, A. (1990). Allergy to pine pollen and pinon nuts: a review of three cases. . *Ann Allergy* , (64): 49-53.
- Barjau, C., Subiza, J., Jerez, M., Pola, J., Zapata, C., & López, G. (2000). Salicaceae: Descripción y distribución en España. *Atlas de Aereobiología y Polinosis* . , 8. Madrid: SEAIC y Forums XXI.
- Belmonte Soler, J., Canela, M., Guardia, R., Guardia, R. A., Sbai, L., & Vendrell, M. (1999). Aereobiological dynamics of the Cupressaceae pollen in Spain. *Pollen* , (10), 27-38.
- Bousquet, J., Guerin, B., Hewitt, B., Lim, S., & Michel, F. B. (1985). Allergy in the Mediterranean area III: Cross-reactivity among Oleaceae pollens. . *Clinical Allergy* , (15), 439-448.
- Chacalo Hilu, A., & Corona y Nava Esparza, V. (2009). Árboles y arbustos para ciudades. . México, D. F: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Colás, S. C., Florindo, F. L., & Panzani, C. (2003). Mesa Redonda: Polinosis II. La alergia a las Cupressaceae. Pasado y Futuro. *Alergol Inmunol Clin* , 18 (3), 24-44.
- Erdtman, G. (1960). The acetolysis method: a revised description. *Svensk. Bot. Tidskr* , 54, 561-564.
- García, G., Trigo, P., Fernández, M., & Barceló, J. (2000). Casuarinaceae. Descripción y distribución en España. En S. y. XXI, *Atlas de Aereobiología y Polinosis* (págs. 1-8). Madrid, España.
- Gattuso, S., Gattuso, M., Lusardi, M., McCargo, J., Scandizzi, A., & Di Sapio, O. F. (2003). Polen aéreo, Monitoreo diario y volumétrico en la Ciudad de Rosario. Parte 1. Árboles y arbustos. *Archivos de alergias e inmunología clínica* , 34 (1), 22-2.
- González, M. (2000). Pinaceae. Descripción y distribución en España. . En S. y. XXI, *Atlas de Aereobiología y Polinosis*. Madrid, España.: 1-8.
- Halbritter, H., Weber, M., Frosch-Radivo, A., Buchner, R., & Hesse, M. (2007). PalDat-Illustrated Handbook on Pollen Terminology. Vienna.
- Kapp, R. O. (1969). Pollen and Spores. En *WM* (pág. 249). Brown Company Publishers.

Kremp, G. O. (1965). *Morphologic Encyclopedia of Palynology: an International Collection of Definitions and Illustrations of Spores and Pollen*. Tucson: The University of Arizona Press.

Martínez González, L., & Chacalo Hilu, A. (1994). *Los árboles de la ciudad de México*. México, D.F: Universidad Autónoma Metropolitana, UAM.

Martínez-Hernández, E. (1970). *Palinología de la Laguna Madre, Tamaulipas, México. Tesis, Facultad de Ciencias*. México: UNAM.

PAOT. (2010). *Presente y Futuro de las Áreas Verdes y del Arbolado del Arbolado de la Ciudad de México*. México: Ekilibria.

Pérez Olvera, C. D., Aguilar Enríquez, M. D., & Rivera Tapia, J. (2009). *Los Árboles de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa*. México, D.F: Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.

Saenz de Riva, C. (1978). *Polen y esporas: introducción a la Palinología y Vocabulario palinológico*. Madrid, España: H. Blume Ediciones.

Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del D.F. . (2010). *Las áreas verdes en cifras*. . Obtenido de [www.sma.df.gob.mx](http://www.sma.df.gob.mx) > Home > Contexto > Situación Actual de las A.V.U.

Subiza, J., Caballero, T., López, G., & Jerez, M. (2000). Cupressaceae. Descripción y distribución en España. En *SEAIC, & F. sXXI, Atlas de Aerobiología y Polinosis* (pág. 8). Madrid, España.

Subiza, J., Caballero, T., López, G., Jerez, M., & Ferreiro, M. (2000). Betulaceae. Descripción y distribución en España. En *S. y. sXXI, Atlas de Aerobiología y Polinosis* (pág. 8). Madrid, España.

Trigo Pérez, M. N., Melgar Caballero, M., García Sánchez, J., Recio Criado, M., Docampo Fernández, S., & Cabezudo Artero, B. (2007). El polen en la atmósfera de Vélez-Málaga España. Consejería de Medio Ambiente. En *Ayuntamiento de Vélez-Málaga* (pág. 157).

Tabla 1

Características del polen de los taxa alergénicos presentes en la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa

	FAMILIA	ESPECIE	GRANO DE POLEN		FORMA	EJE POLAR (µm)	EJE ECUATORIAL (µm)	ABERTURA		EXINA (µm)	ORNAMENTACION
			BIBIBURIAL	ASOCIACIÓN				TIPO	NUMERO		
GIMNOSPERMAS	CUPRESSACEAE	<i>Cupressus molianica</i>	X		PROLATO-ESFEROIDAL	32.97	2688	INAPERTURADO	---	1.04	MICROVERRUGAS AISLADAS O EN GRUPOS
	CUPRESSACEAE	<i>Cupressus macrocarpa</i>	X		PROLATO-ESFEROIDAL	27.00	2431	INAPERTURADO	---	0.91	MICROVERRUGAS AISLADAS O EN GRUPOS
	PINACEAE	<i>Pinus montezumae</i>	X		SUBOBLATO	47.17	62.40	INAPERTURADO	---	2.98	VERRUGADA
ANGIOSPERMAS	LEGUMINOSAE	<i>Acacia heterophylla</i>		POLJADA 16 MONADES	ESFEROIDAL	49.38	43.35	POROS	3	1.19	ESCARBIDA
	LEGUMINOSAE	<i>Acacia saligna</i>		POLJADA 16 MONADES	ESFEROIDAL	49.39	45.41	POROS	3	1.35	ESCARBIDA
	BETULACEAE	<i>Alnus acuminata</i>	X		OBLATO	17.40	25.62	POROS	6	1.97	ESCARBIDA
	CASIMIRINACEAE	<i>Casuarina equisetifolia</i>	X		SUBOBLATO	23.15	29.08	POROS	3	1.98	RUGULADA
	MYRTACEAE	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	X		OBLATO	12.13	20.91	POROS	3	1.70	ESTRIADA
	MYRTACEAE	<i>Eucalyptus globulus</i>	X		OBLATO	17.29	24.89	POROS	3	2.59	ESTRIADA
	OLEACEAE	<i>Fraxinus uhdei</i>	X		PROLATO-ESFEROIDAL	26.62	2471	COLPOS	5	1.65	RETICULADA HETEROCROCADA
	OLEACEAE	<i>Ligustrum japonicum</i>	X		OBLATO-ESFEROIDAL	29.69	30.60	COLPOS	3	2.52	RETICULADA HETEROCROCADA
	OLEACEAE	<i>Ligustrum lucidum</i>	X		PROLATO-ESFEROIDAL	26.08	2574	COLPOS	3	2.66	RETICULADA HETEROCROCADA
	MORACEAE	<i>Morus rubra</i>	X		PROLATO-ESFEROIDAL	18.21	18.15	POROS	2	0.92	CRESTADA MICROVERRUGADA
	SALICACEAE	<i>Salix bomplandiana</i>	X		SUBPROLATO	17.62	14.24	COLPOS	3	1.35	RETICULADA HETEROCROCADA

**Tabla 2**  
**Número y Porcentaje (%) de los árboles alergénicos en la**  
**Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa**

FAMILIA		ESPECIE	NÚMERO DE ÁRBOLES	PORCENTAJE (%)
GIMNOSPERMAS	CUPRESSACEAE	<i>Cupressus lusitánica</i>	489	22.2
	CUPRESSACEAE	<i>Cupressus macrocarpa</i>	16	0.7
	PINACEAE	<i>Pinus montezumae</i>	44	2.0
ANGIOSPERMAS	LEGUMINOSAE	<i>Acacia heterophylla</i>	6	0.3
		<i>Acacia saligna</i>	11	0.5
	BETULACEAE	<i>Alnus acuminata</i>	1	0.05
	CASUARINACEAE	<i>Casuarina equisetifolia</i>	112	5.1
	MYRTACEAE	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	35	1.6
		<i>Eucalyptus globulus</i>	2	0.1
	OLEACEAE	<i>Fraxinus uhdei</i>	196	8.9
		<i>Ligustrum japonicum</i>	54	2.5
		<i>Ligustrum lucidum</i>	30	1.4
	MORACEAE	<i>Morus rubra</i>	6	0.2
	SALICACEAE	<i>Salix bonplandiana</i>	77	3.5
SUBTOTAL DE ÁRBOLES			<b>1079</b>	<b>48.98 %</b>
TOTAL DE ÁRBOLES EN LAS ÁREAS VERDES DE LA UAM-I			2,203	100%

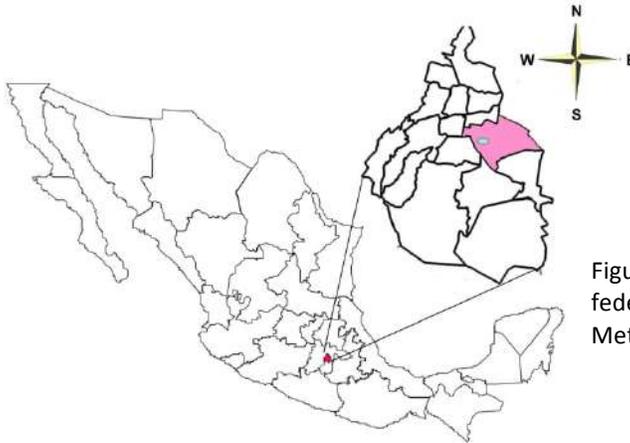


Figura 43 Localización de la zona de estudio, Distrito federal, Delegación Iztapalapa, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.

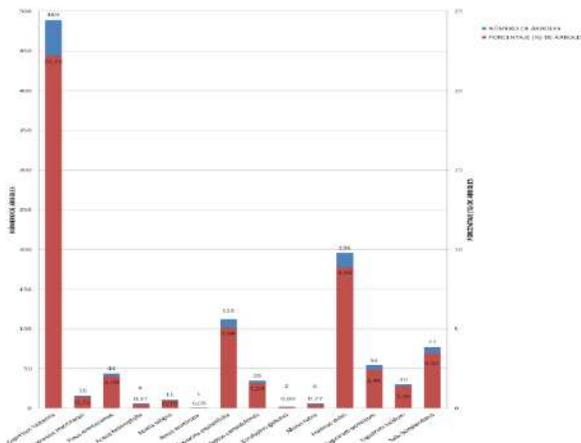
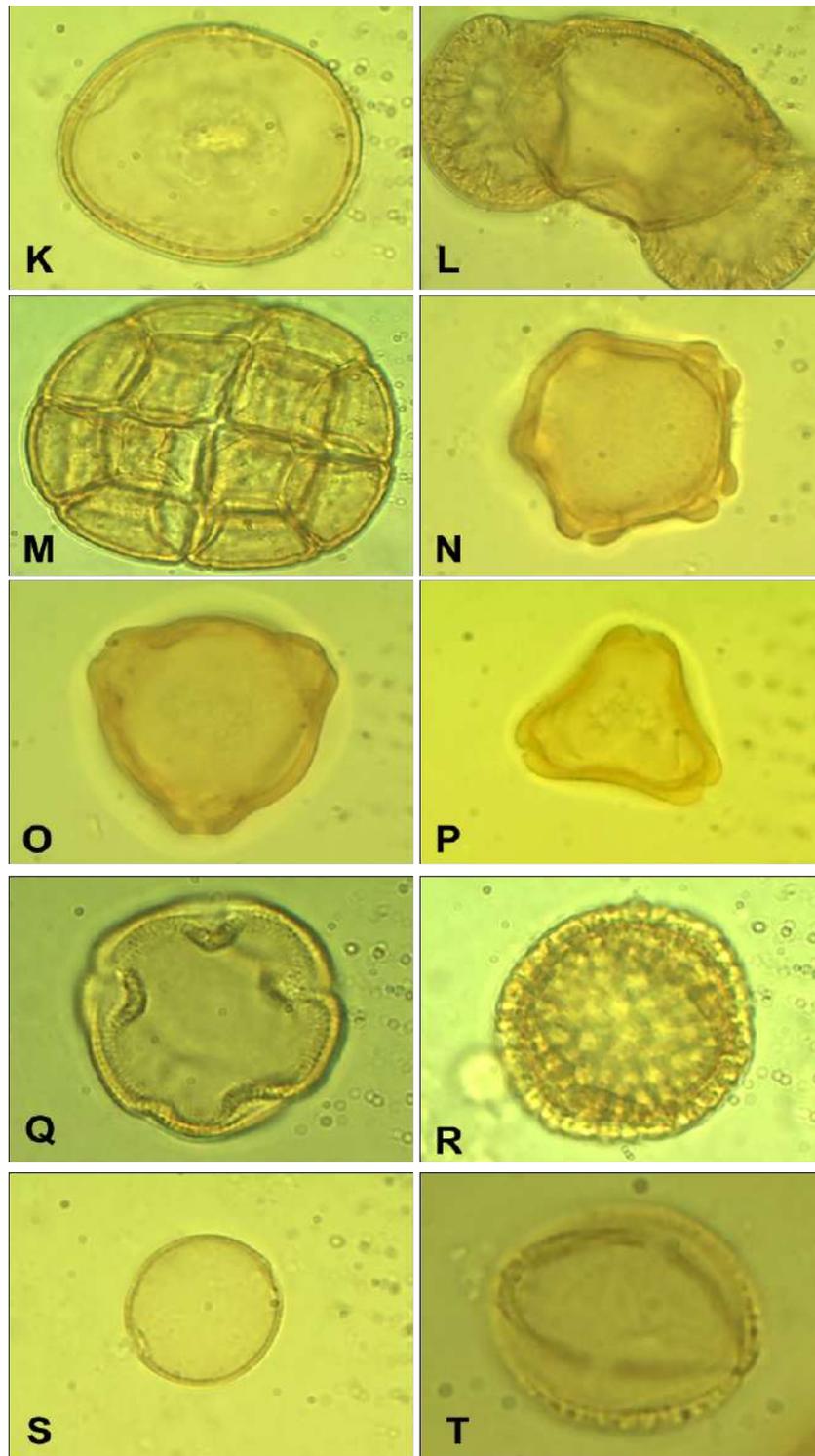


Figura 44 Número y porcentaje (%) de árboles alergénicos de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.



**Lámina 1** Micrografías en microscopía de luz (ML). K) *Cupressus lusitánica*, vista ecuatorial; L) *Pinus montezumae*, vista ecuatorial; M) *Acacia saligna*, vista ecuatorial; N) *Alnus acuminata*, vista polar; O) *Casuarina equisetifolia*, vista polar; P) *Eucalyptus camaldulensis*, vista ecuatorial; Q) *Fraxinus uhdei*, vista polar; R) *Ligustrum japonicum*, vista ecuatorial; S) *Morus rubra*, vista ecuatorial y T) *Salix bonplandiana*, vista ecuatorial.

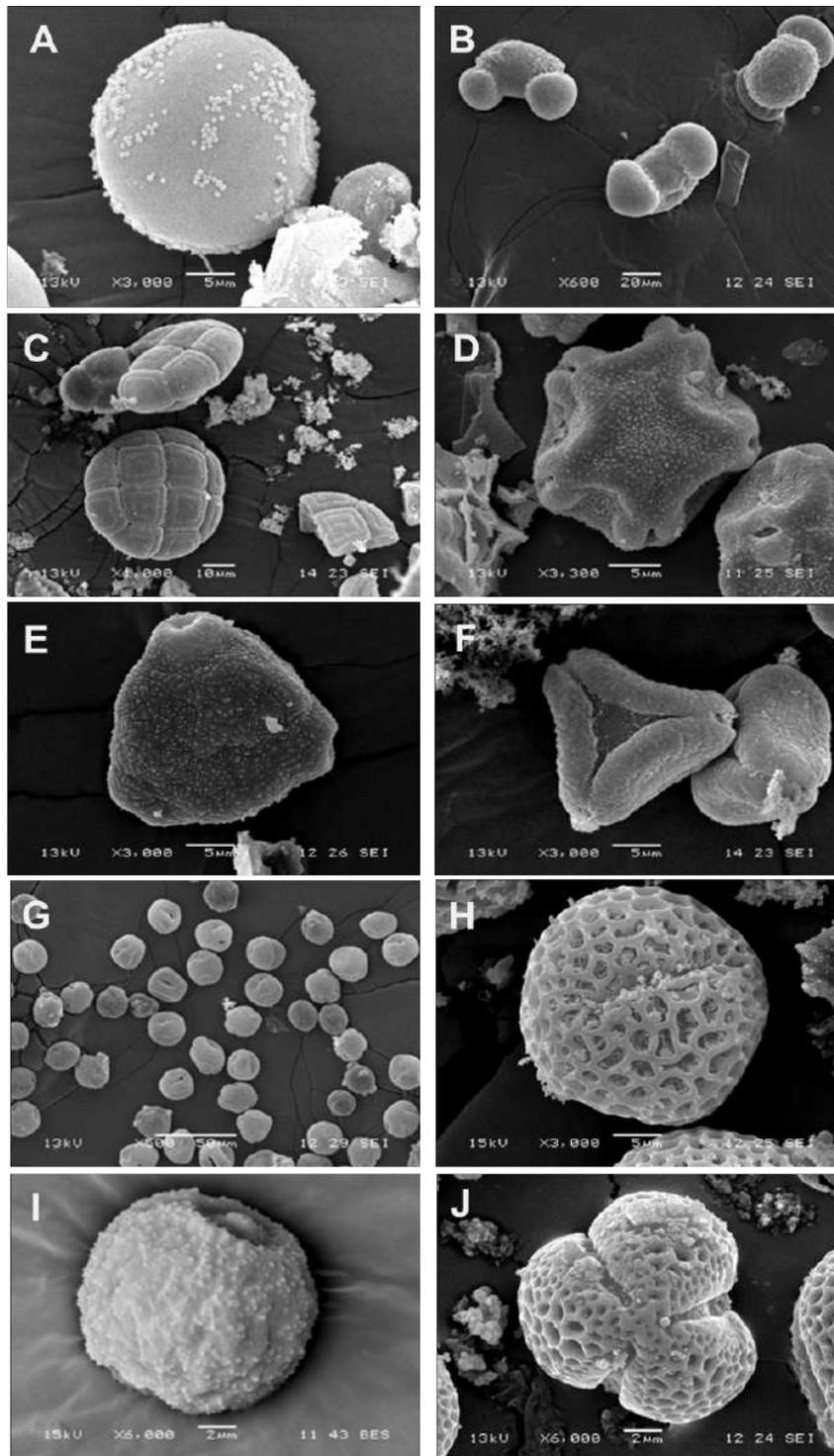


Lámina 2 Micrografías electrónicas de barrido (MEB). A) *Cupressus lusitanica*, vista ecuatorial; B) *Pinus montezumae*, vistas polar y ecuatorial; C) *Acacia saligna*, vistas polar y ecuatorial; D) *Alnus acuminata*, vistas polar y ecuatorial; E) *Casuarina equisetifolia*, vista polar; F) *Eucalyptus camaldulensis*, vistas polar y ecuatorial; G) *Fraxinus uhdei*, vistas polar y ecuatorial; H) *Ligustrum japonicum*, vista ecuatorial; I) *Morus rubra*, vista ecuatorial y J) *Salix bonplandiana*, vista polar.

## **B.21.O. Conocer y apreciar in situ el desarrollo hidrológico del complejo eléctrico HidroAysén**

Dr.: Claudio Mège Vallejo. Didáctica de las Ciencias Experimentales Universidad del Bío-Bío. Chile [cmege@ubiobio.cl](mailto:cmege@ubiobio.cl) F: 056-042-2463262

### **SUMMARY**

Considering the new scope of the society, our future teachers must not only be experts in their respective disciplines, but their actions must also be linked to the environment being a valid reference when doing their job. According to the Rose (1983) technology is related to human beings with emotions, not always being compatible with the social and political demands. Pedagogical practices are determined by the experimental and contextual experience (Andrews, 2003); (Bailey, Curtis, & Nunan, 2001) allowing correct working conditions, showing both interest and development of creativity. The goal set by the course of Pedagogy of Science in Physics was to reconcile the contents of its curriculum of electromagnetism to the environment, by planning a visit to the hydroelectric plant of Pangué, operating since 1996 with an installed capacity of 450MW.

Later, we will visit the place where five plants will be installed to form a complex called HidroAysén, criticized by environmental groups, in a few more years. To implement such a challenge, they will travel 5800 km in 12 days, knowing the cities, towns and other flora and fauna on national parks, of the Pampas of Argentina.

**Palabras clave:** Hidroeléctrica, daños ecológicos, necesidades energéticas, HidroAysén, Medio Ambiente.

### **INTRODUCCION**

El Ministerio de Educación a través del Centro de Perfeccionamiento, Experimentación e Investigación CPEIP ha generado la vía educacional principal por la cual los futuros profesionales de Educación deberán ceñirse al momento de su realización profesional. Esto significa qué debe saber y saber hacer para desempeñarse de manera satisfactoria. Es una manera de generar un referente para futuras evaluaciones de egresados a nivel nacional e internacional. Establecen así los estándares Pedagógicos y Disciplinarios, que en su esencia, el conocimiento de los estudiantes y sus medios de

aprendizaje deben estar adecuados tanto al ambiente, como de formación, y compromiso con la sociedad.

Considerando estos nuevos alcances que tiene con la sociedad, nuestros alumnos y futuros profesores no tan solo deben ser expertos en sus respectivas disciplinas, sino que también, su accionar debe estar vinculado con el Medio Ambiente y ser un referente válido al momento de desarrollar su actividad profesional. Rose (1983) sustenta que la tecnología relaciona a los seres humanos con las emociones, y que no siempre son compatibles con las demandas sociales y políticas. Por otra parte, las prácticas pedagógicas están determinadas por la experiencia vivencial y contextual (Andrews, 2003); (Bailey, Curtis, & Nunan, 2001) que permiten realizar con propiedad las condiciones laborales, manifestando tanto su interés como su desarrollo de creatividad. Trabajos realizados por Hellingman (1982) reafirman que los métodos de enseñanza experimental vivencial ayudan y apoyan los conocimientos vinculados entre la ciencia y sus aplicaciones directas.

Por otra parte, tenemos que las necesidades energéticas de la sociedad son cada vez mayores, cuya causa principal es el aumento de la población, como así también, la adquisición de los elementos tecnificados que conlleva esta explosión demográfica y que ella nos va entregando, siendo en muchas situaciones, altamente demandante de electricidad para su operatividad, esto significa intervenir el medio ambiente con distintos medios tecnológicos para su obtención, siendo las hidroeléctricas las fuentes que más se ajustan a las características de nuestro país.

### **Un lugar didáctico de la enseñanza de la ciencia**

La educación juega un rol gravitante en el uso de los recursos energéticos que son necesarios utilizar como así también el buen uso de los elementos disponibles que le dan el confort y desarrollo a sus habitantes. Bajo este prisma, a las instituciones de educación superior, que son unas de las grandes generadores de conocimiento y cuyo rol es formar a aquellos que van a ser sus transmisores, esto es, los futuros profesores, que no tan solo deben ser expertos en sus respectivas disciplinas, sino que también ser conscientes de la importancia del medio ambiente como elemento sustentable para la vida.

Por otra parte tenemos que, la transposición del conocimiento científico a conocimientos escolares es un proceso complejo de movimiento de saberes de una comunidad hacia otra. Ciertos teóricos suponen que esto se debe a que los conocimientos científicos se han construido socialmente en ámbitos no escolares, su introducción al sistema de enseñanza obliga a una serie de modificaciones que afectan su estructura (Verret, 1975). Es bastante común que los alumnos de las Facultades de Ciencias terminen con una pobre formación experimental en Física y bastante desligada de la realidad científica del momento y, fundamentalmente, de su propio entorno social. Se suele decir que las causas son la escasez de medios económicos y la infravaloración del laboratorio dentro de la actividad docente (Herrera & Corullon, 1987), como también las prácticas en terreno, situación que se debe revertir utilizando estrategias didácticas alternativas.

## **Modelo de Aprendizaje basado en la experiencia**

No siempre es posible suscribirse por algún modelo de aprendizaje en particular, puesto que existen ideas transversales, que se validan según los contextos educacionales en acción, así tenemos que la práctica realizada nos inclina por el modelo basado en *experiencias* que según Kolb (2012) las capacidades de aprender vivencialmente se destacan por sobre otras como parte del sistema de exigencias del medio.

Kolb identificó dos aspectos fundamentales del aprendizaje que validan nuestra intervención, ellos son: la percepción y el procesamiento de la información. Esto significa que las personas perciben a través de experiencias concretas dentro de las cuales pueden ser observaciones reflexivas o también activas, esto implica que los induce a involucrarse y, además, sin prejuicios que subyacen en el entorno, conducen a generar un cuerpo de valores, que pueden ser aceptados o no, pero sí son ampliamente explicitado con la validez que le ha brindado su experiencia vivencial.

Aprender implica, ante todo, cambiar o modificar lo que conocemos, y la actitud en la formación de educadores debe estar sustentado en desarrollar al máximo las capacidades de los estudiantes, de tal modo que se les permita alcanzar el conocimiento propuesto entre varias opciones, dentro de ellas, es imprescindible la construcción de valores que normen la actitud de los futuros profesores. A fin de cuentas, los valores son los lentes a través de los cuales conocemos el mundo; de no existir valores, nos genera una sociedad decadente sin un futuro promisorio. Por tanto, debemos preguntarnos qué tipo de valores existen en cada sociedad y qué función cumplen; esto implica, promover la reflexión ética frente a nuestra sociedad y cuál es el rol de cada uno de los que la componen.

Nadie pone en duda la relevancia de la actividad manipulativa de las experiencias y de las vivencias personales, en el proceso de apropiación de la cultura científica. Las teorías solo tienen sentido cuando explican hechos y estos hechos deben conocerse (San Martí, 2002). Luego, para aprender ciencias se deben enseñar otras maneras de observar los objetos y fenómenos. Es decir, una finalidad en las clases de ciencias no es tanto de ver algún hecho que no se conoce, como el mirar con nuevos ojos lo aparentemente conocido, en función de esta manera de mirar, revisar la propia explicación acogida de la observación. Por tanto, la enseñanza científica debe comportarse como una reorganización continua e interrelacionada de las experiencias y las explicaciones que sobre ellas se dan.

De la misma forma, es importante reconocer que la experimentación es consustancial con la ciencia. La relación entre los hechos y modelos teóricos están vinculados. Ahora, estos adquieren sentido si pueden explicar las observaciones y se generen una buena parte en encontrar dichas explicaciones. Es por ello que, a menudo, la función de la experiencia obtenida en el proceso de aprendizaje, sea más que comprobar teorías, el promover discusiones que permitan enlazar lo adquirido y contrastarlo con los conocimientos teóricos. En acuerdo con Gardner (1993), quien señala la existencia de las inteligencias múltiples, entre las cuales destaco la “inteligencia naturalista” como aquella que permite distinguir y utilizar los elementos del medio ambiente, ya sean animales o plantas, generando a través de la reflexión su capacidad de percibir lo

gravitante del entorno natural para el progreso del ser humano en su cosmovisión de desarrollo y sustentabilidad.

### **Propósito y visita *in situ* de las centrales hidroeléctricas**

El objetivo fundamental propuesto por el curso de Pedagogía en Ciencias, mención Física, para concordar los contenidos de su malla curricular –electromagnetismo– con el Medio Ambiente, se planificó y realizó una visita a distintos lugares localizados al Sur de nuestra universidad.

Para llevar a efecto tal desafío, se viajó 5800 km en 12 días, conociendo: ciudades y pueblos, la flora y fauna de distintos lugares como Parques Nacionales, y una gran parte de este trayecto fue a través de la pampa Argentina, por la carencia de caminos locales, debido a sus características geográficas.

El punto de partida correspondió a la Central Hidroeléctrica Pangué, que actualmente está en servicio desde 1996 con una potencia instalada de 450 MW. Las turbinas que utilizan son del tipo Francis con una caída de agua de 103 m, y un caudal de 500 m<sup>3</sup>/s, obteniendo así un promedio anual de 2150 GWh. Pudieron observar: la sala de los generadores, la de control y computación, además del lugar donde el agua acciona a las turbinas (boquillas eyectoras) y, finalmente, la cortina o dique que soporta el lago artificial.



Se observó que la valoración de poder ver cada parte del cual está conformada la planta generadora adquiere, para los alumnos, una componente afectiva vivencial que es fácil poder explicar y, sobretodo, difícil de olvidar para ellos.

Dentro del largo recorrido a través de la zona Sur, se visitó el Parque Nacional Queulat, caracterizado por un glaciar milenario, que se está derritiendo por causa del aumento de la temperatura. Su vegetación es frondosa, variada y es un área protegida por la CONAF que es una entidad gubernamental.

Se tuvo la oportunidad de conocer las Torres del Paine, que fue propuesto como monumento a la naturaleza y muy visitado por extranjeros, puesto que para los chilenos es difícil por su lejanía, costos y acceso. Cercano a las Torres, se visitó la “cueva del Milodón” –Myloodon darwini– que fue un mamífero extinto muy grande.



El lugar más importante a observar -localizado a 1460 km de nuestra partida- es el complejo eléctrico denominado HidroAysén donde está planificado instalar centrales hidroeléctricas, aprovechando a dos caudalosos ríos, El Baker y El Pascua. Es un lugar cuestionado por grupos ambientalistas y que va a ser intervenido en unos pocos años más.

El dilema, que aparentemente no tiene solución, es que se interviene una zona nativa con los respectivos daños ecológicos que conlleva y, por otra parte, la gran demanda que tiene el país por electricidad, se supone que una vez puesta en marcha el complejo, tendría una potencia instalada suficiente para abastecer gran parte de las necesidades energéticas del país y, tal vez exportar energía eléctrica. Se discute en grupos, las implicancias de la generación y la transmisión de la energía, tanto por lo extenso como la alteración a los bosques nativos de la zona.

## Resultados de aprendizaje

Previo a la visita, se documentó a los alumnos con una breve descripción acerca de las centrales hidroeléctricas. Fundamentalmente en los aspectos a las turbinas, las cuales son elegidas según las características de la disponibilidad de agua requirente, como así también de la altura del embalse. Así tenemos: turbinas axiales y radiales según la dirección del agua. Las más importante son: turbinas Pelton que necesitan para su funcionamiento óptimo una gran altura, esto es, sobre 150 m, ahora, para una caída intermedia, sobre 80 m se escoge una turbina de reacción tipo Francis y, para alturas menores a 60 m se utilizan las de reacción tipo Kaplan.

El complejo HidroAysén constará de una potencia instalada de 2750 MW con una producción de 18430GWh de energía anual, esto significa, aproximadamente un 20% del Sistema Interconectado Central. Para ello se construirán 5 centrales: utilizando las aguas del “Lago General Carrera” las Centrales Baker 1; Baker 2; con un embalse de 43 km<sup>2</sup> ambas y las aguas del “Lago O’Higgins” las Centrales Pascua 1; Pascua 2.1; Pascua 2.2 con un embalse total de 16 km<sup>2</sup>.

Esto genera un impacto sobre la naturaleza de amplias dimensiones, afectando flora y fauna nativa, en una región en que la intervención humana es poca debido a sus accesos resultando un gran impedimento; ya sea por su geografía con mucha montaña,

ríos caudalosos, bosques, como así también, es una zona con una alta pluviometría y temperaturas bajo cero, gran parte del año.



Lugar de instalación de la central  
"Pascua 1". Potencia 460 MW

Los requisitos para su construcción, pasan por estrictos filtros gubernamentales, de tal manera que sea sustentable y su intervención genere el menor daño al ecosistema, para ello, los inversionistas se han comprometido con la arborización y traslado de parte de la fauna a un sector cercano a las inundaciones.

## CONCLUSIONES

Se pueden dar muchos paralelismos en relación al aprendizaje de ciencias, para ello se ha realizado un largo viaje con el propósito de observar en el lugar una central hidroeléctrica y otras que están en proyectos con el resultado de tener el conocimiento de las alteraciones que ellas causarán al medio ambiente. Es así que con estas acciones, los alumnos, se pueden formar un juicio de valor en relación al tema, como así también, obtener un aprendizaje significativo vinculado a la generación eléctrica.

Es difícil transcribir las emociones y vivencias de cada uno de ellos en cada lugar en que la naturaleza del paisaje se manifiesta en plenitud; con bosques frondosos, una prolífera fauna tanto de animales que en nuestra zona son muy escasos, por ejemplo, el huemul, el guanaco, el pudú, el zorro; aves como el cóndor, el águila, carancho (*Polyborus plancus*) ñandú y otras. El poder observar la magnificencia de los glaciares, los caudalosos ríos, el inmenso lago General Carrera que cruza una parte hacia Argentina, es un cúmulo de información que resultará imperecedera en sus mentes.

## BIBLIOGRAFIA

Andrews, S. (2003). Just like instant noodles: L” teachers and their beliefs about grammar pedagogy. En *Teachers and Thinking: Theory and Practice* (págs. 9, 351-370).

Bailey, K., Curtis, A., & Nunan, D. (2001). Pursuing professional development. . Boston.

Gardner, H. (1993). Frame of min. En *The theory of multiple intelligences*. Basic Books. N.Y.

Hellingman, C. (1982). A trial list of objectives of experimental work in science education. *International Journal Science Education*. , Vol 4(1), 30-43.

Herrera, F., & Corullon, A. (1987). Experiencia de laboratorio no estructurado en la Universidad. vol: 5,2, 145-149.

Kolb, D. (2012). Modelo de aprendizaje basado en experiencias. . *Prentice-Hall Hispanoamérica* .

Rose, N. (1993). Effects of rational emotive education and rational emotive education plus rational emotive imagery on the adjustment of disturbed and normal elementary school children. *Pro Quest Information & Learning* .

San Martí, N. (2002). Didáctica de las ciencias en la educación secundaria obligatoria. . España: Editorial Síntesis Educación.

Verret, M. (1975). Le temps des études. París: Atelier.

## **B.23.O. Estabilidad de emulsiones de petróleo en agua favorecida por un cultivo microbiano fermentativo**

Regina Hernández-Gama<sup>1</sup>, Ana Muñoz Colunga<sup>2</sup> Norma G. Rojas-Avelizapa<sup>1</sup> and Luis G. Torres<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigación en Ciencia Aplicada y Tecnología Avanzada, Biotecnología, México. <sup>2</sup>Instituto Mexicano del Petróleo, Investigación, México.

<sup>3</sup>Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología, Bioprocesos, México. regina\_gama@hotmail.com

### **RESUMEN**

La extracción mejorada del petróleo (MEOR) involucra el uso de microorganismos o sus productos metabólicos para mejorar la recuperación de petróleo. MEOR representa un proceso eco-amigable que emplea recursos biotecnológicos y técnicas para reemplazar o complementar los químicos empleados en inundación y procesos EOR. La mojabilidad de la roca y la interacción entre petróleo y agua son parámetros determinantes en la extracción de petróleo del yacimiento. En este trabajo, se propone el uso de microorganismos provenientes de un yacimiento petrolero para estabilizar emulsiones de petróleo en agua y con ello mejorar la recuperación de petróleo.

Dado que existe una importante diversidad de microorganismos en yacimientos petroleros y se encuentran adaptados a condiciones extremas, se enriqueció un cultivo fermentativo a partir de una muestra de petróleo mexicano y se evaluó la cinética de crecimiento. Posteriormente la hidrofobicidad del cultivo se evaluó a diferentes edades del cultivo empleando la prueba MATH. La contribución microbiana a la estabilización de las emulsiones de petróleo en agua se evaluó formando emulsiones con diferentes petróleos mexicanos y evaluando el efecto de la salinidad (0.1, 1, 2 and 3%), concentración celular (0, 0.1, 0.5 OD 600nm) y radio petróleo: agua (1:10 y 5:10).

Los resultados mostraron que se obtuvo un cultivo microbiano con hidrofobicidad variable (dependiendo de la edad del cultivo), en fase lag puede ser empleado para estabilizar emulsiones petróleo/agua. La estabilización de emulsiones se logró con la adición de células (0.1 OD), con un radio de petróleo:agua de 5:10 y 1:10; mientras que la salinidad no tuvo efecto en la estabilidad a concentraciones de 0.1% a 3%. La estabilización de emulsiones de petróleo en agua puede tener un efecto importante en la extracción mejorada de petróleo MEOR.

**Keywords:** MEOR, cultivo fermentativo, estabilidad de emulsiones

## INTRODUCCION

Durante el siglo XX se produjo una revolución en el uso de combustibles, pasando de los generados por reciente fijación de carbono (aceites animales y carbón vegetal) al uso extensivo de combustibles fósiles (petróleo y gas). Actualmente, el petróleo es la materia prima de una gran diversidad de productos que definen a la industria, por lo que el crecimiento económico e industrial van acompañados de un incremento en los requerimientos de petróleo (Esquivel, 2009) (Relman, 2010).

En México una de las más importantes reservas de aceite se encuentran en el yacimiento de Chicontepec con un 39% de la reserva total de hidrocarburos del país, es decir, cerca de 17.7 miles de millones de barriles de aceite equivalente (CNH, 2010). A partir de 2005 se reconoció el declive del yacimiento Cantarell, y desde entonces descendió del segundo yacimiento productor a nivel mundial al quinto; con ello se reactivó la necesidad de encontrar nuevas reservas o bien, implementar mejores tecnologías de extracción de aceite (CNH, 2010). En general se estima que la cantidad de aceite remanente en los yacimientos es por mucho, mayor a las reservas que pudieran ser encontradas y en ello radica la importancia de emplear nuevas tecnologías para la extracción (Volk H, 2010).

Las tecnologías de extracción de aceite se clasifican en: tradicionales y de extracción mejorada. Las técnicas de extracción tradicional incluyen la extracción primaria en la que la presión de los fluidos es suficiente para forzar la salida del petróleo, la extracción secundaria corresponde a las técnicas de inyección de agua o gas y la aplicación de bombeo para recuperar la presión. Finalmente la extracción mejorada o terciaria es aquella que involucra tecnologías novedosas encaminadas al incremento en la extracción de aceite y pueden ser tan variadas como el uso de vapor, gases, químicos o microorganismos (Sen, 2008).

La tecnología de extracción terciaria que emplean microorganismos se le conoce como MEOR (Microbial Enhanced Oil Recovery). Algunas ventajas de MEOR son: los componentes activos pueden generarse *in situ*; los nutrientes usados para promover el crecimiento microbiano (melazas, peptonas) son económicos, existen bacterias autóctonas ya adaptadas a las condiciones del yacimiento, los productos microbianos son menos contaminantes y se pueden emplear las instalaciones construidas para la extracción secundaria para la inyección de nutrientes (Jang, Chang, Findley, & Yen, 1983).

Existen múltiples subproductos microbianos útiles en la extracción mejorada del crudo: a) la biomasa puede modificar la mojabilidad de la roca, b) los surfactantes pueden favorecer la emulsificación y disminuir la tensión superficial, c) los polímeros modifican la viscosidad permitiendo un desplazamiento selectivo, d) los solventes y ácidos pueden modificar la permeabilidad por disolución de la roca o bien reducir la viscosidad del crudo, e) finalmente los gases pueden incrementar la presión, permear en el crudo o reducir la viscosidad (Sen, 2008).

La interacción entre agua y aceite a condiciones de yacimiento conduce a la formación de emulsiones, el petróleo se extrae en forma de emulsión con el agua del subsuelo también llamada agua congénita, además el desplazamiento del crudo a nivel de roca se cree que es facilitado por la formación de emulsiones (Titan Oil Recovery, 2010-2012).

En este trabajo se demuestra que las bacterias favorecen la estabilización de emulsiones de petróleo/agua. Además el uso de bacterias autóctonas favorece su supervivencia en las condiciones de yacimiento.

## METODOS

### Muestreo

Se tomaron muestras de cuatro diferentes pozos de las zonas: Presidente Alemán, Coyotes y Agua Fría del yacimiento Chicontepec, y una muestra de un pozo del yacimiento Samaria, en tabla 1 se describen algunas características de los aceites. Las muestras se almacenaron a temperatura ambiente y protegidas de la luz hasta su uso.

**Tabla 19** Características de los aceites empleados en las emulsiones.

Aceite	S al es ( % v/ v)	As fal te no s ( % v/ v)	S at ur ad os ( % v/ v)	P ol ar es ( % v/ v)	Ar o m áti co s ( % v/ v)	° A PI
Presid ente Alemá n	24 .6 0	19 .8 5	23 .4 4	22 .5 9	34 .1 2	18 .7
Coyot es	14 .7 6	0. 88	23 .3 5	22 .4 7	53 .3 0	21 .9
Agua Fría	16 .4 0	0. 92	22 .1 2	25 .7 1	50 .3 5	29 .2
Samar ia	N D	10 .8 2	13 .8 2	N D	27 .1 9	11 .4

Información tomada de (Torres, Muñoz, Avendaño & Leharne, en prensa) y Muñoz- Colunga datos no publicados.

### **Cultivo microbiano.**

El aceite de la zona Coyotes se separó por centrifugación en aceite y agua congénita y con 3 ml de esta última fase se inocularon botellas serológicas selladas con 30 ml del medio de cultivo R1 (Dahle, Garsho, Madsen, & Birkeland, 2008). Se incubaron a 70°C de acuerdo a la temperatura del pozo de origen, durante 14 días. Posteriormente se mantuvieron por resiembra cada 7 días y adicionalmente, los cultivos se conservaron en congelación a -20°C en glicerol al 40%.

### **Cinética de crecimiento.**

El crecimiento microbiano se analizó en el medio R1 con 10% de inóculo a 70°C, se tomaron muestras durante 488 h. Para cada tiempo se cuantificó la proteína por el método de Bradford (microensayo) como indicador de incremento en biomasa.

### **Hidrofobicidad.**

Para evaluar la hidrofobicidad de las células se empleó la técnica de adherencia microbiana a hidrocarburos o MATH (Rosenberg, Gutnick, & Rosenberg, 1980). Para ello se prepararon cultivos en medio R1 incubados a 70°C, se cosecharon las células en diferentes edades del cultivo en el medio R1 (20, 40 y 60 h), se hicieron 3 lavados con regulador PUM (19.7 g/l K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, 7.26 g/l KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 1.8 g/l CH<sub>4</sub>N<sub>2</sub>O, 0.2 g/l MgSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O; pH 7.1). Posteriormente se resuspendió el paquete celular en el mismo regulador y se ajustó la suspensión celular a una densidad óptica de 0.5 a 620 nm. Después a 1.2 ml de suspensión celular se añadieron 2 ml del solvente de prueba, se agitó en vórtex durante 10 seg y se dejó en reposo durante 10 min. Trascurrido el tiempo se realizó la determinación de densidad óptica a 620 nm. La prueba se realizó con los siguientes hidrocarburos: hexadecano, octano, xilenos y tolueno. La hidrofobicidad se calculó en porcentaje con la fórmula %Hidrofobicidad =  $[(DO_{inicial} - DO_{final}) / DO_{inicial}] \times 100$ , los valores menores a 30% se consideran como baja hidrofobicidad, entre 30 y 50% intermedia y mayores a 50% alta (Rosenberg, Gutnick, & Rosenberg, 1980).

### **Efecto de las células en la estabilidad de emulsiones.**

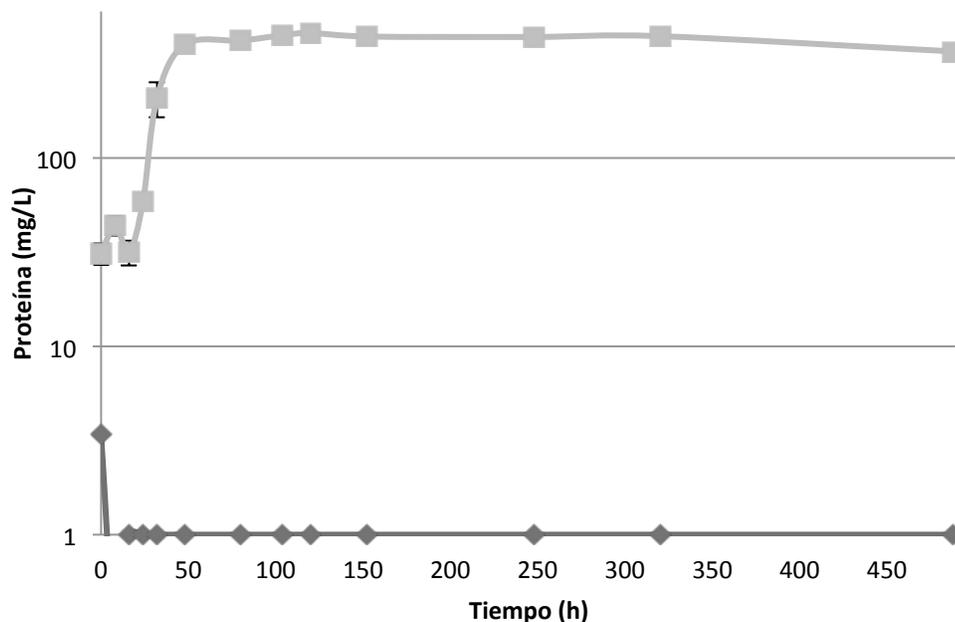
Se evaluó el efecto de los siguientes parámetros en la estabilidad de emulsiones: salinidad como NaCl 0.1, 1, 2 y 3%; concentración de células 0.1 y 0.5 DO a 620 nm; radio petróleo:agua 1:10 y 5:10. Se formaron emulsiones en un volumen final de 3 ml en tubos de cristal libre de surfactantes. Inicialmente se cosecharon las células de un cultivo de 32 h en medio R1, se hicieron 3 lavados con regulador PUM, se resuspendió el paquete celular en el mismo regulador y se ajustó a la densidad óptica de prueba con las diferentes concentraciones de NaCl. Se colocaron 2.7 ml (radio 1:10) o 1.5 ml (radio 5:10) de suspensión celular a la cual se le añadieron 0.3 ml o 1.5 ml de aceite respectivamente. Posteriormente se agitó en vórtex a máxima potencia durante 2 min y posteriormente se dejó en reposo durante 15 min. Trascurrido el tiempo se realizó la observación de las emulsiones y se consideró como el tiempo 0, después se revisó en los días, 1, 2, 3, 7, 14, 21. El criterio con el que se definió la estabilidad de emulsión fue

la apariencia de la emulsión dando valores de 0 a 3, donde 3 es la mayor estabilidad y se formó una emulsión completa de color rojizo, 2 se formó una emulsión con coloración rojiza en la interfase, pero se conservaron ambas fases en los extremos, 1 el aceite incorpora agua sin que se forme emulsión y 0, es cuando no se formó emulsión (Fingas & Fieldhouse, 2009). Se probaron los aceites provenientes de la zona Presidente Alemán, Agua fría, Coyotes y Samaria.

## RESULTADOS

### Crecimiento microbiano.

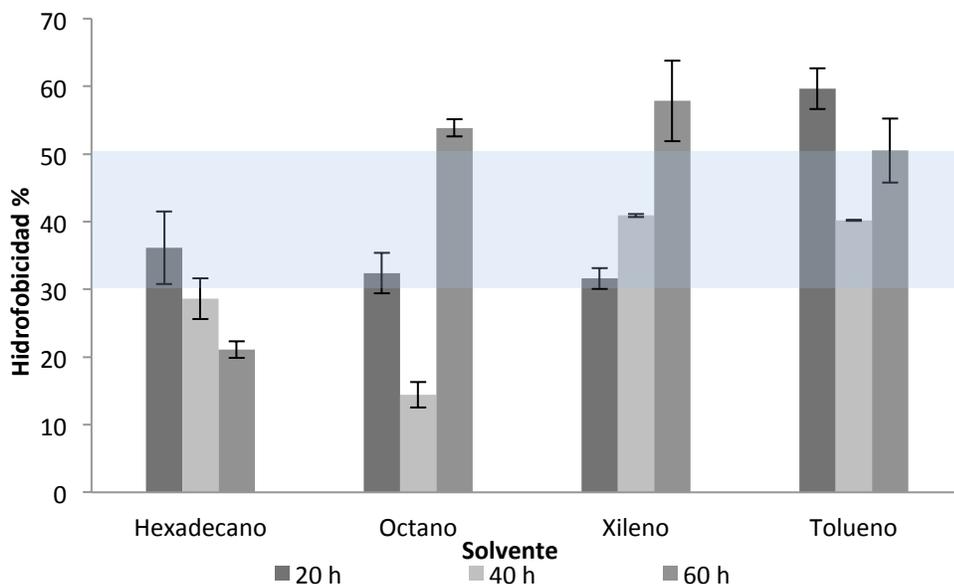
Se consiguió el enriquecimiento del cultivo empleando el medio R1 previamente reportado (Dahle, Garsho, Madsen, & Birkeland, 2008). El cultivo anaerobio mostró un crecimiento rápido, presentando una fase exponencial entre las 16 y las 48 h de incubación con tiempo de generación de 8.6 h y una velocidad de crecimiento de  $0.08 \text{ h}^{-1}$  (Figura 1). Aunque el cultivo ya se encontraba aparentemente adaptado al medio de cultivo, se observó una fase lag de 16 h, que debe considerarse en posteriores aplicaciones o cambiar las condiciones de cultivo para reducir este tiempo.



**Figura 45** Cinética de crecimiento evaluada con base a la proteína total que se grafica en escala logarítmica contra el tiempo de incubación. Los cuadros corresponden al cultivo y los rombos al testigo de medio de cultivo.

## Hidrofobicidad.

Se evaluó la hidrofobicidad a diferentes edades del cultivo. Al comienzo de la fase logarítmica de crecimiento 20 h, cerca del final de la fase logarítmica 40 h y en la fase estacionaria 60 h. Se probaron 4 solventes usados comúnmente para esta determinación hexadecano, octano, xileno y tolueno. Los resultados muestran un comportamiento diferente para cada solvente y sólo se observa un incremento en la hidrofobicidad en la fase estacionaria del cultivo para los solventes octano, xileno y tolueno (Figura 2). Para fines de estabilización de emulsiones la hidrofobicidad intermedia es deseable pues las células pueden interactuar con las fases aceite y agua, estableciéndose en la interfase de las gotas de aceite en agua y evitando la separación y ruptura de la emulsión. Por lo tanto se seleccionó la fase exponencial del cultivo en el cual se obtienen valores de hidrofobicidad intermedia en la mayoría de los casos.



**Figura 46** Hidrofobicidad expresada en porcentaje para diferentes solventes y en diferentes edades del cultivo.

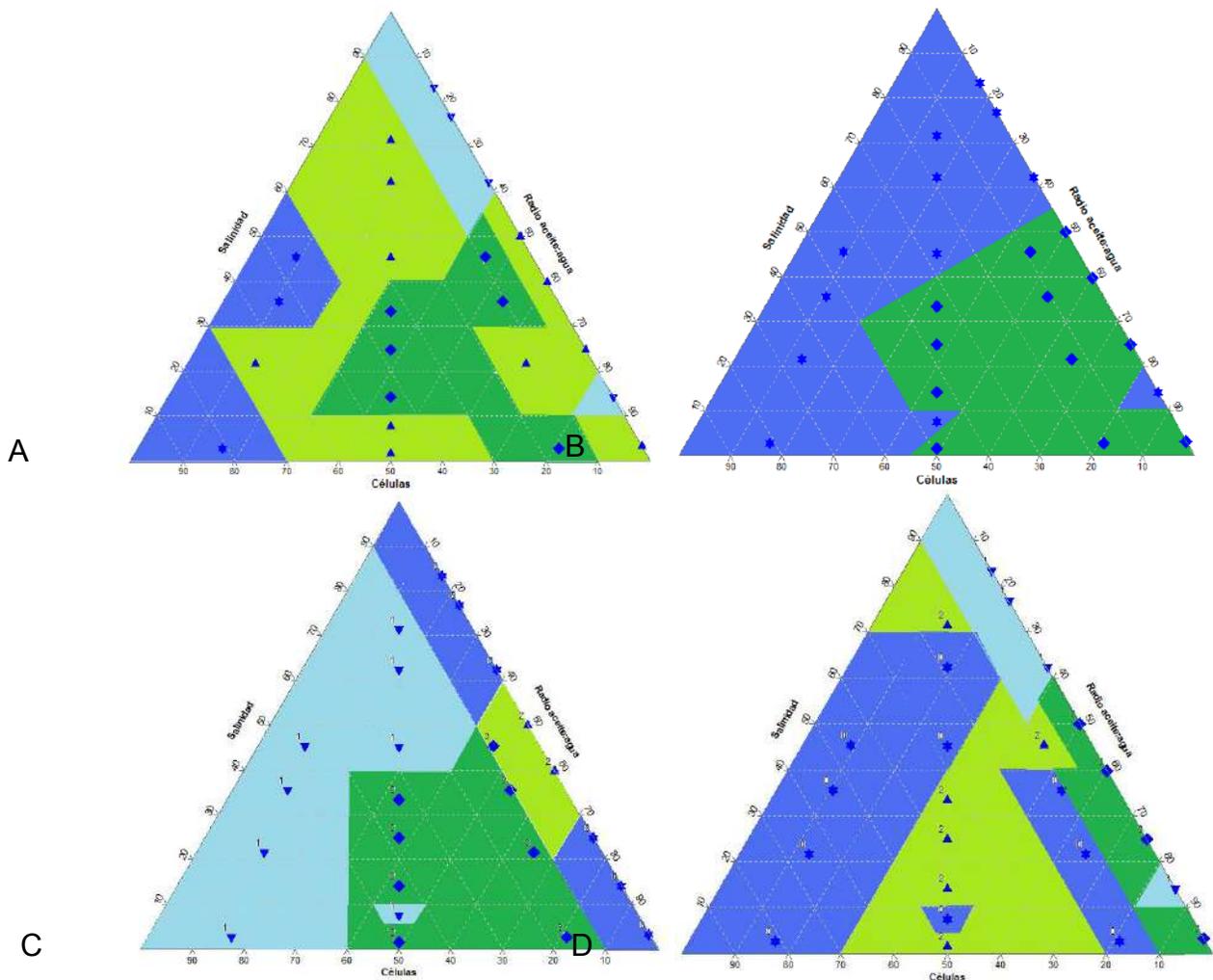
## Efecto de las células en la estabilidad de emulsiones.

Con la finalidad de representar en un solo esquema las tres variables probadas: salinidad, células y radio de petróleo/agua; se construyeron Diagramas triangulares, en los cuales se presentan los datos normalizados de 0 a 100 (figura 3).

Las emulsiones con aceite de la zona Agua Fría y Presidente Alemán figura 3 A y C, mostraron en el diagrama triangular una zona de mayor estabilidad correspondiente a una concentración baja de células (0.1 DO), un radio aceite/agua de 5:1 y una salinidad desde 0.1% hasta 2%. Al emplear el aceite proveniente de la zona Coyotes, la zona con mayor estabilidad en el diagrama triangular se extiende hacia el extremo derecho demostrando que las células no tuvieron efecto en la estabilización de emulsiones. Finalmente con el aceite proveniente de la zona Samaria, las células no tienen impacto positivo en la estabilidad de las emulsiones, por el contrario, las emulsiones son más estables cuando no se adicionaron células.

Los resultados se analizaron mediante un diseño factorial de 4 niveles, de 3 factores, con 2 réplicas y se realizó un análisis de varianza para estabilidad (MATLAB V 7.4), la probabilidad  $P < 0.1$  fue considerada como indicador de un efecto sobre la estabilidad para los factores salinidad, células y radio aceite/agua, así como la interacción salinidad-células, salinidad-radio y células-radio.

Para el aceite Agua fría se encontró un efecto significativo de las células, radio y los efectos combinados de salinidad-células y células-radio. Para el aceite Presidente Alemán hubo un efecto significativo de las células y el radio en la estabilidad. Al usar el aceite Coyotes sólo hubo efecto significativo del radio petróleo/agua. Por último para el aceite Samaria no hubo efecto significativo de algún parámetro sobre la estabilidad.



**Figura 47** Diagrama triangular donde se muestran las áreas de estabilidad de emulsiones con aceite A) Agua fría, B) Coyotes, C) Presidente Alemán y D) Samaria. El código de colores indica en nivel de estabilidad de la emulsión, verde oscuro para en nivel 3 emulsión estable, el verde claro para el nivel 2 emulsión parcial, el azul claro el nivel 1 para el sistema en que el aceite incorpora agua y el azul intenso para el sistema en que no se forma emulsión alguna.

## DISCUSION

Se enriqueció un cultivo anaerobio con el potencial para emplearse como estabilizador de emulsiones en tecnologías MEOR. De acuerdo a los resultados obtenidos para el cultivo de prueba, el crecimiento se efectuó en poco tiempo y en cuanto a sus propiedades hidrofóbicas, en la fase logarítmica de crecimiento se obtuvo una hidrofobicidad intermedia, por lo que el crecimiento continuo sería más conveniente para propiciar una interacción de las células con ambas fases (aceite y agua) permitiendo a las células evitar la coalescencia de las gotas en una emulsión.

Los resultados de hidrofobicidad corresponden a los solventes de prueba y no a una mezcla tan compleja como lo es el petróleo, por lo que esta prueba deberá considerarse con reservas. Incluso con los solventes empleados en este trabajo, se generó variación, esto se debe a que interactúan con las estructuras celulares de forma diferente, esto se puede explicar con el valor de coeficiente de partición octanol agua o log Kow que permite conocer la afinidad del compuesto por ácidos grasos de tejidos y células. Los compuestos probados tienen un coeficiente de partición diferente, de mayor a menor hexadecano > octano > xileno > tolueno. De tal suerte que los componentes hidrofóbicos de las células tienen una interacción diferente con cada solvente y la hidrofobicidad no puede explicarse de forma determinante.

Existen muchos factores que influyen en la estabilidad de emulsiones, la hidrofobicidad de las partículas como se mencionó antes, la salinidad del medio acuoso, el pH, el radio aceite/agua, el tamaño de las gotas generadas, la temperatura, la naturaleza del surfactante, la energía de mezclado, y de una forma categórica la composición del petróleo, la cual es sumamente compleja y entre sus componentes puede contener surfactantes naturales como los asfaltenos. Sin embargo, el efecto emulsificante de los asfaltenos no presenta una conducta lineal, pues otras moléculas interactúan con dichos asfaltenos alterando su capacidad para emulsificar el aceite, como son las resinas, ácidos grasos, ácidos nafténicos, porfirinas, arcillas, entre otros (Langevin, 2004).

Las resinas por ejemplo pueden remover a los asfaltenos de la interfase de las gotas, desestabilizando las emulsiones, o bien, pueden disolver asfaltenos que ya han precipitado por efecto de alcanos de cadena corta (McLean, 1998). Este efecto puede explicar de forma indirecta porqué con el aceite Samaria no se favoreció la formación de emulsiones en diferentes condiciones a pesar de tener un alto contenido de asfaltenos, puesto que tiene una menor concentración de compuestos aromáticos que podrían contribuir a la solubilización de tales asfaltenos.

Por otra parte la estabilidad de las emulsiones no se vio afectada por el tiempo, al menos durante 21 días las emulsiones permanecieron sin ningún cambio aparente. Lo anterior es conveniente a nivel de yacimiento, pero una vez fuera del yacimiento las emulsiones generan problemas para la industria petrolera, por el aumento de viscosidad, aumento en el costo de la extracción, transporte y almacenamiento, corrosión, depósito de sales y envenenamiento de catalizadores en los procesos de refinación (Maia Filhoa, 2012).

El característico aumento en la viscosidad de las emulsiones de petróleo/agua con respecto al aceite, es lo que permite proponerla como medio de arrastre selectivo a

nivel de yacimiento. Sin embargo, otra característica deseable es que tengan una estabilidad dinámica que permita con facilidad la separación de fases una vez que el petróleo se ha extraído del yacimiento, esto debido a los problemas antes mencionados.

Una aplicación comercial para las emulsiones de petróleo en agua distinta a la extracción mejorada, es el uso directo como combustibles para termoeléctricas o vehículos, un caso exitoso durante años fue la ORIMULSION<sup>R</sup> producida en Venezuela que constaba de 30% agua y 70% de aceite extrapesado, aunque las complicaciones logísticas derivadas de la adición de agua y por lo tanto de peso y volumen llevaron a su desuso, actualmente resurge el interés en las emulsiones como combustibles por su alto poder energético y su bajo requerimiento de procesamiento, como es el caso de la empresa NANOil de Dinamarca (Nanoil emulsion fuel, 2013).

Con respecto a la aplicación de los microorganismos en MEOR, es importante destacar que los organismos de este trabajo se encuentran adaptados a condición de temperatura de la zona Coyotes del Yacimiento Chicontepec, es decir crecen a 70° C. La aplicación en yacimientos diferentes debería primero evaluarse, tanto por los parámetros físicos como químicos y por la composición del petróleo.

Recientemente en el yacimiento Chicontepec se ha aplicado con éxito la tecnología de extracción mejorada conocida como fractura hidráulica, por las compañías Shulenberger, Halliburton y Weatherford (García, 2012); así como tecnología MEOR por la compañía Tecpetrol, aunque ésta última es confidencial, los resultados son prometedores para la aplicación continua de estas tecnologías en el sitio (PEMEX, 2013). Por lo que queda abierta la posibilidad para continuar aplicando tecnologías MEOR en este mismo yacimiento.

## CONCLUSIONES

Se propone un cultivo anaerobio fermentativo de crecimiento rápido para aplicaciones de tecnologías MEOR dado que está adaptado a la temperatura del yacimiento y las células bacterianas tienen efecto positivo en la estabilidad de emulsiones. Otro factor determinante de la estabilidad de emulsiones es el radio siendo favorecida la estabilización en un radio de 5:10 petróleo:agua.

## BIBLIOGRAFIA

CNH, C. N. (2010). *Proyecto aceite terciario del Golfo*. Primera revisión y recomendaciones.

Dahle, H., Garsho, F., Madsen, M., & Birkeland, N. (2008). Microbial community structure analysis of produced water from a high-temperature North Sea oil-field. *Antonie van Leeuwenhoek*, 6333-6336.

Esquivel, I. (25 de 02 de 2009). *Petróleos mexicanos*. Obtenido de Proyecto Chicontepec: <http://www.pemex.com/index.cfm?action=content&sectionid=143>

Fingas, M., & Fieldhouse, B. (2009). Studies on crude oil and petroleum product emulsions: Water resolution and rheology. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects* , 333, 67–81.

García, L. (2012). *Incremento de la productividad mediante fracturamiento hidráulico multi-etapa en pozos horizontales en la región Norte de México*. Halliburton.

Jang, L.-k., Chang, P., Findley, J., & Yen, T. (1983). Selection of bacteria with favorable transport properties through porous rock for the application of microbial-enhanced oil recovery. *Applied and environmental Microbiology* , 1066-1072.

Langevin, D. S. (2004). Crude oil emulsion properties and their application to heavy oil transportation. *Oil & Gas Science and Thecnology* , 59, 511-521.

Maia Filhoa, D. R. (2012). Aging of water-in-crude oil emulsions: Effect on water content, droplet size. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects* , 396: 208-212.

McLean, D. S. (1998). The role of petroleum asphaltenes in the stabilization of water-in-ion emulsions. En M. a. Sheu, *Structures and Dynamics of Asphaltenes* (págs. 377-423). New York: Plenum Press.

*Nanoil emulsion fuel*. (26 de 09 de 2013). Obtenido de <http://nanoilemulsion.com/>

PEMEX. (2013). *Presentación a inversionistas*. [www.pemex.com](http://www.pemex.com).

Relman, C. (21 de 01 de 2010). The world's biggest oil reserves. *Forbes* .

Rosenberg, M., Gutnick, D., & Rosenberg, E. (1980). Adherence of bacteria to hydrocarbons: a simple method for measuring cell-surface hydrofobicity. *FEMS Microbiol. Lett* , 9: 29-33.

Sen, R. (2008). Biotechnology in petroleum recovery: The microbial EOR. 34 (714-724).

Titan Oil Recovery, I. (2010-2012). <http://www.titanoilrecovery.com/titanprocess1.html>. Obtenido de <http://www.titanoilrecovery.com/titanprocess1.html>.

Volk H, L. K. (2010). Oil Recovery: Experiences and Economics of Microbial Enhanced Oil Recovery (MEOR). En K. N. Timmis (ed.), *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology* (págs. 2739-2751). Berlín: Springer.

## **B.24.P. Turismo sostenible y desarrollo local. Desafíos de las PYMES en Costa Rica**

Raquel Arguedas Sanz<sup>1</sup>

(Teléfono: +34 91 3986346 , [rarguedas@cee.uned.es](mailto:rarguedas@cee.uned.es))

Damián de la Fuente Sánchez<sup>2</sup>

(Teléfono: +34 91 3986349 , [dfuente@cee.uned.es](mailto:dfuente@cee.uned.es))

Inmaculada Pra Martos<sup>3</sup>

(Teléfono: +34 91 3986371 , [ipra@cee.uned.es](mailto:ipra@cee.uned.es))

<sup>1,2,3</sup> *Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Departamento de Economía de la Empresa y Contabilidad; UNED (España)*

### **INTRODUCCION**

El último *Informe sobre riesgos globales 2013* del Foro Económico Global (World Economic Forum, 2013) destaca que la presión sobre la economía y el medio ambiente constituye uno de los tres principales riesgos que preocupan a nivel mundial. En el contexto de la economía ambiental, viene adquiriendo un relevante protagonismo el turismo sostenible con modelos y prácticas turísticas responsables que permiten implicar y beneficiar a las comunidades locales y fomentar el uso sostenible de los recursos naturales.

La industria turística puede considerarse como la mayor fuente de crecimiento, empleo e ingresos para muchos de los países en desarrollo del mundo y como tal se ha convertido en uno de los principales motores del progreso social y económico de muchos de esos países.

El turismo a escala mundial ha experimentado en los últimos años un fuerte crecimiento tanto en términos de llegadas de turistas a los distintos destinos turísticos como en ingresos derivados de esos movimientos. De acuerdo con la Organización Mundial del Turismo (OMT), en el año 2012 hubo 1.035 millones de personas que realizaron alguna actividad turística con un crecimiento acumulado del 50,25% durante el período 2003-2012, mientras que los ingresos obtenidos ascendieron a 1,075 billones de dólares.

El caso de Costa Rica no ha sido ajeno a este fenómeno a nivel mundial. De acuerdo con el Instituto Costarricense de Turismo (ICT), en el pasado año llegaron casi dos millones y medio de turistas con incremento en los últimos diez años del 89%. Los ingresos derivados de esas llegadas alcanzaron los 2.219 millones de dólares con un incremento acumulado del 41%<sup>3</sup>.

---

<sup>3</sup> A nivel mundial los últimos estudios de la OMT consideran que la actividad turística supuso en el año 2012 el 5% del PIB y el 6% sobre el volumen de las exportaciones mundiales. Para Costa Rica la participación del turismo en el

El objetivo de la comunicación es doble. En primer lugar, analizar los vínculos que existen entre el creciente desarrollo de la actividad turística y sus efectos sobre el desarrollo local como factor determinante de la competitividad de las PYMES costarricenses. El segundo de los objetivos se centra en identificar los principales obstáculos y desafíos que afectan a estas empresas.

## DESARROLLO Y SOSTENIBILIDAD

Según establece la Oficina del Alto Comisionado de las Naciones Unidas para los Derechos Humanos, ACNUDH (2005), se puede considerar al desarrollo como un proceso global económico, social, cultural y político que tiende a mejorar el bienestar de toda la población y de todos los individuos sobre la base de su participación activa, libre y significativamente en el desarrollo y en la distribución justa de los beneficios que de él se derivan (p.5). En esta línea se puede hacer referencia a la idea que sobre el desarrollo aportan Sunkel y Paz (1984), destacados asesores de CEPAL<sup>4</sup>, al entenderlo como un proceso de transformación de la sociedad que permite elevar los niveles medios de vida a través de la expansión de la capacidad productiva, el aumento de la productividad por trabajador y de ingresos por persona, los cambios en la estructura de clases, de grupos y en la organización social y las transformaciones culturales y de valores.

No se trata, pues, de un mero crecimiento económico sino de una estrategia completa para que las personas puedan vivir mejor de acuerdo con sus patrones culturales y sociales, aunque tal como está enunciado, no parece que esté asociado directamente con la idea de permanencia en el tiempo.

Parece claro que esta idea estaría más completa si se incorporara la necesidad de hacer ese desarrollo sostenible en el tiempo, de tal forma que satisfaga las necesidades de las generaciones actuales sin poner en peligro la satisfacción de las necesidades de las generaciones futuras. Esta sostenibilidad, como ilustra la Figura 1, debería contemplarse a tres niveles interrelacionados: económico, ambiental y sociocultural.

---

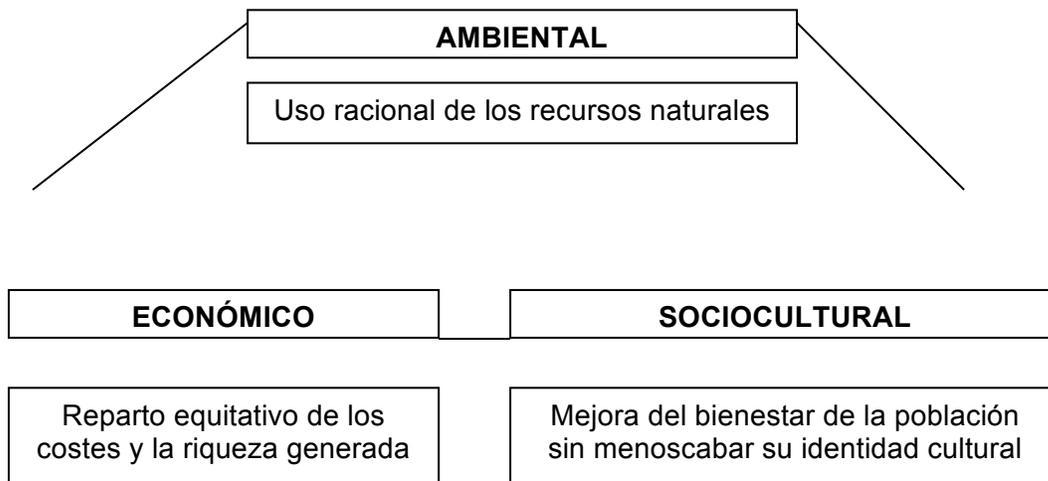
PIB es similar a la registrada a nivel mundial aunque significativamente mayor en la relación turismo/exportaciones ya que alcanza alrededor del 19,5%.

<sup>4</sup> Comisión Económica de la ONU para América Latina.

El equilibrio entre estas tres dimensiones es fundamental, pues, en caso contrario, se asistirá, tal como señalan Betelho, Rodríguez y Ueda (2003), a versiones reducidas de la realidad que pueden poner en peligro toda la estructura social de las poblaciones afectadas.

Para evitar estos peligros sería necesario que las administraciones públicas de cada país o región se centraran en diseñar y poner en marcha políticas a medio y largo plazo que garanticen el crecimiento económico necesario, generen puestos de trabajo de calidad y aseguren la inversión de flujos de capitales en actividades económicas sostenibles.

Figura 48



*Fuente:* Elaboración propia

## Turismo y desarrollo local sostenible

No cabe duda que el turismo es una actividad económica con un impacto significativo sobre el desarrollo local de los países a diversos niveles (Tabla 1): económico, cultural, político y social.

**Tabla 20** Factores que inciden en el impacto del turismo sobre el desarrollo local

<b>Económico</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Captación de divisas y mejora de la balanza de pagos.</li> <li>▪ Incremento del PIB y mayores ingresos fiscales para el Estado.</li> <li>▪ Redistribución de ingresos dentro del territorio nacional e impulso de zonas menos desarrolladas.</li> <li>▪ Estimulación en la creación de nuevas empresas.</li> <li>▪ Mejora en las infraestructuras y servicios de transporte.</li> </ul>
<b>Cultural</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Protección del patrimonio histórico-cultural.</li> <li>▪ A nivel global, aumento del nivel educativo de la población y, a nivel individual, mejora en el entendimiento de las distintas realidades y sensibilidades de cada país.</li> <li>▪ Intercambios culturales entre residentes y turistas.</li> </ul>
<b>Político</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Proyección de la imagen nacional en el exterior.</li> <li>▪ Favorece la integración nacional al facilitar los desplazamientos de los residentes dentro del territorio nacional y a través de la redistribución del ingreso nacional.</li> </ul>
<b>Social</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Generación de empleos productivos a través de las empresas del sector: transporte, alojamiento, restauración, ocio,...</li> <li>▪ Mejora de las capacidades de la fuerza productiva.</li> <li>▪ Atenuación de los problemas sociales ya que se estimula la actividad creativa que puede compensar aspectos negativos: delincuencia juvenil, prostitución,..</li> <li>▪ Promoción de valores universales como la tolerancia, el respeto o la igualdad de género.</li> </ul>

*Fuente:* Elaboración propia

El concepto de turismo sostenible surge a finales del pasado siglo y deriva del concepto de desarrollo sostenible como una acepción que pretende limitar los aspectos negativos que provoca el desarrollo turístico sobre el medio ambiente, la sociedad y las culturas populares. La OMT lo considera como aquella modalidad turística que atiende las necesidades de los turistas actuales y de las regiones receptoras y al mismo tiempo protege y fomenta oportunidades para el futuro<sup>5</sup>.

Es evidente que el concepto de turismo sostenible se construye, básicamente, sobre criterios medioambientales puesto que tiene impactos positivos en la conservación del

<sup>5</sup> Aunque a nivel internacional la importancia de la promoción de este tipo de turismo ha quedado manifiesta en numerosas ocasiones no es hasta 1995 durante la I Conferencia Mundial para el turismo sostenible cuando se elabora la Carta del Turismo Sostenible en la que se fijan una serie de principios esenciales que, en resumen, pretenden que el desarrollo turístico debe basarse en criterios de sostenibilidad, es decir, ha de ser operativo ecológicamente a largo plazo, viable económicamente y equitativo, desde una perspectiva ética y social para las comunidades locales.

medio ambiente y la biodiversidad debidos, sobre todo, a los siguientes motivos, adaptados de Spenceley y De Kock, (2009):

- Puede generar ingresos en áreas de gran biodiversidad y ayudarles a hacerlas económicamente viables.
- Este tipo de turismo puede aumentar el apoyo público para la conservación medioambiental.
- Puede generar empleo directo y catalizar oportunidades económicas para la población local. En consecuencia, los beneficiarios puede percibir un valor directo de la biodiversidad que les incentive a conservar las áreas naturales.
- El turismo puede causar menos daños al medio ambiente que otras industrias basadas en el uso de los recursos naturales.
- La actividad turística puede ser adecuada para ser desarrollada dentro de las áreas protegidas ubicadas en lugares poco rentables.

No obstante, no hay que olvidar que también afecta a aspectos económicos, sociales y culturales. En el caso de la dimensión económica, el turismo sostenible pretende asegurar un crecimiento del sector garantizando empleo y niveles satisfactorios de renta, así como el control sobre los costes y los beneficios. En términos socioculturales la sostenibilidad turística, de acuerdo con Carner (2001), se apoya en una serie de estrategias que incluyen la utilización del turismo para el desarrollo de la población en términos de empleo, de acceso a infraestructura básica, de salud, de educación, y de conservación de la identidad cultural.

Entendiendo, pues, el turismo como una actividad que ha de desarrollarse con criterios de sostenibilidad es necesario reflexionar ahora sobre cómo debe organizarse para que su influencia sea la máxima posible sobre el desarrollo local. Para ello se han clasificado en distintos grupos una serie de acciones necesarias para asegurar la relación entre turismo y desarrollo local:

### **1. A nivel público (Estado)**

- El papel del Estado debe ser fundamental a la hora de establecer una política que promueva las iniciativas legislativas necesarias y los incentivos económicos y/o fiscales para lograr un turismo responsable y sostenible a medio y largo plazo.
- Dado que la actividad turística afecta al uso del suelo público es necesaria la participación estatal a la hora de diseñar los ejes de dos grandes estrategias: por un lado, el desarrollo de las infraestructuras necesarias para asegurar la movilidad de los turistas (carreteras, ferrocarril, puertos y aeropuertos) y, por otro lado, la regulación

adecuada de los aspectos relacionados con el desarrollo urbano en las zonas turísticas<sup>6</sup>.

## **2. A nivel empresarial**

- Es fundamental que las empresas turísticas reinviertan los beneficios obtenidos con la práctica turística en ellas mismas y en las zonas en las que desarrollan su labor.
- Es importante que, en la medida de lo posible, las empresas del sector realicen toda su cadena de aprovisionamiento entre otras empresas de la propia región y zonas adyacentes.
- El uso intensivo de la mano de obra local es otra de las acciones que deberían realizar las empresas turísticas.
- La transferencia tecnológica y el *know-how* deben llegar a los empresarios locales.

## **3. A nivel estratégico**

- Es esencial que las comunidades locales participen en el proceso de planificación y de toma de decisiones que afecten a la actividad turística. Sólo así se conseguirá que se minimicen o anulen los efectos negativos que pueden tener el turismo entre la población local.
- Es importante la existencia de un cierto nivel de asociación entre los municipios turísticos. Estas mancomunidades podrían prestar mejores y más baratos servicios públicos a sus asociados, además de ser una buena herramienta para labores de comercialización de los atractivos de la zona, capacitación del personal y certificación de la calidad de los servicios turísticos.
- Establecimiento de una canal de ventas en común (Internet, promoción de la zona en ferias de turismo, etc.).

## **4. Turismo y pymes**

Ante un mercado turístico globalizado en el que la competencia es muy fuerte es necesario que la competitividad de cada destino sea un parámetro clave a la hora de que la actividad turística contribuya permanentemente a un desarrollo local sostenible. Para ello, además de la implicación de los poderes públicos, es necesario que el tejido empresarial turístico alcance la madurez necesaria para que se puedan aprovechar todos los recursos de forma eficiente y contribuir así al desarrollo integral del país.

---

<sup>6</sup>En esta línea es muy importante que se desarrollen planes urbanísticos que permitan los siguientes tres objetivos: a) Un adecuado equilibrio entre los niveles de edificación y los espacios libres y naturales que eviten la masificación y desvalorización del patrimonio natural, cultural y paisajístico; b) Romper la estacionalidad y satisfacer durante la mayor parte del año las necesidades de turistas con un perfil de gasto alto; y c) La compatibilidad entre los sistemas de movilidad internos de la población turística y la local.

En el caso de Costa Rica ese desarrollo debe realizarse especialmente a través de las pequeñas y medianas empresas, tal como lo revela la reciente revisión de un estudio sobre la situación de la industria turística en materia de competitividad que realizó la Escuela de Negocios INCAE a petición de la Cámara de Hoteles de Costa Rica. En concreto, se concluye que ante la pérdida de competitividad de los grandes grupos hoteleros por su alta sensibilidad ante la apreciación del colón frente al dólar, la escasa innovación en la oferta de productos turísticos, la competencia de otros destinos en materia de ecoturismo y el abandono de la promoción turística en favor de la búsqueda de inversores inmobiliarios, es necesario lograr el tan ansiado equilibrio entre las actividades típicas de la industria turística y el entorno natural y social a través de la creación de redes de pequeñas, medianas empresas y microempresas.

## 5. Las PYMES en Costa Rica. Condicionantes de las PYMES turísticas

La clasificación de una empresa dentro del epígrafe PYME (pequeña y mediana empresa) no es universal y se pueden plantear distintas definiciones en función de variables de tipo cualitativo (tales como la autonomía en el mercado o la cuota de participación en el mismo) o de variables cuantitativas (por ejemplo, el volumen de ventas, los beneficios obtenidos, los activos en balance o el número de trabajadores empleados)<sup>7</sup>.

En el caso de Costa Rica la ley 8262 y el Decreto Ejecutivo 37121 establecen los criterios para definir a las PYMES y se fija un algoritmo que clasifica a las empresas en función de las variables anteriormente consideradas. No obstante, se considera al empleo como la variable más característica dado que las empresas costarricenses son laboralmente muy intensivas (Quesada *et al.*, 2013). De acuerdo con este algoritmo se considera la siguiente clasificación<sup>8</sup>:

- Microempresas: Se emplea a menos de 15 personas
- Pequeña empresa: Se emplea a menos de 30 personas.
- Mediana empresa: Se emplea a menos de 100 personas.

En el año 2012 había registradas en Costa Rica 48.981 empresas, de las cuales el 77% (37.715) eran PYMES. De ese porcentaje la mayoría eran microempresas (74%), seguidas de las empresas medianas (14%) y las pequeñas empresas (12%). Casi todas ellas se dedicaban al sector servicios y comercio (83%) y empleaban al 46% de la población ocupada. Además, el 80% de las empresas exportadoras de bienes en este país pueden clasificarse como PYMES y su aportación al PIB se sitúa en el 39% si se utiliza la variable empleo y el 30% si se consideran los ingresos como variable de referencia.

---

<sup>7</sup> Por lo general, las instituciones consultadas (Banco Mundial, Mercosur y Comisión Europea) coinciden en clasificar las PYMES en función de tres criterios objetivos: número de empleados, volumen de activos y ventas efectuadas, surgiendo las diferencias en los límites de los intervalos que colocan a las empresas en cada categoría.

<sup>8</sup> Hay otras clasificaciones que difieren de estos límites. Por ejemplo, la elaborada por el Programa Nacional para la pequeña y mediana empresa (PRONAPYME) o la Caja Costarricense del Seguro Social (CCSS).

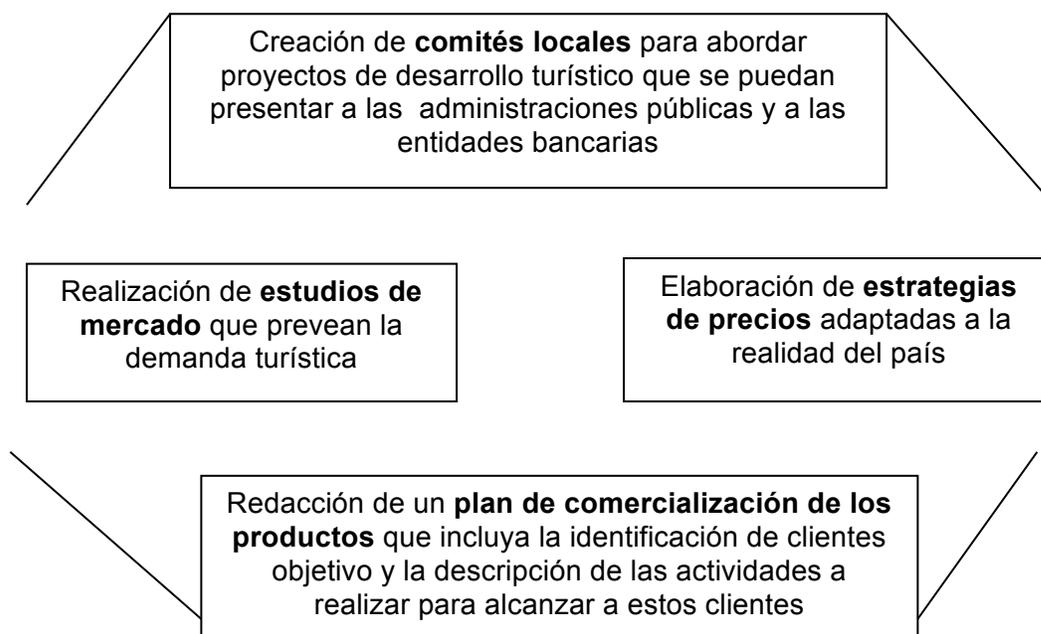
La evolución de este tipo de empresas en los últimos años ha sido espectacular. Concretamente, en el período 2011-2012 el incremento fue del 254%, de las que la mayoría fueron microempresas (69%) en la misma línea que en el cómputo histórico.

La oferta de productos y servicios turísticos de las microempresas y las PYMES está condicionada por tres características específicas del sector:

- La estacionalidad del turismo afecta más a las microempresas y las PYMES que a las grandes empresas porque aquellas no disponen de una base financiera lo suficientemente importante.
- En gran parte de las actividades del sector turístico están en contacto directo los productores y los consumidores (frente a otras industrias como la agricultura) lo cual obliga a una formación continua de los trabajadores.
- El hecho de que los servicios turísticos no puedan almacenarse afecta particularmente a las PYMES que carecen de medios para transferir a otras unidades productivas la capacidad no utilizada.

Para poder conseguir una red fuerte y eficiente de microempresas y PYMES en el ámbito turístico que contribuyan al desarrollo sostenible del país sería recomendable emprender una serie de acciones. La OMT (2005) en los últimos años ha ido realizando estas recomendaciones en el ámbito de las PYMES, de los gobiernos, o de las instituciones financieras que se resumen en la Figura 2 (sólo para las empresas).

**Figura 49** Recomendaciones (OMT). Acciones en el ámbito de PYMES



*Fuente:* Elaboración propia a partir de principios de la OMT (2005)

## 6. Retos de las PYMES turísticas en Costa Rica

A continuación se enumeran los retos y desafíos más relevantes que, en nuestra opinión, deberán afrontar las PYMES turísticas costarricenses:

- a) Deben contribuir a consolidar el prestigio del país como destino turístico seguro y especializado en un turismo ecológico y sostenible. No obstante, esto no implica que se relegue la oferta de otros productos turísticos ante la competencia cada vez más creciente de otros destinos regionales (Nicaragua o Panamá).
- b) Estas empresas deben seguir reteniendo la mayor parte del valor económico generado por la actividad turística. A ello debería contribuir la densa red creada en los últimos años con amplia presencia, sobre todo, en zonas rurales y con una utilización masiva de mano de obra local.
- c) Las PYMES y microempresas turísticas deben mantener una buena relación calidad-precio en los servicios turísticos ofertados para no perder competitividad por esta vía con otros destinos internacionales.
- d) En Costa Rica se implantó hace algunos años el Certificado de Sostenibilidad Turística<sup>9</sup> que otorga un sello de calidad a las empresas que gozan de esta etiqueta. Es obvio que un reto a futuro de las microempresas y las PYMES es aumentar el número de ellas que acceden a esta calificación de calidad turística.
- e) En una sociedad de la información como la que tenemos actualmente en todo el mundo es prioritario que las PYMES turísticas costarricenses incorporen masivamente<sup>10</sup> las TICs (Tecnologías de la Información y el Conocimiento) como un instrumento básico para mejorar su rentabilidad y competitividad a través de su contribución al aprendizaje y la toma de decisiones.
- f) Las microempresas y las PYMES en Costa Rica tienen un acceso muy limitado a los servicios financieros bancarios por lo que acuden masivamente al crédito comercial de proveedores y la autofinanciación para sostener sus negocios<sup>11</sup>. Esta limitación procede de factores endógenos a las propias empresas entre los que se encuentran los siguientes:
  - Los proyectos presentados para su financiación no son reales porque las expectativas que se tienen son demasiado optimistas.
  - En la mayoría de los casos estas empresas no disponen de activos suficientes que sirvan de garantía de la financiación buscada.

---

<sup>9</sup> Creado por el Instituto Costarricense de Turismo (ICT) con la idea de otorgar un certificado a las empresas turísticas en la medida en que su actividad se aproxime a un modelo de sostenibilidad óptimo.

<sup>10</sup> La Comisión Asesora en Alta Tecnología de Costa Rica (CAATEC) elaboró recientemente un informe en el que se ponía de manifiesto que el 70% de las PYMES y microempresas de Costa Rica no disponen de conexión a Internet y que la mayoría de ellas no usan habitualmente ordenadores para la gestión de su actividad cotidiana.

<sup>11</sup> El Ministerio de Economía, Industria y Comercio en el documento *Estado de la situación de las PYMES en Costa Rica. 2013* señala que la participación de estas empresas en el crédito bancario fue del 8,6% sobre el total colocado. Ese pequeño porcentaje disminuye hasta el 3,3% si se considera exclusivamente la financiación de los bancos públicos.

- El perfil de los empresarios es, en la mayoría de los casos, muy pobre con un déficit de conocimiento constatable del proyecto y una escasa aportación tecnológica.

Por un lado, es básico, por lo tanto, corregir o eliminar estas limitaciones para acceder a créditos bancarios de calidad y, por otro lado, es conveniente que se puedan explorar otras vías de financiación menos exigentes con la contraparte: microfinanzas<sup>12</sup> (verdes), capital-riesgo, fondos de inversión éticos, etc.

## CONCLUSIONES

Como sostiene la OMT, el turismo sostenible supone un plan de gestión integral de los recursos turísticos para que satisfagan las necesidades culturales, los procesos ecológicos esenciales, la diversidad biológica y los sistemas que sostienen la vida.

En ese contexto, las microempresas y las PYMES constituyen la base del desarrollo turístico en la mayoría de los países que se caracterizan por un sector turístico particularmente desarrollado. A través de amplias redes, que participan en toda la cadena de valor<sup>13</sup>, estas empresas aseguran una distribución geográfica de los beneficios económicos y sociales de la actividad turística.

Es necesario un compromiso institucional para que las PYMES ofrezcan servicios turísticos bajo un esquema de desarrollo sostenible (integrándose en el entorno natural, cultural y humano), que implique, no sólo la productividad de las empresas, sino también la protección del medio ambiente, y la creación de canales alternativos que beneficien el desarrollo local.

Para participar en el desarrollo sostenible, el turismo debería asentarse sobre la diversidad de oportunidades ofrecidas por la economía local, garantizando su plena integración, mejorando la calidad de vida de la población e incidiendo en el enriquecimiento sociocultural de cada destino. En definitiva, las empresas turísticas deben perseguir el equilibrio de los beneficios económicos, sociales y ambientales.

Para finalizar, la importancia relativa de las microempresas y las PYMES en la economía costarricense alimenta la necesidad de explotar las posibilidades que ofrecen las microfinanzas para afrontar los obstáculos de estas empresas cuando necesitan acceder a los servicios financieros, principalmente al crédito bancario.

---

<sup>12</sup> No hay que identificarlas exclusivamente con herramientas para combatir la pobreza porque se ha demostrado que pueden contribuir al desarrollo financiero en países en vías de desarrollo.

<sup>13</sup> De acuerdo con la metodología de la OMT estaría integrada por: alojamiento, restauración, transporte de viajeros, agencias de viajes, servicios culturales, ocio, esparcimiento y servicios financieros.

## BIBLIOGRAFIA

ACNUDH . (2005). Declaración sobre el derecho al desarrollo. Ginebra .

Betelho, D., Rodriguez, P., & Ueda, V. (2003). *Nuevos escenarios y nuevos actores en el turismo: pensar y actuar desde una perspectiva sostenible*. Obtenido de [www.naya.org.ar/turismo/congreso2003/ponencias/Vanda\\_Ueda.htm](http://www.naya.org.ar/turismo/congreso2003/ponencias/Vanda_Ueda.htm)

Carner, F. (2001). Turismo sostenible en Centroamérica y el Caribe. *Reunión de Expertos sobre el turismo en Centroamérica y el Caribe: Una visión conceptual*. . México: CEPAL.

Instituto Costarricense de Turismo. (2012). Anuario Estadístico de Turismo 2012. Costa Rica.

Monge, R., Monge, F., & Vargas, J. (2007). Servicios financieros para las micro y pequeñas empresas. Costa Rica.: Tecnológica de Costa Rica.

OMT . (2005). Turismo, microfinanzas y reducción de la pobreza. *Recomendaciones a las pequeñas y medianas empresas (PYME) y a las instituciones de microfinanzas (IMF)*.

Quesada, G., Quesada, O., Jara, E., & Arias, A. (2013). *Estado de Situación de las PYMES en Costa Rica*. . Obtenido de Ministerio de Economía, Industria y Comercio.: <http://reventazon.meic.go.cr/informacion/estudios/2013/pyme/indicadores/informe.pdf>

Spenceley, A., Ashley, C., & De Kock, M. (2009). Tourism-led poverty reduction programme: core training module. . Ginebra: Centro de Comercio Internacional.

Sunkel, O., & Paz, P. (1984). El subdesarrollo latinoamericano y la teoría del desarrollo. . Siglo XXI.

World Economic Forum. (2013). Global Risks 2013. Switzerland: World Economic Forum (WEF).

World Tourism Organization. (2013). *UNWTO Annual Report 2012*. Madrid: UNWTO.

## **B.25.P. Evaluación de microalgas nativas del estado de Nuevo León, México para la remoción de N y P de efluentes tratados**

Julio César Beltrán Rocha<sup>1</sup>, Icela Dagmar Barceló Quintal<sup>2</sup>, Nidia Saavedra Villarreal<sup>3</sup>,  
Ulrico Javier López Chuken<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Investigación en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Nuevo León (FCQ/UANL), México; <sup>2</sup>División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), Unidad Azcapotzalco, México; <sup>3</sup>Laboratorio de Microbiología, (FCQ/UANL), México.  
e-mail: \*[ulrico.lopezch@uanl.mx](mailto:ulrico.lopezch@uanl.mx)

### **RESUMEN**

El objetivo de este estudio fue evaluar la tasa de recuperación de nutrientes (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) de efluentes provenientes de una planta tratadora de aguas residuales (PTAR) del estado de Nuevo León, México por 12 consorcios de microalgas nativos en un sistema de cultivo estático a intemperie. Al final del experimento se evaluó la calidad fisicoquímica (pH y conductividad eléctrica) del efluente y la productividad de las microalgas (ganancia en peso seco). La tasa de eliminación del P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> en el agua tratada por los distintos consorcios tras 12 días de cultivo a intemperie se encontró en un rango del 61.4 a 79.2%. Para N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, que es la principal forma de nitrógeno en el efluente, se obtuvo un rango de eliminación de 74.3 a 91.1%. Los rangos de la calidad fisicoquímica del agua tratada tras la cosecha fue de 7.06 a 8.12 para pH, con reducciones de 1.05 a 14.09% en la conductividad eléctrica, indicando diferencias estadísticas. La productividad en peso seco resultó en el orden de 9.9 a 165.6 mg L<sup>-1</sup>. La producción de biomasa presentó un alto coeficiente de correlación de Pearson (r = -0.91) con la conductividad. Los resultados de este estudio indican una alta asimilación de nutrientes (N y P) en efluentes PTAR por los consorcios de microalgas nativos colectados, lo cual representa una opción de tratamiento sustentable para la mejora de calidad de efluentes tratados previo a su descarga a sistemas receptores, con la ventaja además de obtener un subproducto potencialmente útil (microalgas).

**Palabras clave:** Consorcio algal, efluentes de aguas residuales municipales, eliminación de nutrientes, eutrofización

## INTRODUCCION

La eutrofización es un grave problema ambiental ocasionado por el enriquecimiento excesivo de nutrientes (N y P) a un ritmo tal que no puede ser compensado de forma natural en aguas superficiales, lo cual al favorecer el crecimiento de fitoplancton, genera condiciones anóxicas e hipóxicas que perjudican la vida acuática en más de 400 ecosistemas costeros y en 40% de lagos y reservorios de agua dulce a nivel mundial. (Díaz & Rosenberg, 2008). Las microalgas son un grupo de microorganismos fotosintéticos muy abundantes que poseen una mayor productividad fotosintética neta por unidad de área en comparación a plantas superiores, es por esto que el uso de microalgas para el tratamiento de descargas eutróficas como sistemas de tratamiento biológico avanzado es un proceso viable (Mallick, 1975). Efluentes tratados provenientes de plantas tratadoras de aguas residuales (PTAR) del estado de Nuevo León, México, presentan concentraciones de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  suficientes para contribuir a la eutrofización de cuerpos de agua superficiales de la localidad. Los efluentes secundarios de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) contienen nutrientes ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^{3-}$ ) causantes de eutrofización en aguas naturales. El uso de tratamientos basados en microalgas es aplicable en efluentes eutróficos, siempre y cuando cumplan condiciones que no limiten el crecimiento de las microalgas (e.g. pH, turbidez, tóxicos, baja cantidad de materia orgánica, calidad microbiológica, concentración de nutrientes) (De la Noue, Laliberte, & Proulx, 1992). Estas condiciones son cumplidas por efluentes tratados provenientes del estado de Nuevo León, México. Debido a esto, el presente proyecto planteó la evaluación de la recuperación de nutrientes, en efluentes tratados municipales con un consorcio de microalgas nativas, con el valor agregado de ser un proceso natural, sustentable y con obtención de biomasa potencialmente útil.

## METODOLOGIA

### Colecta y acondicionamiento del consorcio de microalgas

Se realizaron nuestros para coleccionar 22 consorcios de microalgas provenientes de cuerpos de agua superficiales de zonas urbanas y suburbanas de la subcuenca hidrológica San Juan, del estado de Nuevo León México. Las condiciones de almacenamiento de las microalgas fueron a 4°C en oscuridad. Posterior a la colecta se llevó una separación de los sólidos sedimentables tomando una alícuota de 15mL de sobrenadante adicionándose con 30mL de medio de cultivo balanceado L-C descrito por López (2005), en un tubo falcón con capacidad de 50mL, incubándose bajo condiciones estacionarias con iluminación a 4,800 lux con un fotoperiodo de 24:0 Luz: oscuridad, con dos agitaciones diarias durante 14 días. Consecutivamente se llevaron a acondicionamiento 30 consorcios de microalgas, de los cuales 10 (claves 1401-1410) pertenecen al cepario del Laboratorio de Investigación en Ciencias Ambientales de la

UANL, las condiciones fueron estáticas a intemperie en 1 réplica con un volumen de 800mL de medio L-C por 6 días.

## Condiciones de recuperación de nutrientes

Posteriormente se seleccionaron 12 cultivos y se procedió a concentrar la biomasa eliminando el medio de cultivo sobrenadante, por medio de un doble lavado con agua destilada y centrifugando por 5min/4500rpm. Sucesivamente se llevó a cabo un conteo celular directo en cámara de Neubauer, para estandarizar la concentración de inóculo a  $5.3 \times 10^4$  células  $\text{mL}^{-1}$ , de los cuales se tomaron 6mL para inocular en reactores plásticos de 500mL. Cada cultivo contó con 3 réplicas, a un volumen de agua tratada no estéril de 300mL dando una concentración final de  $1.06 \times 10^3$  células  $\text{mL}^{-1}$ . Los cultivos se mantuvieron bajo condiciones ambientales naturales y estáticas con 1 agitación diaria y reconstitución de volumen por pérdidas de evaporación durante 12 días. Se realizaron mediciones al inicio y tras el término del cultivo de: conductividad eléctrica (AOAC, 1997), Método 973.40), pH (AOAC, 1997, Método 973.41),  $\text{NO}_3^-$  (Método de reducción con cadmio cuperizado) y  $\text{PO}_4^{3-}$  (Método de azul de molibdeno) con un equipo colorimétrico (Aquarium Pharmaceuticals, Inc.) acoplado a un espectrofotómetro. El rendimiento de peso seco (productividad) se realizó al finalizar el cultivo, donde la totalidad del volumen (300mL) se filtró en papel Whatman # 40 y seco por 48 horas a  $70^\circ\text{C}$ .

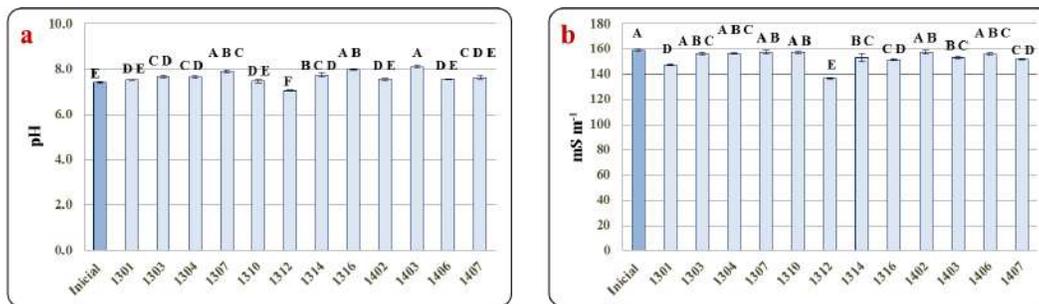
## RESULTADOS Y DISCUSION

### Calidad fisicoquímica del efluente (pH, conductividad)

El efluente PTAR inicial presentó un valor de pH de 7.42 con variaciones situadas entre 7.06 a 8.12 (Figura 1a). El efluente inicial se encontró en una escala óptima de pH ( $>7$ ) para la asimilación de compuestos nitrogenados y de especies de fosfatos (Giorgos & Dimitris, 2011). Asimismo se observaron incrementos de pH en 11 cultivos debido al proceso de fotosíntesis (formación de  $\text{HCO}_3^-$ ) (Falkowski & Raven, 2007), exceptuando el cultivo 1312, el cual presentó una disminución de pH (7.06) debido probablemente a su capacidad de utilizar compuestos alcalinos y la disminución de estos o formación de compuestos ácidos (e.g. ácido carbónico) durante el cultivo (Richmond, 1986).

La mayoría de las soluciones que contienen compuestos inorgánicos son relativamente buenos conductores eléctricos. A la inversa, la mayoría de compuestos orgánicos que no se disocian en solución acuosa (Yu, Su, Wu, Lee, Ju, & Yen, 2005). Se determinaron diferencias significativas con respecto a la conductividad inicial ( $159.31 \text{ mS m}^{-1}$ ), de los cuales 2 cultivos (1301 y 1312) sobresalen con decrementos de 7.3% y 14.1%

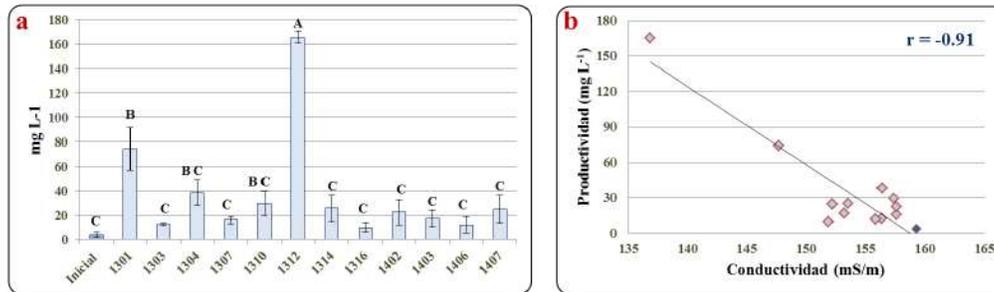
respectivamente (Figura 1b) debido a su capacidad para su consumo de solubles inorgánicos durante el crecimiento.



**Figura 50** Parámetros fisicoquímicos en el efluente al inicio y al término del cultivo. a pH. b conductividad eléctrica. Valores promedio ( $n=9$ )  $\pm$  EE. ANOVA 1 Vía. Letras diferentes indican diferencia significativa (Tukey,  $\alpha=0.05$ )

## Productividad de consorcios de microalgas

La productividad de ganancia en peso de cultivo en microalgas en condiciones al aire varia, con la temperatura, la intensidad de la luz, la profundidad del estanque y temporada y dependerá del sistema usado (Olguin, Galicia, Camacho, Mercado, & Perez, 1997). La producción de biomasa seca de microalga en condiciones no controladas de intemperie para un periodo de 12 días se observa en la Figura 2a con valores de 9.9 a 165.6 mg L<sup>-1</sup>. En contraste valores en efluentes PTAR con tratamiento de esterilización inicial tras 9 días de cultivos de *Chorella sp.* en condiciones controladas obtuvieron productividades de 410 a 670 mg L<sup>-1</sup> con concentraciones de 20mg L<sup>-1</sup> de N y 1.3 mg L<sup>-1</sup> de P (Sunja, Thanh, Dukhaeng, You-Kwan, & Taeho, 2011), por lo que se confirma como un medio de idoneo para el cultivo de microalgas. Las cosechas de los consorcios 1301 y 1312 destacan con eficiencias adquiridas de 74.2 mg L<sup>-1</sup> y 165.6 mg L<sup>-1</sup> respectivamente, los cuales con el control de algunos factores operacionales escalables economicamente como el uso de sistemas de aireación influirán altamente la alta tasa de conversión de contaminantes (nutrientes eutroficós) en el cultivo de microalgas (Eriksen, 2008). Se presentó una alta correlación lineal de Pearson de  $r = -0.91$  (ver Figura 2b), donde a mayor productividad, menor conductividad, el cual se presenta como un parámetro de control de cultivo concordando con lo reportado por Oswald (1988).



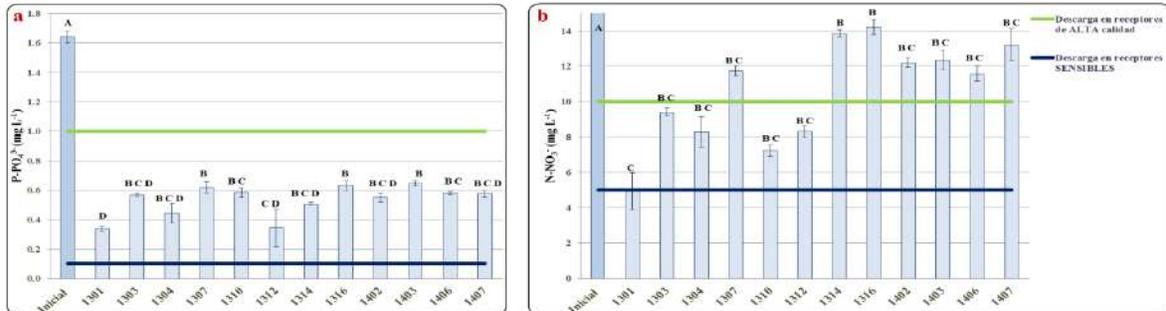
**Figura 51** Productividad. a Resultados de ganancia en peso seco en agua PTAR durante 12 días de cultivos. Promedio (n=3) ± EE. ANOVA 1 Vía. Letras diferentes indican diferencia significativa (Tukey,  $\alpha=0.05$ ). b Resultados de correlación de productividad y pH

## Remoción de nitrógeno (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y fósforo (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)

El efluente tratado utilizado en el presente experimento es descargado permanentemente hacia el Río Pesquería, NL, posterior a su cumplimiento con la NOM-001-SEMARNAT-1996 de los parámetros de calidad del agua. Dentro de estos parámetros se incluyen N y P total con un Límite Máximo Permisible (LMP) en descarga de: 15 – 60 y 5 – 30 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. En los últimos años, sin embargo, se ha demostrado que la concentración de N y P en descargas no es un indicativo confiable del riesgo de eutrofización, sino que el criterio ambiental realmente relevante, es la concentración final en el cuerpo receptor que recibe la descarga eutrófica (Veenstra, Alaerts, & Bijlsma, 1997). Donde, concentraciones bajas en el cuerpo receptor con LMP de N y P de 0.65 – 1.2 y 0.3 – 0.1 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente indican eutrofización (Nürnberg, 2001). Por ello en ciertos países se han fijado normativas estrictas para el control de descargas tal es el caso de la directiva 91/271/CEE aplicada en la unión europea que establece categorías LMP dependiendo de la población (baja de 10,000 a 100,000 y alta > 100,000) y el cuerpo receptor con concentraciones de 2 y 1mg L<sup>-1</sup> de P y de 15 y 10mg L<sup>-1</sup> respectivamente.

La remoción de nutrientes (N y P) obtenida para este ensayo, no tuvo una correlación significativa ( $p > 0.05$ ) con la productividad de las microalgas y los parámetros fisicoquímicos del efluente (pH y conductividad). Las concentraciones iniciales de nutrientes en el efluente, a pesar de cumplir con la NOM-001-SEMARNAT-1996 (de 1.64mg P L<sup>-1</sup> y 55.38mg N L<sup>-1</sup>), son capaces de afectar por eutrofización a sistemas receptores de alta calidad (Veenstra, Alaerts, & Bijlsma, 1997), considerando como regla general que cuanto más sensible sea el medio receptor de la descarga, mayor deberá ser la calidad del efluente. Mediante el cultivo de los consorcios de microalgas nativos, se encontraron tasas de asimilación de 61.4 a 79.2% para P y de 74.3 a 91.1% para N respectivamente, mejorando notablemente la calidad del agua tratada (ver figura 3a y b). Las concentraciones finales de fósforo tras haberse cultivado con microalgas se encontraron en 0.34 a 0.65mg L<sup>-1</sup> de P, asimismo el nitrógeno obtuvo un rango de

4.94 a 14.21 mgL<sup>-1</sup> de N, ubicándose dentro los LMP que indica la directiva 91/271/CEE.



**Figura 52** Concentración inicial y restante de nutrientes al término del cultivo de microalgas y descargas de acuerdo al sistema receptor (alta tolerancia y sensibilidad a eutrofización) (Veenstra *et al.*, 1997). a P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. b N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Promedio (n=6-9) ± EE. ANOVA 1 Vía. Letras diferentes indican diferencia significativa (Tukey, α=0.05)

## CONCLUSIONES

El pH tras el término de 12 días de cultivo mostró variaciones significativas con respecto al valor inicial del efluente tratado probablemente a la distinta capacidad de consumo de compuestos solubles inorgánicos y orgánicos.

La productividad calculada en base seca se encontró en un rango de 9.9 a 165.6 mg L<sup>-1</sup>, con una alta correlación (*r*) de -0.91 con la conductividad (rango: 136.9 – 159.3 mS m<sup>-1</sup>) en las cuales los cultivos 1301 y 1312 mostraron la mayor tasa de producción y disminución de conductividad.

El efluente tratado con los distintos consorcios algales obtuvo tasas de eliminación de 61.4 a 79.2% para P y 74.3 a 91.1% N mejorando altamente la calidad de descarga.

La amplia variedad de consorcios aislados nativos y su evaluación bajo diversas condiciones representan una opción viable para la mejora de la calidad de agua tratada (PTAR) previo a su descarga a sistemas receptores, además de obtener un subproducto potencialmente útil (microalgas).

## BIBLIOGRAFIA

AOAC. (1997). *Official Methods of Analysis*. En E. Horritz (Ed.). U.S.A: Association of Official Analytical Chemists.

De la Noue, J., Laliberte, G., & Proulx, D. (1992). Algae and waste water. *Journal of Applied Phycology* , 4 (3) 247–254.

Díaz, R., & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* . , 321, 926-928.

Eriksen, N. (2008). Jet Powered Engines. *BiotechThe technology of microalgal culturingnology Letters* . , 30 (9), 1525-1536.

European Commission . (1991). Directive concerning urban wastewater treatment (91/271/EEC).

Falkowski, P., & Raven, J. (2007). *Aquatic Photosynthesis*. . Princeton, NJ: Princeton University Press.

Giorgos, M., & Dimitris, G. (2011). Cultivation of filamentous cyanobacteria (blue-green algae) in agro-industrial wastes and wastewaters: A review. *Applied Energy* . , 88, 3389–3401.

López, C. U. (2005). The Effect of Chloro-complexation on Cadmium Uptake by Plants. *Tesis doctoral* , 17. Reino Unido: The University of Nottingham.

Mallick, N. (1975). Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: a review. . *BioMetals* . , 15, 377–390.

NOM-001-SEMARNAT-1996 . (06 de 01 de 1997). Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación* .

Nürnberg, G. (2001). Eutrophication and Trophic State.Lakeline. 29-33.

Olguin, E., Galicia, S., Camacho, R., Mercado, G., & Perez, T. (1997). Production of *Spirulina* sp. in sea water supplemented with anaerobic effluents in outdoor raceway under temperature climatic conditions. *Anglais* . , 48, 242-247.

Oswald, W. (1988). Large-scale algal culture (engineering aspects). En M. Borowitzka, & Y. Borowitzka (Edits.). *Microalgal biotechnology* Cambridge University Press.

Richmond, A. (1986). *Handbook of microalgal mass culture: Biotechnology and Applied Phycology*. . En *Blackwell Science Ltd*.

Sunja, C., Thanh, T. L., Dukhaeng, L., You-Kwan, O., & Taeho, L. (2011). Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production,. *Bioresource Technology* . , 102, 8639-8645.

Veenstra, S., Alaerts, G., & Bijlsma, M. (1997). Technology Selection. In: Helmer, R. and Hespanol, I.: *Water Pollution Control - A Guide to the Use of Water Quality Management Principles*. London: WHO/UNEP. Published on behalf of the United Nations Environment Programme, the Water Supply & Sanitation, Collaborative Council and the World Health Organization by E. & F. Spon.

Yu, I., Su, J., Wu, J., Lee, S., Ju, C., & Yen, H. (2005). Dietary modification for reducing electrical conductivity of piggery. *Wastewater* , 18 (9), 1343-1347.

## **B.26.P. Estudio retrospectivo de la estrategia de manejo de residuos químicos, biológicos y radioactivos en la UNAM**

G. Susana Cano, Facultad de Química, UNAM, Av. Universidad 3000, Col. Copilco, Distrito Federal 04510. México. Tel. 52 (55) 56 22 37 45.  
[suscad@yahoo.com](mailto:suscad@yahoo.com)

Irma C. Gavilán, Facultad de Química, UNAM, Av. Universidad 3000, Col. Copilco, Distrito Federal 04510. México. Tel. 52 (55) 56 22 37 45.  
[irmac@unam.mx](mailto:irmac@unam.mx)

Elvira Santos, Facultad de Química, UNAM, Av. Universidad 3000, Col. Copilco, Distrito Federal 04510. México. Tel. 52 (55) 56 22 37 45. [elvirass@unam.mx](mailto:elvirass@unam.mx)

### **RESUMEN**

Es evidente que la industria maneja grandes cantidades de residuos peligrosos, mientras que los laboratorios de docencia e investigación generan una menor cantidad de residuos pero más diversos. Sin embargo, existe similitud en el tipo de propiedades y características químicas por lo que es importante revisar algunas consideraciones sobre el manejo de los residuos peligrosos que se producen en centros docentes y de investigación. Debido a que se trabaja en pequeña escala la cantidad de residuos producidos es mínima, y se podría pensar que desecharlos no causa gran contaminación, sin embargo, el número de residuos que se genera es muy elevado y de gran variedad, algunos de ellos muy peligrosos, sin descartar que de algunos residuos generados en investigación se desconocen su peligrosidad. La Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) siempre ha demostrado ser pionera en la implementación de programas institucionales en beneficio de la sociedad mexicana, por tal motivo la responsabilidad de gestionar adecuadamente los residuos peligrosos en el campus es un compromiso moral, ético y legal donde la UNAM debe ser ejemplo, de ahí la importancia de contar con una estrategia de manejo y gestión de residuos en las entidades generadoras, lo cual permitirá reducir el riesgo potencial dentro del Campus Universitario

Dicha estrategia permitió conocer los residuos peligrosos generados e impulsar la concienciación de la comunidad lo que se traducirá en una cultura ambiental.

## **INTRODUCCION**

En la Universidad Nacional Autónoma de México se desarrollan diversas áreas del conocimiento, donde se realizan actividades de docencia e investigación, lo cual implica el uso y manejo de sustancias químicas, materiales radiactivos y la manipulación de microorganismos. Dichas actividades han provocado que existan institutos, facultades y otras entidades universitarias donde se generan residuos peligrosos químicos, que en muchas ocasiones carecen de control en su manejo para minimizar los riesgos en la comunidad universitaria.

En materia de residuos peligrosos químicos, el marco normativo mexicano incluye a la “Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente”, la “Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos”, los reglamentos de Residuos Peligrosos y de Impacto Ambiental, así como diversas Normas Oficiales Mexicanas (NOM’s), los cuales regulan el manejo de los residuos peligrosos y señalan como responsable directo del destino de éstos a los generadores, dichos instrumentos regulatorios son aplicables dentro del campus universitario, obligando a la UNAM a ser cuidadosa con el manejo de los residuos.

Consciente de esto, la UNAM creo el Programa de Manejo Adecuado de Residuos Peligrosos, mediante el cual se establecieron estrategias y procedimientos para prevenir, aprovechar y manejar de manera ambientalmente adecuada todos los tipos de residuos peligrosos. Uno de los fines de este programa, además de ampliar las oportunidades para reducir la generación de residuos peligrosos e incrementar la seguridad en su manejo en las distintas fuentes y condiciones de generación, es el cumplimiento de la legislación ambiental vigente.

## **OBJETIVO**

El objetivo del trabajo es presentar el análisis retrospectivo de la implementación de la estrategia de manejo y gestión de residuos químicos, biológicos y radiactivos en seis entidades de la UNAM, la cual se llevó a cabo en tres etapas;

- 1) Diagnóstico de generación,
- 2) Clasificación de los residuos identificados y
- 3) Implementación de la estrategia de separación y manejo por tipo de residuo, dando con esto cumplimiento a la normatividad vigente.

## **METODOLOGIA**

En el año de 2006 la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) a través del Comité Asesor de Protección Civil y Manejo Ambiental encabezados por la Secretaría Académica de la UNAM realizo un diagnóstico de generación en seis entidades dentro del campus universitario que debido a sus actividades de docencia e investigación eran

generadoras potenciales de residuos peligrosos, con objetivo de conocer el tipo y cantidad de residuos generados y dar cumplimiento a la legislación ambiental vigente; así como hacer una serie de recomendaciones para minimizar los impactos negativos al ambiente y maximizar la seguridad en torno al tema de los residuo peligrosos.

Este diagnóstico se llevó a cabo en los meses de enero a marzo de 2006 y en el cual se identificó el tipo de residuos peligros que se generaba en cada institución, dividiéndolos para su estudio en residuos peligrosos químicos (RPQ), residuos peligrosos biológicos infecciosos (RPBI) y residuos peligrosos radiactivos (RPR)

Las principales actividades desarrolladas fueron las siguientes:

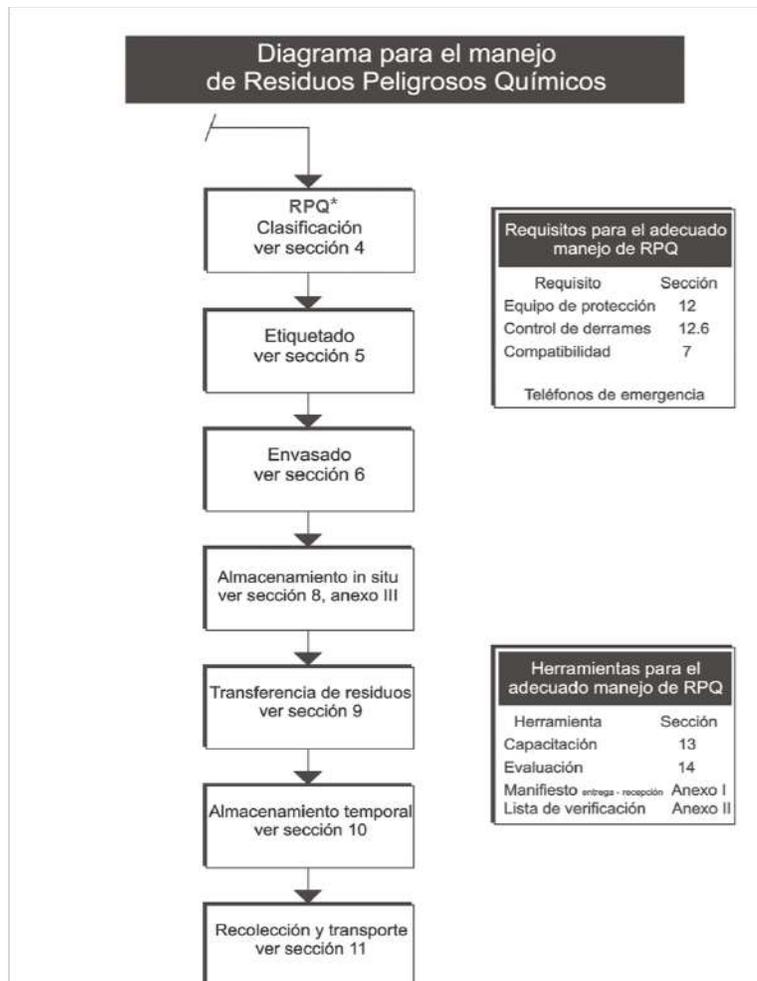
ACTIVIDADES	DESCRIPCIÓN
1. Diagnóstico de generación.	<ul style="list-style-type: none"> <li>a) Elaboración de cuestionario para las entrevistas relativo a la generación de residuos peligrosos en las dependencias.</li> <li>b) Entrevistas y aplicación de cuestionarios con autoridades responsables de cada dependencia.</li> <li>c) Entrevistas y aplicación de cuestionarios con los responsables del manejo de residuos en cada dependencia.</li> <li>d) Inventario de residuos acumulados conocidos y desconocidos.</li> <li>e) Identificación de las áreas de riesgo potencial por residuos peligrosos.</li> </ul>
2. Clasificación de los residuos identificados.	<ul style="list-style-type: none"> <li>f) Identificación del tipo de residuos sobre la base de su peligrosidad (RQ, RPBI y RR) y volumen.</li> </ul>
3. Implementación de la estrategia de separación y manejo por tipo de residuo.	<ul style="list-style-type: none"> <li>a) Difusión de la etiquetas de identificación de residuos y del sistema de separación in situ.</li> <li>b) Difusión de formatos solicitud para el tratamiento y/o disposición de residuos.</li> <li>c) Difusión de las fechas programadas para recolección de residuos.</li> <li>d) Platicas de sensibilización.</li> </ul>
4. Revisión de las acciones implementadas.	<ul style="list-style-type: none"> <li>a) Evaluación de los avances realizados con respecto a los hallazgos encontrados y las recomendaciones realizadas para cada tipo de residuos.</li> <li>b) Identificación de oportunidades de mejoras.</li> </ul>

## RESULTADOS Y DISCUSION

En el año 2013 se llevó a cabo la revisión de la implementación de la estrategia de separación y manejo por tipo de residuo en siguientes seis dependencias de la UNAM:

- Facultad de Química.
- Instituto de Fisiología Celular.
- Facultad de Medicina
- Instituto de Investigaciones en Materiales.
- Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia.
- Instituto de Biología.

Las etapas de la estrategia para el manejo de Residuos Peligrosos Químicos se presentan en la Figura 1



**Figura 53** Estrategia de separación y manejo por tipo de residuo.

Cabe señalar que para cada tipo de residuo se diseñó la estrategia para su separación y manejo con el fin de cumplir con la normatividad ambiental vigente y minimizar los riesgos asociados a éste tipo de residuos.

A continuación se muestra en la tabla 1. Los diferentes tipos de residuos que cada una de las dependencias generan así como la cantidad de éstos en el año 2006 y 2012.

Dependencia	Tipo y cantidad de residuos					
	RPQ		RPBI		RPR	
	2006	2012	2006	2012	2006	2012
Facultad de Química	9600 L	9120 L	---	--	133 L	200 L
	1200 kg	1004 kg	3360 kg	3360 kg	---	42 kg
Instituto de Fisiología Celular	600 L	629 L	1440 kg	1440 kg	24 kg	-
	Se desconoce	960 kg	---	--	36 L	-
Facultad de Medicina	Se desconoce	1248 L	Se desconoce	--	Se desconoce	24 L
	Se desconoce	564 kg	Se desconoce	144 kg	Se desconoce	18 kg

Instituto de Investigaciones en Materiales.	888 L	4620 L	----	-- -	---	- - -
	Se desconoce	2640 kg	— -	4 2 k g	—	- - -
Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia.	Se desconoce	8940 L	---	-- -	36 L	- - -
	3360 Kg	3984 kg	89 40 kg	7 5 2 4 k g	24 kg	- - - -
Instituto de Biología.	Se desconoce	144 L	---- -	-- --	---	- - -
	24 kg	36 Kg	42 0 kg	9 6 k g	---	- - -

**Tabla 21** Tipo de residuos peligroso y cantidades por dependencia de la UNAM.

En la tabla anterior y se puede observar los dos diagnósticos que se realizaron, observándose lo siguiente:

- Se desconoce, la generación en algunas dependencias en el 2006 ya que no se tenía un control sobre los residuos.
- La generación de residuos es variable dependiendo del tipo de experimentos o técnicas que se realizan en diferentes períodos.
- Los RPQ líquidos se refiere básicamente a disolventes halogenados y no halogenados y algunos residuos corrosivos, la generación de disolventes no halogenados se mantiene constante en general.
- La generación de residuos peligrosos radiactivos se ha visto disminuida con la implementación de la estrategia para el manejo de residuos peligrosos.

## CONCLUSIONES

Al llevar a cabo el estudio retrospectivo de la estrategia de manejo de residuos químicos, biológicos y radioactivos en la UNAM, nos podemos dar cuenta que las dependencias analizadas han incorporado dicha estrategia a su trabajo diario en la generación de residuos peligrosos.

Actualmente se tienen datos confiables sobre la generación de residuos, se cuenta con bitácoras de recolección y almacenamiento, se ha implementado al 100% el uso de etiquetas, y con ello la concientización sobre el manejo de estos.

Esta estrategia que se propuso en el 2006 y ha sido implementada en su totalidad en las seis dependencias analizadas lo que ha permitido educar al generador sobre los pasos a seguir desde la generación hasta la disposición final de su residuo, permitiendo así impactar otras áreas como son la de seguridad en los laboratorios y la minimización de los impactos al ambiente.

## BIBLIOGRAFIA

SEMARNAT . (08 de 10 de 2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. *Diario Oficial de la Federación* .

SEMARNAT. (30 de 11 de 2006). Reglamento de Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. . *Diario Oficial de la Federación* .

## **B.27.P. Arborización de Santiago de Chile: elección de especies para mejorar la calidad del aire**

Karina Corada, Johanna Morales y Margarita Préndez  
Laboratorio de Química de la Atmósfera, Departamento de Orgánica y  
Fisicoquímica, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, Universidad de  
Chile, Santiago, Chile  
[karycorada@gmail.com](mailto:karycorada@gmail.com), [johannaiv@gmail.com](mailto:johannaiv@gmail.com), [mprendez@ciq.uchile.cl](mailto:mprendez@ciq.uchile.cl)

### **INTRODUCCION**

La arborización urbana forma parte del desarrollo de un país porque comprende el cuidado de la diversidad, mejora la calidad de vida y abastece de zonas de recreación y descanso para sus habitantes. Las construcciones de edificios y la formación de ciudades hacia las alturas en espacios reducidos requieren efectuar intervenciones y transformaciones mediante el desarrollo de estrategias que permitan seleccionar las especies arbóreas más adecuadas para lograr una arborización sustentable, eficiente y relacionada a las necesidades del lugar y sus habitantes.

A nivel nacional, el estudio de especies para arborizar ha estado fuertemente relacionado al área forestal y arquitectónica dejando espacios para la investigación científica y la planificación arbórea en zonas urbanas desde la perspectiva química. Este estudio pretende contribuir a vincular ambas miradas entregando bases científicas que permitan un análisis más integral de las potencialidades de diferentes especies utilizables en la arborización urbana de Santiago, Región Metropolitana de Chile.

Los diferentes procesos efectuados por la vegetación influyen directamente en la química atmosférica. Hay algunos tan conocidos como la captura de CO<sub>2</sub> y la emisión de O<sub>2</sub>; menos conocida es la retención de material particulado (MP), la producción de ozono troposférico, la oxidación de metano o la producción global de CO y su efecto en el ciclo del carbono.

Los árboles eliminan los contaminantes del aire mediante la absorción de gases a través de los estomas de la hoja y mediante la interceptación y retención del MP en el aire sobre la superficie de la planta (Beckett, Freer-Smith, & Taylor, 2000), (Nowak, Crane, & Stevens, 2006). La captación del carbono acumulado en los árboles plantados se incrementará a través del tiempo, para luego comenzar a disminuir, esto debido a que podría darse que la pérdida de carbono de los árboles que mueren supere el carbono captado a través del crecimiento de los árboles existentes. De acuerdo a Morani et al., 2011, la máxima captación, se estima en 60.000, 23.000 y 11.000 toneladas para las tasas de 4, 6 y 8% de mortalidad, respectivamente.

A su vez, la formación de ozono troposférico es el resultado de reacciones entre los óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>) y compuestos orgánicos volátiles (COVs) emitidos desde diferentes fuentes naturales y antrópicas (Calogirou, Larson, & Kotzias, 1999).

Los COVs emitidos por fuentes naturales o COVs biogénicos (COVsB) forman parte de un gran conjunto de compuestos que incluyen alcanos, alquenos, carbonilos, alcoholes, ésteres, éteres y ácidos (Kesselmeier & Staudt, 1999), siendo los compuestos más estudiados el isopreno (C<sub>5</sub>H<sub>8</sub>) y los monoterpenos (C<sub>10</sub>H<sub>16</sub>). A pesar de que el rol isopreno aún no se entiende completamente, existen evidencias acerca de su función protectora al estrés oxidativo originado por shock de calor y/o exposición a ozono (Calfapietra, Mugnozza, Karnosky, F, & Sharkey, 2008).

La producción de los COVBs se origina en los diferentes tejidos vegetales y se emiten mediante diversos procesos fisiológicos, desprendiéndose de inmediato o almacenándose previamente en órganos especializados en hojas y tallos, según sea la especie (Pichersky & Gershenzon, 2002). Para el año 2000 la concentración de COVBs se estimaba en 84 TgC/año representando un 30% las emisiones de isopreno y un 25% las emisiones de monoterpenos (Atkinson & Arey, 2003). Actualmente, las emisiones de los COVBs varían entre 1200 y 1600 Tg C/año (Bon, y otros, 2011).

Este trabajo corresponde a un estudio químico de la vegetación urbana considerando sus emisiones de COVsB y evaluando la generación de ozono troposférico, así como la captura de MP, de modo de lograr una mejor arborización para la Región Metropolitana.

## **MATERIALES Y METODO**

### **Sitio de muestreo**

El muestreo se realiza en las dependencias de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas de la Universidad de Chile, ubicada en la comuna de Independencia en la ciudad de Santiago, Región Metropolitana de Chile (33,5° lat S y 70,6° long O) a 500 m promedio sobre el nivel del mar, durante los meses de diciembre 2012 y enero 2013.

### **Muestreo**

El trabajo se efectuó para especies arbóreas jóvenes (1,5-2m de altura): tres exóticas: *Quercus suber*, *Liquidambar styraciflua* y *Brachychiton populneus* y cuatro nativas: *Caesalpinia spinosa*, *Cryptocarya alba*, *Schinus molle* y *Quijalla saponaria*, siguiendo las recomendaciones de la Guía de Arborización Urbana, 2012.

El muestreo utilizó la técnica de encierro estático en una cámara incluyendo la medición de la radiación fotosintéticamente activa (RFA), la temperatura y la humedad relativa (HR) (Préndez, Carvajal, Corada, Morales, Alarcón, & Peralta, 2013). Se seleccionó una rama visualmente saludable, sin evidencia de herbivoría, plagas o enfermedad, como representativa de la especie a muestrear. Las mediciones se repitieron en la

misma rama para reducir la variabilidad de la muestra. Las muestras se colectaron en tubos de acero inoxidable rellenos con Tenax TA. La desorción y análisis de los terpenos se realizó utilizando un equipo de desorción térmica Perkin Elmer ATD-400, conectado automáticamente a un cromatógrafo de gases HP 5890 II con detector de ionización de llama (FID). Se realizaron 5 mediciones diarias (9:00 – 11:00– 13:00- 15:00 y 17:00), de media hora cada una, durante 4 días para cada especie. Al final del experimento las hojas se cortaron y secaron a una temperatura de 60 °C en una estufa (WTB-Binder) durante 48 horas para obtener la masa seca (biomasa) (Préndez, Carvajal, Corada, Morales, Alarcón, & Peralta, 2013).

## Identificación y cuantificación de COVBs

La identificación y cuantificación de los COVBs se realizó considerando los tiempos de retención ( $t_R$ ) de cada compuesto (Aragón, Atienza, & Climent, 2000), (Arnts, 2010). Se utilizaron curvas de calibración a partir de estándares certificados Sigma Aldrich para isopreno y 15 monoterpenos. Los límites de detección (LD) y cuantificación (LC) se calcularon como 3 y 10 veces sobre la desviación estándar, respectivamente (ecuaciones 1 y 2).

$$LD = 3 * \left( \frac{S_{y/x}}{b} \right) * \frac{\sqrt{(n-2)}}{\sqrt{(n-1)}} \quad (1)$$

$$LC = 10 * \left( \frac{S_{y/x}}{b} \right) * \frac{\sqrt{(n-2)}}{\sqrt{(n-1)}} \quad (2)$$

donde:  $S_{y/x}$  es la desviación estándar de la regresión;  $b$  es la pendiente de la recta y  $n$  el número de pares de datos.

A partir de las concentraciones se calcularon los factores de emisión de COVBs (FE) mediante la siguiente expresión matemática:

$$FE = \frac{(C \times Q)}{M} \quad (3)$$

donde: FE: Es el factor de emisión, expresado en  $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$

C: La concentración del compuesto, expresada en  $\mu\text{g m}^{-3}$

Q: El caudal de aire muestreado, expresado en  $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$

M: La masa de biomasa seca, expresada en gramos de hoja seca (ghs)

La estandarización de los valores se efectuaron mediante los algoritmos propuestos por Guenther et al. (1993) y utilizados por diversos autores (Owen, Harley, Guenther, & Hewitt, 2002), (Simon, Dumergue, Solignac, & Torres, 2005), (Padhy & Varshney, 2005), (Préndez; Peralta; Alarcón., 2008), (Préndez, Carvajal, Corada, Morales, Alarcón, & Peralta, 2013) usando una temperatura de 30°C y un flujo de RFA de 1000  $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ .

## Índice potencial formador de ozono, IPFO

Luego de la estandarización de los datos se calculó el Índice Potencial Formador de Ozono (IPFO) para cada especie arbórea en estudio (24), según:

$$IPFO = \sum FE_i * POCP_i \quad (4)$$

donde  $FE_i$  es el FE obtenido experimentalmente para cada COVBs individual y  $POCP_i$  es el Photochemical Ozone Creation Potencial calculados por Derwent et al. (2009) y Derwent (2011)<sup>14</sup> para cada COVBs.

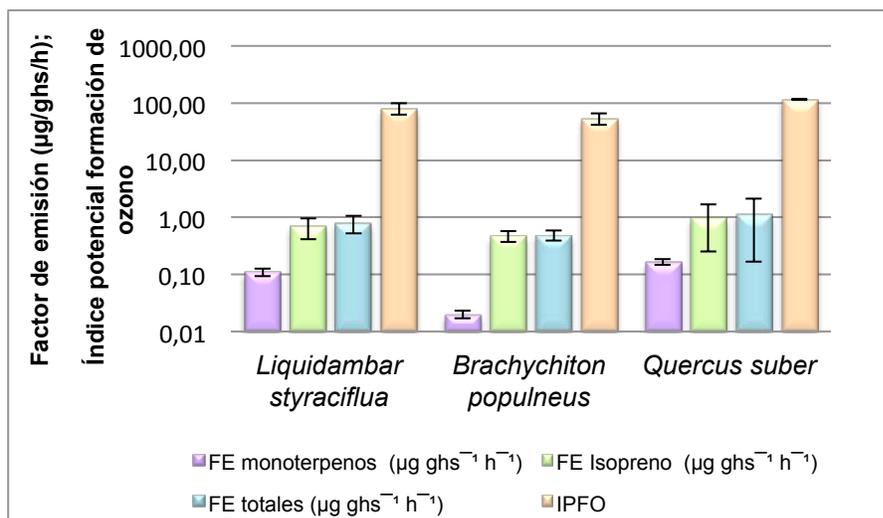
## RESULTADOS Y DISCUSION

### 1. Emisiones de COVsB y consecuencias

#### 1.1 Especies exóticas

Las tres especies exóticas estudiadas corresponden a árboles jóvenes que de acuerdo a la Corporación Nacional Forestal de Chile, CONAF, forman parte de las especies más utilizadas para la arborización urbana de la Región Metropolitana.

Desde el punto de vista químico estas especies presentan variaciones respecto de las emisiones de isopreno y de monoterpenos totales, como se muestra en la Figura 1.



**Figura 54** Factores de emisión promedio horario ( $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) de isopreno, monoterpenos, factores de emisión totales ( $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) para especies exóticas e índice potencial formador de ozono

<sup>14</sup> Comunicación personal

El isopreno es siempre el compuesto mayoritariamente emitido con un FE promedio de  $0,61 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ , y su variabilidad diaria es mayor en *Quercus subery Liquidambar styraciflua* que en *Brachychiton populneus*. El *Liquidambar styraciflua* tiene un FE 6 veces mayor de isopreno que de monoterpenos; el *Brachychiton populneus* tiene un FE 23 veces mayor y el *Quercus suber*, 13 veces mayor de isopreno que de monoterpenos. La especie que presenta los menores FE totales es el *Brachychiton populneus* con  $0,49 \pm 0,10 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$  y el menor IPFO ( $54,5 \pm 12,7$ ); el *Quercus suber* que tiene el mayor FE total con  $1,14 \pm 0,97 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$  y el mayor IPFO ( $117,54 \pm 0,68$ ). Estas diferencias se explican por los diferentes conjuntos de terpenos que presenta cada especie (Préndez, Carvajal, Corada, Morales, Alarcón, & Peralta, 2013).

Cuando se comparan los valores de FE de isopreno con los informados por Préndez et al, 2013, para otras especies exóticas (*Robinia pseudoacacia*, *Acacia dealbata*, *Betula pendula*, *Prunus ceraifera var. nigra pisardii*, *Prunus cerasifera* y *Olea europea*) las especies *Liquidambar styraciflua*, *Brachychiton populneus* y *Quercus suber* son las que menos emiten. La suma total de los FE de isopreno de las especies exóticas informadas en dicha referencia es de  $81,8 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ ; al incluir los FE de isopreno de las especies analizadas en este estudio dicho valor aumentaría sólo en  $2,1 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ . A la vez, el promedio de los FE totales informadas por Préndez et al, 2013 es de  $13,6 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ , a diferencia del promedio de los FE totales para *Liquidambar styraciflua*, *Brachychiton populneus* y *Quercus suber* quees 19 veces menor.

## 1.2 Especies nativas

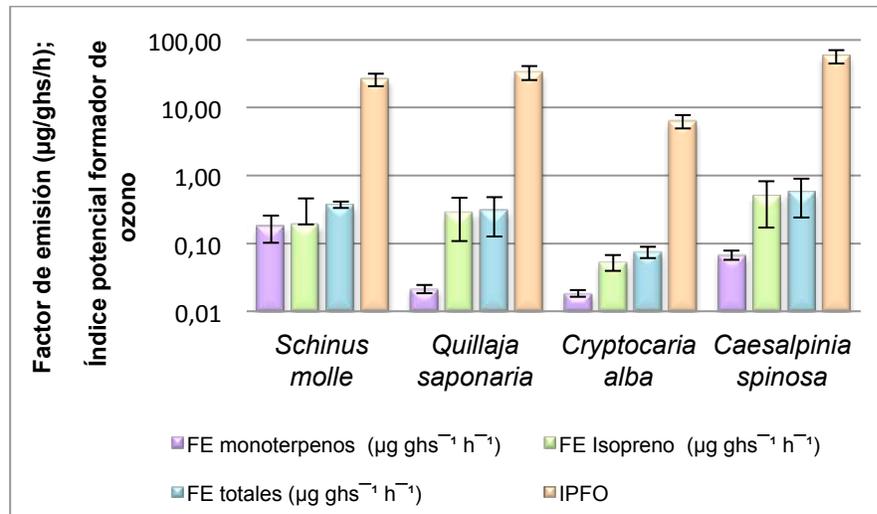
Tres de las cuatro especies seleccionadas son recomendadas por la Guía de Arborización Urbana, 2012); ellas son *Schinus molle*, *Quillaja saponaria* y *Cryptocaria alba*.

Desde el punto de vista químico (*Schinus molle*, *Quillaja saponaria* y *Cryptocaria alba*) presentan los menores FE, como se puede observar al comparar la Figura 2, con la Figura 1. *Cryptocaria alba* muestra el menor FE =  $0,05 \pm 0,01 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ . Por su parte, *Caesalpinia spinosa* es la especie que presenta el mayor FE de isopreno con  $0,50 \pm 0,33 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ . El valor promedio para isopreno para estas especies nativas es  $0,26 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ , dos veces menor al de las especies exóticas. En el caso del *Schinus molle* los FE de isopreno y monoterpenos son similares,  $0,19 \pm 0,27 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$  y  $0,18 \pm 0,08 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ , respectivamente. En el caso de *Quillaja saponaria* el FE total está básicamente dado por el FE de isopreno.

Con respecto al índice potencial formador de ozono, *Caesalpinia spinosa* es la especie con el mayor IPFO ( $57,6 \pm 13,29$ ) y *Cryptocaria alba* alrededor de 10 veces menor (IPFO:  $6,32 \pm 1,4$ ). *Schinus molle* y *Quillaja saponaria* tienen valores de IPFO cercanos entre si,  $26 \pm 5,3$  y  $33 \pm 7,7$ , respectivamente.

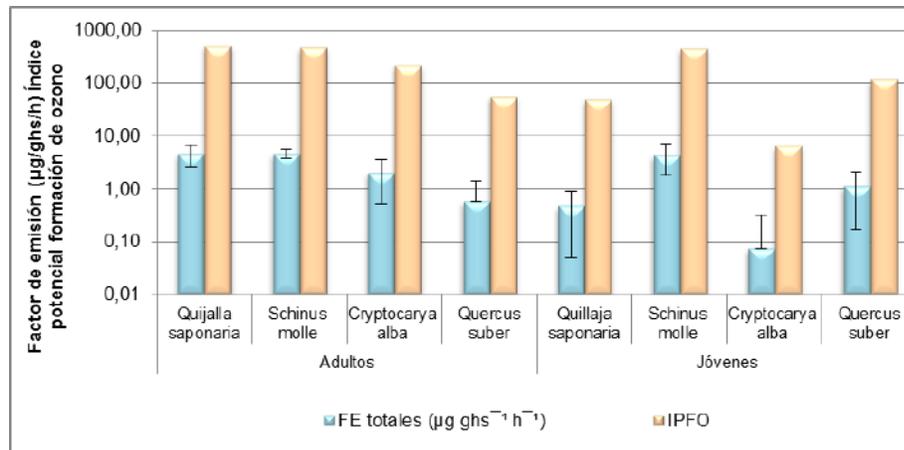
Cuando se comparan los valores de FE de isopreno *Schinus molle*, *Quillaja saponaria*, *Cryptocaria alba* y *Caesalpinia spinosa* con los informados por Préndez et al, 2013 para otras especies nativas (*Schinus molle*, *Cryptocarya alba*, *Acacia caven* y *Maytenus*

*boaria*) no se observan grandes diferencias. La suma de los FE de isopreno de las especies nativas en dicho artículo es de  $9,08 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ ; al incluir los FE de isopreno de las especies estudiadas de este informe el aumento sería sólo del  $1,03 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ . El promedio de los FE totales en Préndez et al, 2013 es de  $2,27 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$  y promedio de los FE totales para *Schinus molle*, *Quillaja saponaria*, *Cryptocaria alba* y *Caesalpinia spinosa* es 9 veces menor (FE total promedio este estudio  $0,26 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ ).



**Figura 55** Factores de emisión promedio horario ( $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) de isopreno, monoterpenos, factores de emisión totales ( $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) para especies nativas e índice potencial formador de ozono

La Figura 3 muestra los FE totales de las especies nativas *Quijalla saponaria*, *Schinus molle* y *Cryptocarya alba* y de la especie exótica *Quercus suber* para edades diferentes. Las especies adultas en conjunto promedian FE de  $3,0 \pm 1,7 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$  superando dos veces a las especies jóvenes que promedian un FE total de  $1,5 \pm 1,7 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ . El *Schinus molle* es la especie que, independientemente de su edad, presenta los mayores FE totales (FE totales en adulto de  $4,7 \pm 0,9 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$  y en joven de  $4,4 \pm 2,6 \mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$ ).



**Figura 56** Factores de emisión (FE) totales expresado en  $\mu\text{g ghs}^{-1} \text{h}^{-1}$  e índice potencial formador de ozono (IPFO) para especies exóticas y nativas a diferentes edades

## 2. Captación de material particulado

Las características de las hojas influyen en la cantidad de contaminantes depositada en su superficie. Los árboles de hoja perenne y mayor superficie, cumplen mejor la función de retención a lo largo del año que los de hoja caduca y, además, permiten un mejor asentamiento en las hojas. Se ha comprobado que la absorción anual de polvo en hojas resinosas es mayor que en las frondosas. No obstante, se ha constatado que no sólo son las hojas las captadoras de polvo, sino todo el entramado de ramas y ramillas las que también se cargan de polvo. Por lo tanto los árboles con estructuras complejas son capaces de retener mayor cantidad de material particulado (Hoffmann, 1998), (Carvajal V. , 2011) (Beckett, Freer-Smith, & Taylor, 2000). En este trabajo, las cuatro especies nativas y el *Brachychiton populneus* son de hojas perennes.

La Guía de Arborización Urbana, 2012 identifica al *Brachychiton populneus* como una especie recomendada, pues se adapta bien en las distintas comunas de la Región, tiene bajos requerimientos hídricos y tolera temperaturas extremas presentando un buen desarrollo. Por otra parte, el *Quercus subery* el *Liquidambar styraciflua* presentan algunas limitaciones: el *Quercus suberes* susceptible a plagas y enfermedades, no es recomendable en zonas de alta contaminación atmosférica y el *Liquidambar styraciflua* tiene altos requerimientos hídricos, requiere suelos ricos en materia orgánica y no es apto para las calles, ya que levanta el pavimento.

Por otra parte, la Guía de Arborización Urbana, 2012) recomienda la arborización con las especies nativas: *Schinus molle*, *Quijalla saponaria* y *Cryptocaria alba*. Dicha recomendación se basa en su rápida adaptación a los suelos y a las condiciones climáticas, necesitando bajas cantidades del recurso hídrico, sin problemas sanitarios importantes y con desarrollo rápido.

El Cuadro 1 muestra un resumen de las distintas cualidades que presentan las especies estudiadas desde la perspectiva ambiental urbana.

**Cuadro 14** Características favorables de las especies exóticas y nativas estudiadas

	Especies exóticas			Especies nativas			
	<i>Liquidambar styraciflua</i>	<i>Brachychiton populneus</i>	<i>Quercus suber</i>	<i>Schinus molle</i>	<i>Quillaja saponaria</i>	<i>Cryptocarya alba</i>	<i>Caesalpinia</i>
Bajas emisiones de COVsB	-	+	-	+	+	+	
Bajo IPFO	-	+	-	+	+	+	
Siempre verde		+		+	+	+	
Alta densidad de follaje	+			+			
Bajo requerimiento hídrico	-	+		+	+	+	
Tamaño	+		+		+	+	
Alta tasa de crecimiento	+		+			+	
Hojas rugosas, resinosas u otra		+		+	+	+	

El cuadro 1 destaca que *Brachychiton populneus* y todas las especies nativas poseen hojas con mejores cualidades para la retención de partículas; además, poseen estructuras complejas y alta densidad de follaje y emiten menos compuestos químicos potencialmente generadores de ozono troposférico.

## CONCLUSIONES

La interacción del árbol con su ambiente, ya sea positiva o negativa desde el punto de vista humano, permite ordenar su contribución a la química atmosférica, encontrándose que la mayoría de las especies nativas poseen mejores cualidades para la retención de material particulado y menor generación de O<sub>3</sub>.

La elección de las especies arbóreas urbanas debe considerar un conjunto de factores que incluyen, entre otros, los decorativos, el espacio y tipo de follaje (caducos y siempre verdes), el tamaño de los árboles, la forma de la copa o silueta, la densidad de sombra proyectada, el clima y origen de la especie; la longevidad y velocidad de crecimiento, los requerimientos de sol, agua y riego, el tipo de suelo y niveles de rusticidad y la calidad del aire o su nivel de contaminación.

El Gobierno de Chile (Gobierno de Chile, 2009), indica que el arbolado urbano de Santiago descontamina en promedio 0,7% en invierno y 3% entre octubre y mayo. La menor captura de contaminantes en invierno está asociada al alto porcentaje de árboles caducifolios en la ciudad. La tasa de captura de contaminantes de los árboles de la capital alcanza entre 12,3 - 12,5 g m<sup>-2</sup>. Se capturan entre 2700 a 3500 toneladas de contaminantes anualmente que corresponden a 2240 toneladas de PM<sub>10</sub>, 250 toneladas de NO<sub>2</sub>, 110 toneladas de CO y 650 toneladas de O<sub>3</sub>. Una sustitución de árboles exóticos por especies nativas, traería un clara aumento de los beneficios, generando una menor producción de ozono y un incremento en la captura de PM.

Dado que la contaminación del aire afecta a la salud humana, resultan factores relevantes las concentraciones de contaminantes del aire en las zonas pobladas (Nowak, Dwyer., 2007) y los lugares específicos en los cuales se debe instalar el arbolado (Grove, O'Neil-Dunne, Pelletier, Nowak, & Walton, 2006), variables no analizadas hasta ahora para el arbolado de Santiago de Chile y que resulta una tarea pendiente.

## BIBLIOGRAFIA

Aragón, P., Atienza, J., & Climent, M. (2000). Analysis of Organic Compounds in Air: A Review. *Critical Reviews in Analytical Chemistry* , 30 (2 -3), 121-151.

Arnts, R. (2010). Evaluation of adsorbent sampling tube materials and Tenax-TA for analysis of volatile biogenic organic compounds. *Atmospheric Environment* , 44, 1579-1584.

Atkinson, R., & Arey, J. (2003). Gas-phase tropospheric chemistry of biogenic volatile organic compounds: a review. *Atmospheric Environment* , 37, 197-219.

Beckett, P., Freer-Smith, P., & Taylor, G. (2000). Effective tree species for local air-quality management. *Journal of Arboriculture* , 26:12-19.

Bon, D., Ulbrich, I., Gouw, J., Warneke, C., Kuster, W., Alexander, M., y otros. (2011). Measurements of volatile organic compounds at a suburban ground site (T1) in Mexico City during the MILAGRO 2006 campaign: measurement comparison, emission ratios, and source attribution. *Atmospheric Chemistry and Physics* , 11, 2399-2421.

Calfapietra, C., Mugnozza, G., Karnosky, D., F, L., & Sharkey, T. (2008). Isoprene emission rates under elevated CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> in two field-grown aspen clones differing in their sensitivity to O<sub>3</sub>. *New Phytologist* , 179, 55-61.

Calogirou, A., Larson, B., & Kotzias, D. ( 1999). Gas-phase terpene oxidation products: A review. *Atmospheric Environment* , 33, 1423-1439.

Carvajal, V. (2011). Contribución al inventario de emisiones de compuestos orgánicos volátiles biogénicos del arbolado urbano de la Región Metropolitana. *Tesis de Magíster en Gestión y Planificación Ambiental* . Universidad de Chile.

Carvajal, V., Corada, K., & Préndez, M. (17-20 de 06 de 2012). Improving The Use Of Urban Forests As A Tool For Decontamination Strategies. *Urban Environmental Pollution, Creating Healthy, liveable Cities* . Amsterdam, Holanda.

Derwent, R., Jenkin, M., Passant, N., & Pilling, M. (2009). Reactivitybased strategies for photochemical ozone control in Europe. *Environmental science & policy* , 10: 445 – 453.

Gobierno de Chile, C. p. (2009). “Camino al Bicentenario, Propuestas para Chile” en su capítulo IV. . *Forestación urbana, una alternativa real para combatir la contaminación ambiental* .

Grove, J., O’Neil-Dunne, J., Pelletier, K., Nowak, D., & Walton, J. (2006). A report onNew York City’s Present and Possible Urban Tree Canopy. Burlington, VT: University of Vermont, USDA Forest Service.

Guenther, A., Zimmerman, P., & Harley, P. (1993). Isoprene and monoterpenevariability: model evaluations and sensitivity analysis. . *Journal of Geophysical Research* , 98, 12609-12617.

Guía de Arborización Urbana. (2012). Especies para la Región Metropolitana de Santiago. Asociación Chilena de Profesionales del Paisaje.

Hoffmann, A. (1998). El árbol urbano en Chile. Ediciones Fundación Claudio Gay.

Kesselmeier, J., & Staudt, M. (1999). Biogenic Volatile Organic Compounds (VOC): An Overview on Emission, Physiology and Ecology. *Journal of Atmospheric Chemistry* , , 33, 23-88.

Morani, A., Nowak, D. J., Hirabayashi, S., & Calfapietra, C. (2011). How to select the best tree planting locations to enhance air pollution removal in the MillionTreesNYC initiative. *Environmental Pollution* , 159, 1040-1047.

Nowak, D., & Dwyer, J. (2007). Understanding the benefits and costs of urban forest ecosystems. En J. Kuser (Ed.). Springer: Urban and Community Forestry in the Northeast.

Nowak, D., Crane, D., & Stevens, J. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. . *Urban Forest & Urban Greening* , 4, 115 - 123.

Owen, S., Harley, P., Guenther, A., & Hewitt, C. (2002). Light dependency of VOC emissions from selected Mediterranean plant species. . *Atmospheric Environment* , 36, 3147-3159.

Padhy, P., & Varshney, C. (2005). Isoprene emission from tropical tree species. *Environmental Pollution* , 135, 101-109.

Pichersky, E., & Gershenzon, J. (2002). The formation and function of plant volatiles: perfumes for pollinator attraction and defense. . *Current Opinion in Plant Biology* , 5, 237-243.

Préndez, M., Carvajal, V., Corada, K., Morales, J., Alarcón, F., & Peralta, H. ( 2013). Biogenic volatile organic compounds from the urban forest of the Metropolitan Region. En *Environmental Pollution* (págs. 1-8.). Chile.

Préndez, M., Peralta, H., & Alarcón, F. (1-3 de 10 de 2008). Emisiones biogénicas, otro criterio de selección del arbolado urbano como herramienta en el mejoramiento de la calidad aire. *4º Congreso Chileno de Ciencias Forestales* . Talca, Chile.

Simon, V., Dumergue, L., Solignac, G., & Torres, L. (2005). Biogenic emissions from *Pinus halepensis*: a typical species of the Mediterranean area. . *Atmospheric Research* , 74, 37-48.

## **B.28.P. Muestreo de suelos contaminados por hidrocarburos en la región sur del Estado de Veracruz, México**

### **Sampling of soils contaminated with hydrocarbons in the southern region of the State of Veracruz, Mexico**

Graciela Ruth Delgadillo García<sup>1</sup>, Sandra Paola Ortiz Robledo<sup>1</sup>, Jorge Ortiz Gómez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Departamento de Ciencias Químicas, Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán Universidad Nacional Autónoma de México, Campo No. 1. Av. 1 de mayo, Sta. María Las Torres, Cuautitlán Izcalli, Estado de México, México. CP 54740. [gradel0608@hotmail.com](mailto:gradel0608@hotmail.com), [sandriux\\_pao@hotmail.com](mailto:sandriux_pao@hotmail.com)*

## **RESUMEN**

En México la actividad petrolera ha ocasionado la afectación del suelo, debido a ello, se realizó un muestreo del área aledaña a un pozo localizado en la región sur del Edo. De Veracruz, México. Objetivo: Determinar la concentración de hidrocarburos fracción ligera (HCFL), fracción media (HCFM), e hidrocarburos fracción pesada (HCFP); acorde a lo señalado en la norma NOM-138-SEMARNAT/SS-2003. Metodología: Se obtuvieron nueve muestras para los análisis correspondientes en base al procedimiento para la obtención de muestras de suelo, con el método ASTM D 1452-80. La determinación de Hidrocarburos Fracción Ligera se llevo a cabo por los métodos de preparación y análisis EPA 5030 y EPA 8015, respectivamente; mientras que la Fracción Media se realizó por los métodos EPA 3550 (extracción) y EPA 80150 (cuantificación) por cromatografía de gases; para la Fracción pesada los métodos utilizados son el EPA 9071B para la extracción de los HCFP del suelo con n-hexano y su purificación y determinación gravimétrica por el método EPA 1664A a partir de la muestra del extracto con n-hexano de suelo, cribada y secada con Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> anhidro y procesada con sílica gel estandarizada. Resultados: Del área muestreada presentan afectación por hidrocarburos en las diferentes fracciones 2 de los 9 puntos de muestreo, debido a que su concentración se encuentra por encima de los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-138-SEMARNAT/SS-2003 para suelos de uso industrial. Conclusiones: La normatividad ambiental permite establecer los límites máximos permisibles, para las sustancias que afectan o pueden afectar al medio ambiente, en este caso a los suelos, por lo que es fundamental realizar este tipo de muestreo y análisis, para conocer el grado de afectación del suelo y poder establecer medidas de remediación.

**Palabras Claves:** HCFL, HCFM, HCFP, EPA, NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, ASTM D 1452-80.

## ABSTRACT

In Mexico the activity related with the petroleum has caused the affectation of the soil, because of that, was performed a sampling of the surrounding area to a pit localize on the south region of the state of Veracruz, Mexico. Objective: Determine the concentration of hydrocarbons light fractions (HLF), medium fraction (HMF), and hydrocarbons heavy fraction (HHF), according to what its indicated on the norm NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, Methodology: It was obtain nine samples for the corresponding analysis in base whit the procedure for obtaining soil samples, whit the ASTM D 1452-80 method. The determination of Hydrocarbons light fraction was made according whit the EPA 5030 Method of preparation and EPA 80150 analysis method, while the Medium Fraction was made by the EPA 3550 extraction method and EPA 80150 quantification method by chromatography of gases, for the heavy fraction were used the EPA 9071B for the extraction of Hydrocarbons heavy Fraction of the soil whit n-hexane its purification and gravimetric determination by the EPA 1664A method from the sample of the extract whit n- hexane of the soil, sieved and dried whit Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> anhydrous and processed whit silica standardize gel. Results:From the sampled area present affectation for hydrocarbons in the different fractions 2 of the 9 points of the sample, because its concentration is higher than the maximum permissible established on the NOM-138-SEMARNAT/SS-2003 for soils of industrial use. Conclusions: The ambient normativity permits to establish the maximum permissible levels, for the substances that affect or can affect the environment, in this case to the oils, for what its fundamental make this kind of samplings and analysis, to know the degree of affectation of the soil and the power to establish remediation measures.

**Keywords:** HLF, HMF, HHF, EPA, NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, ASTM D 1452-80.

## OBJETIVO

Determinar la concentración de hidrocarburos fracción ligera (HCFL), fracción media (HCFM), e hidrocarburos fracción pesada (HCFP); acorde a lo señalado en la norma NOM-138-SEMARNAT/SS-2003.

## INTRODUCCION

En México la actividad petrolera ha ocasionado la afectación del suelo, debido a ello, se realizó un muestreo del área aledaña a un pozo localizado en la región sur del Edo. De Veracruz, México.

El suelo es el material no consolidado compuesto por partículas inorgánicas, materia orgánica, agua, aire y organismos, que comprende desde la capa superior de la superficie terrestre hasta diferentes niveles de profundidad.

Un suelo contaminado con hidrocarburos es aquel en el cual se encuentran presentes hidrocarburos que por sus cantidades y características afecten la naturaleza del suelo.

Los Hidrocarburos son compuestos químicos, constituidos principalmente por átomos de carbono e hidrógeno. Los HCFL es una mezcla de hidrocarburos cuyas moléculas contengan cadenas lineales entre cinco y diez átomos de carbono ( $C_5$  a  $C_{10}$ ). Los HCFM es una mezcla de hidrocarburos cuyas moléculas contengan cadenas lineales entre diez y veintiocho átomos de carbono ( $C_{10}$  a  $C_{28}$ ) y los HFCP es una mezcla de hidrocarburos cuyo peso molecular sea mayor a  $C_{28}$ .

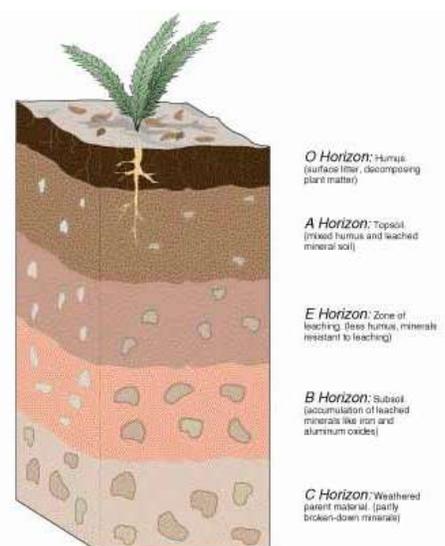
La política de mejoramiento de terrenos contaminados, ha hecho que la población tome conciencia de los problemas asociados a la contaminación del suelo. Muchos estudios de caracterización se han efectuado sobre diferentes tipos de terrenos contaminados, con el objetivo principal de rehabilitarlos una vez que sea necesario. El muestreo de suelos constituye una parte importante del estudio de la caracterización de un sitio; asimismo, es parte integral de la restauración de los mismos.

Existen tres estrategias primarias para remediar sitios contaminados por hidrocarburos que pueden ser usadas de forma independiente o en conjunto, y son las siguientes:

- Destrucción o alteración de contaminantes.
- Extracción o separación de los contaminantes del medio ambiente.
- Inmovilización de contaminantes.

La serie de tecnologías que son capaces de destruir al contaminante realizan ésta tarea a través de la alteración de su estructura química por métodos térmicos, biológicos o químicos. Estas tecnologías pueden aplicarse *in-situ* o *ex-situ*.

Las diferentes formas de muestreo de sólidos deben de tomar en cuenta, diversas particularidades asociadas al suelo. En efecto, el suelo se distingue de los otros medios como agua y aire por su grado de heterogeneidad. En virtud de los diferentes modos de depositación geológica, la naturaleza y la composición del suelo pueden variar rápidamente en espacios pequeños tanto en el plano horizontal como en el vertical. Los suelos de superficie frecuentemente son alterados por la acción del hombre. Por lo anterior, el tipo de contaminante, el grado de saturación del agua y el nivel de contaminación de un sitio, puede mostrar una gran variabilidad dependiendo de las actividades que se hayan realizado sobre el mismo. Ciertos terrenos pudieron haber sido contaminados por fugas



provenientes de depósitos subterráneos o por toda actividad contaminante de superficie.

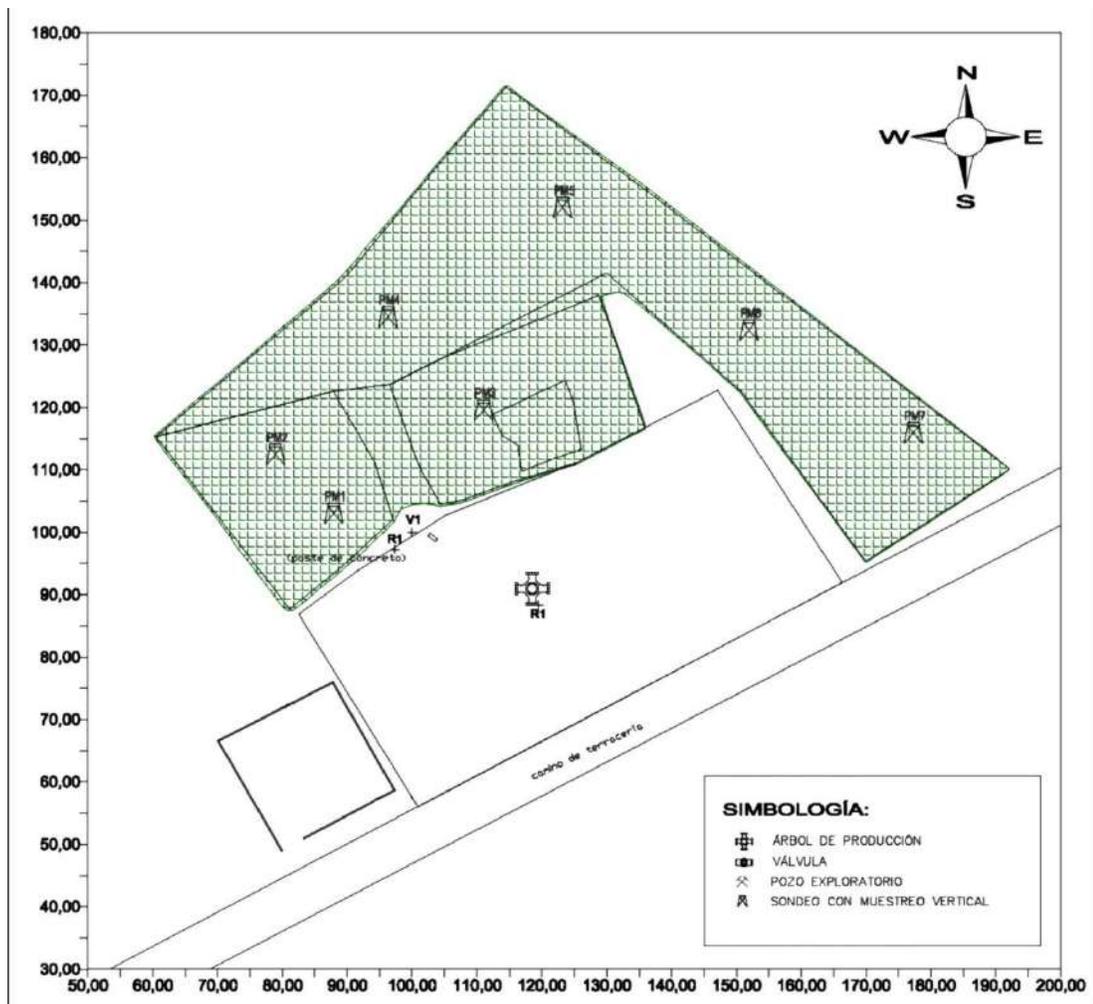
El principal objetivo que se persigue, consiste en demostrar la presencia de contaminación en el suelo, definir el grado de contaminación, la distribución espacial y la incidencia de los contaminantes, así como sus posibles efectos sobre la salud, el medio ambiente y bienes materiales.

La identificación de los parámetros a analizar es un elemento esencial para la planeación de un programa de muestreo. Considerando el alto costo de los análisis químicos, es necesario el realizar una elección juiciosa de los parámetros a analizar para todos y cada uno de los casos. La mayor parte de los análisis permiten identificar y cuantificar directamente los contaminantes presentes en el medio.

## **METODOLOGIA**

Para la determinación de hidrocarburos en el área afectada, se llevo a cabo un muestreo del tipo Sistemático Dirigido, realizándose a diferentes profundidades hasta alcanzar un estrato de suelo no contaminado basándose en sus características físicas.

El muestreo consistió en coleccionar 9 muestras simples de suelo (provenientes de 7 puntos de muestreo) en el área aledaña al pozo con la finalidad de determinar la concentración de hidrocarburos fracción ligera, media y pesada e hidrocarburos específicos (BTEX) y HAP's.



El procedimiento para la obtención de muestras de suelo para la determinación de hidrocarburos, está basado en el método ASTM D 1452-80.

### Procedimiento de muestreo:

1. Se ubican los puntos de muestreo, de acuerdo a las características y condiciones del terreno.
2. Se obtiene la muestra perforando el suelo alcanzando una profundidad deseada, vertiendo el contenido en un recipiente cuya capacidad sea tal que permita contener la cantidad suficiente de muestra para la determinación de los parámetros requeridos.
3. Todos los viales y frascos se rotulan en campo de acuerdo a una nomenclatura que permita tener un control del origen y destino de la muestra contenida en él.
4. Las muestras son transportadas en hielera a 4°C para su posterior análisis.
5. Se transporta al laboratorio para proceder a realizar estudios analíticos de las muestras.

## Determinación analítica

La determinación de Hidrocarburos Fracción Ligera (HCFL), se llevo a cabo por los métodos de preparación y análisis EPA 5030 y EPA 8015, respectivamente; mientras que la Fracción Media (HCFM) se realizó por los métodos EPA 3550 (extracción) y EPA 8015 (cuantificación) por cromatografía de gases; para la Fracción Pesada (HCFP), los métodos utilizados son el EPA 9071B.

Para la extracción con n-hexano y su purificación y determinación gravimétrica por el método EPA 1664A a partir de la muestra del extracto con n-hexano de suelo, cribada y secada con Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> anhidro y procesada con sílica gel estandarizada.

Con respecto a los BTEX los métodos de preparación y análisis son el EPA 5030 y EPA 8260, respectivamente. Asimismo, los HAP's se prepararon y analizaron con los métodos EPA 3550 y EPA 8270, respectivamente.

Los análisis de fracción ligera y media, así como para los hidrocarburos específicos, se reportan las concentraciones individuales para cada una de las muestras del área en mg/kg en base seca.

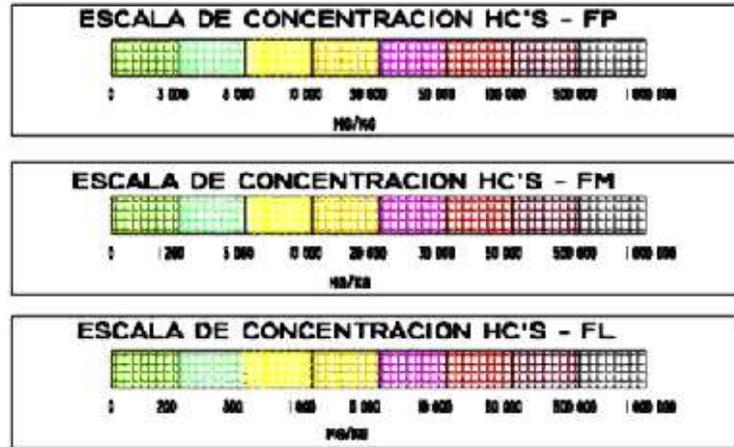
## RESULTADOS Y ANALISIS DE RESULTADOS

Tabla 1.1 Datos Básicos

DESCRIPCIÓN	CANTIDAD
PUNTOS DE MUESTREOS (PM)	07
MUESTRAS TOTALES	08

Tabla 1.2 Muestreo Área aledaña.

	PROF. PROM. m	PUNTOS DE MUESTREO	ESPESOR m	CONCENTRACIONES PROM. PARA SUELOS DE USO INDUSTRIAL		
				HC's - FL EN mg/Kg.	HC's - FM EN mg/Kg.	HC's - FP EN mg/Kg.
SUELO	0,50 – 1,00	P1M1	0,50	303,31	6 527,0	9 826,0
	1,00 – 1,15	P1M2	0,15	< 94,75	279,0	207,6
	0,50 – 1,20	P2M1	0,70	< 125,00	121,0	1 434,8
	0,30 – 1,10	P3M1	0,80	555,73	17 642,0	16 894,0
	1,10 – 1,30	P3M2	0,20	218,08	101,0	579,0
	0,70 – 2,00	P4M1	1,30	< 108,58	58,0	2 998,2
	0,60 – 1,60	P5M1	1,00	< 116,21	85,0	1 450,0
	0,70 – 1,60	P6M1	0,90	< 121,93	106,0	845,4
	0,50 – 1,60	P7M1	1,10	< 119,00	66,0	130,1
				CONCEN. CONTAMINADAS > 500 mg/kg	CONCEN. CONTAMINADAS > 5 000 mg/kg	CONCEN. CONTAMINADAS > 6 000 mg/kg



NOTA: Para el volumen contaminado se consideran las concentraciones en base a la NOM-138-SEMARNAT/SS-2003.

**Tabla 2.1 Resultados Analíticos de Muestras Contaminadas.**

PUNTOS DE MUESTREO	PROFUNDIDAD	RESULTADOS ANALÍTICOS DE BTEX			
		Benceno (mg/Kg)	Tolueno (mg/Kg)	Etilbenceno (mg/Kg)	Sumo de Xilenos (m, p-Xileno y o-Xileno) (mg/Kg)
P1M1	0,50	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25
P1M2	0,15	< 0,99	< 0,99	< 0,99	< 0,99
P3M1	0,80	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25
P3M2	0,20	< 1,13	< 1,13	< 1,13	< 1,13

LIMITE MÁXIMO PERMISIBLE PARA HIDROCARBUROS ESPECÍFICOS PARA SUELO INDUSTRIAL EN MG/KG BASE SECA			
	LIMITE MAXIMO	NO REBASA EL LIMITE MAXIMO	FUERA DE NORMA
TOLUENO	100 MG/KG		
ETILBENCENO	25 MG/KG		
BENCENO	15 MG/KG		
XILENOS (p-XILENO Y o-XILENO)	100 MG/KG		

**Tabla 3.1. Resultados analíticos por muestra y la concentración de las diferentes fracciones de hidrocarburos analizadas.**

P u n t o d e M u e s t r e o	E s t r a t o	Profundidad		E s p e s o r	Concentración		
		S u p e r i o r	I n f e r i o r		Hid r o c a r b u r o s F r a c i o n L i g e r a  (mg/ kg)	Hid r o c a r b u r o s F r a c i o n M e d i a  (mg/ kg)	Hid r o c a r b u r o s F r a c i o n P e s a d a  (mg/ kg)
P M 1	1	0, 5 0	1 , 0 0	0 , 5 0	303, 31	<b>6 527, 00</b>	<b>9 826, 00</b>
P M 1	2	1, 0 0	1 , 1 5	0 , 1 5	< 94,7 5	279, 00	207, 60
P M 3	1	0, 3 0	1 , 1 0	0 , 8 0	<b>555, 73</b>	<b>17 642, 00</b>	<b>16 894. 00</b>
P M 3	2	1, 1 0	1 , 3 0	0 , 2 0	218, 08	101, 00	579, 00

	HCFL	HCFLM	HCFLP
Limite de concentración permitida para suelo de uso industrial	500,00	5 000,00	6 000,00

- \*(material con concentraciones fuera de lo permitido por la NOM-138-SEMARNAT/SS-2003)
- El Suelo contaminado, y concentraciones fuera de norma están en negritas y/o en rojo

Del área evaluada, las muestras que presentan afectación por hidrocarburos en sus diferentes fracciones proceden de los puntos de muestreo 1 y 3; ya que los resultados obtenidos demuestran que se encuentran por encima de los límites máximos permisibles de la NOM-138-SEMARNAT/SS-2003.

Las muestras restantes; es decir, las que proceden de los puntos de muestreo 2, 4, 5, 6 y 7; se encuentran dentro de los límites establecidos para suelos de uso industrial, por ello no se muestran los resultados en las tablas.

Los resultados de la determinación del contenido de hidrocarburos de las muestras que no cumplen con la norma, se citan en la tabla 1.2 y 3.1.

Para los hidrocarburos monoaromáticos como Benceno, Tolueno, Etil-benceno y Xilenos (BTEX), así como HAP's, presentan concentraciones por debajo de los Límites permisibles establecidos en la normatividad ambiental vigente como lo indica la tabla 2.1.

En lo que se refiere a los hidrocarburos monoaromáticos (BTEX) la concentración máxima la presenta el punto de muestreo 3 y es < 1,60 mg/kg.

Con la finalidad de contar con un marco de referencia legal y dado que las leyes mexicanas de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) a través de la Dirección General de Manejo Integral de Contaminantes, señalan los Límites máximos permisibles de contaminación en suelos por hidrocarburos (NOM-138-SEMARNAT/SS-2003), la tabla 3.2 presenta un resumen de estos límites.

**Tabla 3.2. Límites máximos permisibles para fracciones de hidrocarburos en suelos**

FRACCIÓN DE HIDROCARBUROS	USO DE SUELO PREDOMINANTE (mg/kg base seca)		
	AGRÍCOLA	RESIDENCIAL	INDUSTRIAL
Ligera	200	200	500
Media	1 200	1 200	5 000
Pesada	3 000	3 000	6 000
HC ESPECÍFICOS	AGRÍCOLA	RESIDENCIAL	INDUSTRIAL
Benceno	6	6	15
Tolueno	40	40	100
Etilbenceno	10	10	25
Xilenos	40	40	100
Indeno (1,2,3-cd)pireno	2	2	10

## CONCLUSIONES

La normatividad ambiental permite establecer los límites máximos permisibles, para las sustancias que afectan o pueden afectar al medio ambiente, en este caso a los suelos, por lo que es fundamental realizar este tipo de muestreo y análisis, para conocer el grado de afectación del suelo y poder establecer medidas de remediación.

En el área evaluada del sitio se determinó afectación por hidrocarburos en 2 de los 7 puntos de muestreo (1 y 3).

El suelo de 5 puntos de muestreo (2, 4, 5, 6 y 7) no presentan concentraciones de hidrocarburos por encima de los Límites establecidos en la Normatividad Ambiental Mexicana.

En el área no se determinó afectación por hidrocarburos específicos (BTEX), ni por HAP's.

## BIBLIOGRAFIA

Colin, B. (2009). Química Ambiental. . En *Los Residuos y Gestión de Suelos Contaminados* (págs. 521-569). Barcelona, España: Editorial Reverté.

Jiménez, B. E. (2001). *La Contaminación Ambiental en México*. (E. L. S.A, Ed.)  
Obtenido de Residuos Sólidos:  
[http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Pages/nom\\_suelos.aspx](http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Pages/nom_suelos.aspx)

Sans, F. R., & Ribas, J. d. (1989). Ingeniería ambiental: contaminación y tratamientos. En *Residuos Sólidos* (págs. 13-25). Barcelona, España: MARCOMBO, S.A.

## **B.29.P. Manejo sostenible de agua residual mediante el tratamiento de agua en una planta del municipio de Cuautitlan Izcalli, Estado de México, México**

DGAPA PAPIIT IT 103912-3

Delgadillo García G.R., Obaya Valdivia A.E., Vargas Rodríguez Y.M., Díaz Cavazos M.  
Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán-UNAM, Campo No. 1. Av. 1 de mayo, Sta. María Las Torres, Cuautitlán Izcalli, Estado de México, México. CP 54740,  
[obaya@servidor.unam.mx](mailto:obaya@servidor.unam.mx), [ym\\_vargas@yahoo.com.mx](mailto:ym_vargas@yahoo.com.mx),  
[diazcavazosmariana@gmail.com](mailto:diazcavazosmariana@gmail.com).

*“El agua es un bien económico y un bien social que debe de distribuirse en primer lugar para satisfacer las necesidades humanas básicas. Muchas consideran que el acceso a agua potable y al saneamiento constituye un derecho humano. No hay nada que pueda sustituir el agua: sin ella perecerán los seres humanos y otros organismos vivos, los agricultores no pueden cultivar los alimentos, las empresas no pueden funcionar. La seguridad del abastecimiento del agua es un aspecto clave en la reducción de pobreza”* (Conferencia internacional sobre el agua dulce, 2001)

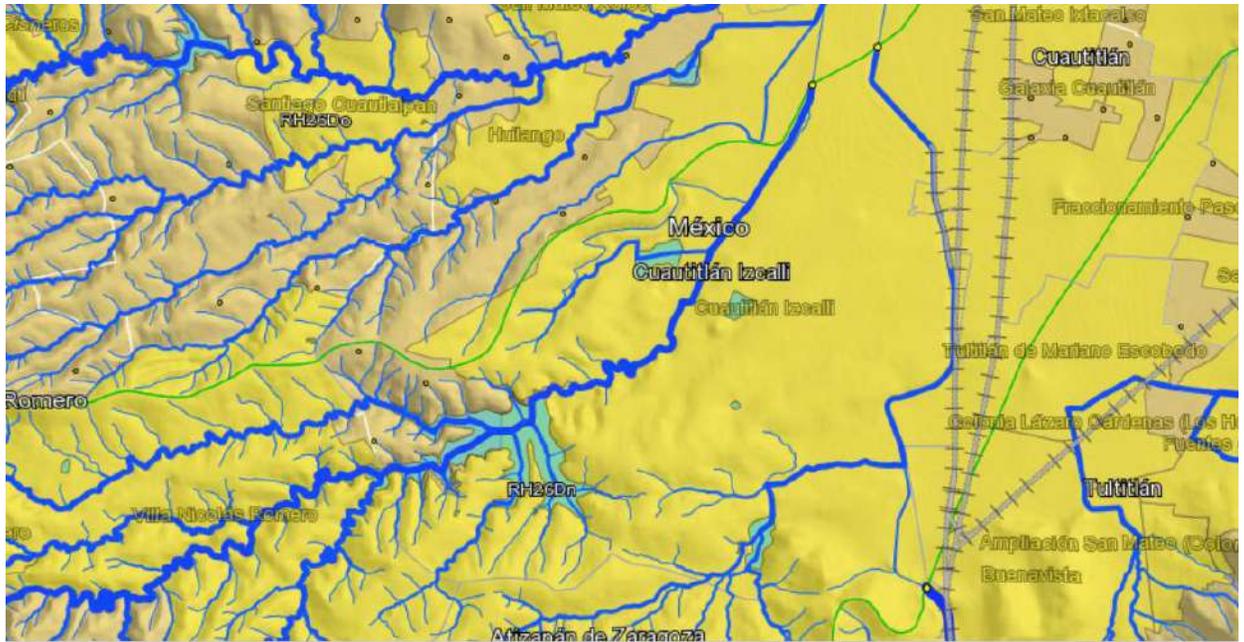
### **OBJETIVO**

Proponer un proyecto para mejorar el funcionamiento de la Planta de Tratamiento de Agua Residual PTAR de Bosques del Alba II del municipio de Cuautitlán Izcalli; mediante la modificación de algunas medidas operativas y la colocación de equipo adecuado, para hacer más eficiente la PTAR y que este sea un proceso sostenible al tratar el agua residual de la planta municipal que, en el presente está en condiciones inadecuadas, ya que actualmente trata 8 LPS cuando está diseñada para tratar 30 LPS.

### **INTRODUCCION**

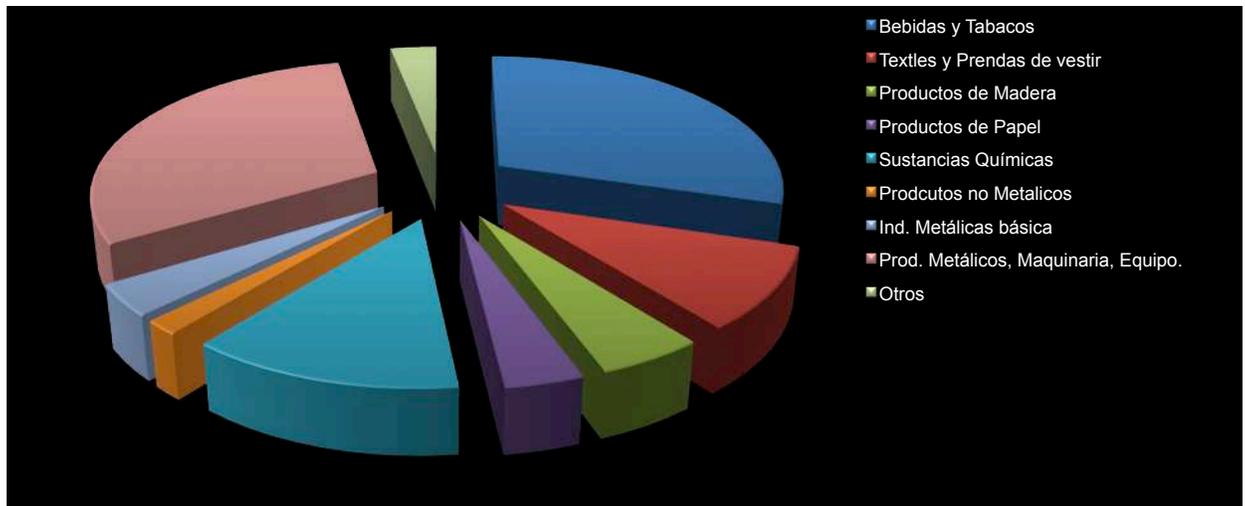
Cuautitlán Izcalli es un municipio que cuenta con una población de más de 511 mil habitantes y que se encuentra rodeado de agua, ya que a principal corriente de agua es el río Cuautitlán, que atraviesa una extensión aproximada de 40 kilómetros del territorio municipal. Otras corrientes son el río Hondo de Tepetzotlán, San Pablo y San Pedro. Los principales cuerpos de agua son cinco: la presa de Guadalupe, la laguna de la

Piedad, el Espejo de los Lirios, la presa de Angulo y la laguna de Axotlán. Existen otros ríos conocidos como El Rosario, El Huerto, San Agustín y San Pablo. Existen otros bordos de menor importancia como Las Palomas, Las Colinas, Los Sauces, Los Lirios, Los Valles, Huayapango, Córdoba, Río Chiquito, San Lorenzo y El Molino. Cuenta con 50 pozos profundos de los cuales 8 están abatidos, 11 estaciones de bombeo de agua potable, 7 cárcamos de aguas negras 18 tanques de almacenamiento y/o regulación, 55 fuentes propias de abastecimiento de agua potable.



**Imagen 1** Ubicación del municipio de Cuautitlán Izcalli y su hidrología.

El municipio de Cuautitlán Izcalli también cuenta con seis parques industriales, la rama de producción alimenticia, bebidas y tabacos representa el 30.6%, la de textiles y prendas de vestir el 10%, productos de madera el 5.22%; productos de papel 3.83%; sustancias químicas y productos derivados del petróleo, carbón, hule y plástico el 13.25%; productos no metálicos el 1.74%; la industria metálica básica 3.83% y, en productos metálicos, maquinaria, equipo 31.56% y otros 3.17%, haciendo de Cuautitlán Izcalli un municipio el cual ha tenido un rápido crecimiento poblacional e industrial previendo que los servicios básicos como el abastecimiento de agua potable y la evacuación de aguas servidas no sea suministrados al ritmo requerido, a esto hay que unir el hecho de que la infraestructura para la recolección, el tratamiento y la evacuación de las aguas residuales se encuentran rezagada, sobre todo si se compara con lo realizado para el suministro del agua potable.



**Imagen 2** INDUSTRIAS EN CUAUTITLA IZCALLI

Logrando así que el 18 de Octubre de 1991, se aprobara la creación del Organismo Publico Descentralizado para la prestación de servicios de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del Municipio de Cuautitlán Izcalli, denominado , OPERAGUA, que en sus inicios dotaba de agua a una población de 326 750 habitantes con una cobertura del 87% a través de 27 pozos; con el acelerado crecimiento poblacional, la construcción de nuevos desarrollos habitacionales y el acelerado crecimiento industrial fue necesario ampliar las redes de agua y drenaje, así como dar mantenimiento preventivo y correctivo a toda la infraestructura.

Este organismo también es el que hace que el municipio trabaje y obedezca las medidas que son para el cuidado del agua en el país, que están establecidas por la Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales ( SEMARNAT), efectuando monitoreos de agua potable en varias de las colonias del municipio, principalmente en escuelas y establecimiento públicos para determinar la calidad del agua que se suministra a la comunidad además de llevar un control sobre las descargas de aguas residuales que realizan las empresas e industrias que se encuentran dentro del municipio, esto es principalmente para cumplir las normas siguientes:

- **NOM-001-SEMARNAT.1996:** Límites máximos permisibles en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- **NOM-002-SEMARNAT-1996:** Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en los sistemas de alcantarillado urbano y municipal.
- **NOM-003-SEMARNAT-1997:**Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se rehúsen en servicios al público;

- La **NOM-004-SEMARNAT-2002** Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final;
- La **NOM-127-SSA1-1994**: Salud ambiental, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización,
- También existe una **Ley de Aguas Nacionales** de 1992; por mencionar algunas.

Para poder cumplir con los trabajos que este organismo tiene por encomiendo, se dio a la tarea de en 1995 construir la primera planta de tratamiento de agua residual (PTAR) que aún funciona, Bosques del Alba II, la cual inicialmente fue diseñada para que trate un caudal de 30 LPS ubicada en Bosques Europeos sin número, Colonia Bosques del Alba II, diseñada con un proceso biológico, aeróbico, superficial, con descargando las aguas en el emisor poniente.



**Imagen 3** Vista de la PTAR Bosques del Alba II.



**Imagen 4** Vista de la PTAR Bosques del Alba II desde el arriba.

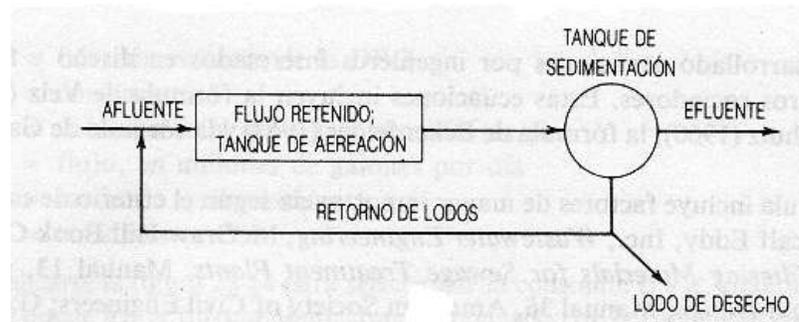
Al inicio, esta planta esta diseñada de la siguiente manera,



## METODOLOGIA

Al inicio esta planta trabajaba al 100% de su capacidad, pero conforme al paso del tiempo se fue deteriorando hasta la actualidad en donde solo trata 8 LPS y el tratamiento que se da no es muy eficiente, por lo tanto con este trabajo se propone mediante una investigación bibliográfica determinar cuáles serían las modificaciones más adecuadas para esta PTAR, esto es claro tomando en cuenta el presupuesto que está determinado para el organismo.

La PTAR tiene una estructura similar a la del diagrama que a continuación se presenta:



**Ilustración 1** Diagrama de estructura de PTAR.

El proceso que presenta la planta es del tipo de aireación prolongada lo que nos dice que se requiere cargas no muy altas y tiempos de aireación prolongados, suele aplicarse a plantas pequeñas que tratan menos de 10000 habitantes, debemos de tomar en cuenta que esta no es la única planta que se localiza dentro del municipio de Cuautitlán Izcalli, ya que esta localidad cuenta con otras cinco PTAR distribuidas en toda la localidad estas son:

PTAR	PROCESO
La Piedad II	Aereación Extendida
Cofradía I y II	Biológico Aerobio Extendido
Cofradía IV	Biológico Aerobio Extendido
Rinconada Cuautitlán	Aereación Extendida
Rinconada San Miguel	Aereación Extendida

Otra de las características de este proceso es que sus instalaciones prescinden de decantación primaria, pasando el agua desde el pretratamiento directamente a la cuba de aireación, y pasando después por el decantador secundario.

Este paso es flexible frente a variaciones de carga; los aireadores que utiliza nuestra planta son turbinas rápidas, las cuales tienen toma directa del motor y están provistas de una hélice que bombea y proyecta el agua.

En la planta estos se encuentran muy alejados ya que las circunferencias que forman no se unen entre sí, formando mas lodos de los que son necesarios evitando así que el exceso de estos nos comience a contaminar el agua cruda.

Realizando una revisión en los planos de la PTAR y realizando un recorrido dentro de la misma, nos dimos cuenta de que una de las opciones más económicas es realizar un acercamiento de los aireadores, esto debe realizarse moviendo incluso la infraestructura, también nos dimos cuenta de que estos no se han cambiado en 18 años, y además de eso el mantenimiento que se le realiza es escaso y no es periódico.



Imagen 5

## RESULTADOS

Estamos en a la expectativa de que la nueva administración del Organismo Publico Descentralizado denominado OPERAGUA, apruebe nuestro proyecto para poder realizar las pruebas y modificaciones que consideramos necesarias así mismo para realizar pruebas piloto de acuerdo a lo propuesto, dimensionar la PTAR con las modificaciones realizadas, todos esta a la expectativa del presupuesto designado por el organismo para la PTAR.

## CONCLUSION

Han pasado 18 años ya desde que la PTAR Bosques del Alba II se construyo, varias administraciones del organismo público descentralizado denominado OPERAGUA han pasado desde entonces, incluidos diferentes partidos políticos, esto conlleva a diversas maneras de pensar cuales son las necesidades de la PTAR, e incluso una discontinuidad en cuanto a su mantenimiento.

Por ejemplo esta PTAR, presenta algunas fallas que se pudieron evitar con mantenimiento preventivo como:

- Instalación de pre-tratamiento (rejillas).
- Construcción de canales desarenadores.
- Cambio de sistema de aereación para incrementar el tiempo de contacto celular.
- Instalación de estructura metálica para paso peatonal de los tanques de aereación, digester de lodos y sedimentador secundario.
- Construcción de bypass entre tanque sedimentador secundario (reductor y rastras).
- Cambio de filtro prensa.
- Cambio de bombas de digester de lodos.
- Reparación de luminarias del alumbrado interno de las instalaciones.
- Pintura interna como externa.
- Impermeabilización de la caseta de estadía.

Por mencionar algunos.

Desgraciadamente no es la única PTAR que ha sido descuidada ya que de las 6 PTAR con las que se cuenta, esta es la que por lo menos sigue en funcionamiento, ya que el resto han dejado de funcionar por lo mismo, la falta de mantenimiento en un grado mucho mayor.



**Imagen 7** PTAR La Piedad II



**Imagen 6** PTAR Cofradía I



**Imagen 9** PTAR Cofradía II



**Imagen 8** Cofradía IV

Como puede verse en las imágenes el estado en el que se encuentran las PTAR hace que sea más práctico mantenerlas fuera de funcionamiento que darles el mantenimiento respectivo para que estas funcionen adecuadamente, realizando un presupuesto para reparar los fallos de cada una de las plantas, se requiere por lo menos millón y medio de pesos para poder volver a abrir estas plantas, mientras que la inversión para la PTAR de Bosques del Alba II es de medio millón, también hay que tomar en cuenta que aunque la calidad del agua cruda que se trata en esta PTAR no es la mejor, al inicio del funcionamiento de esta planta, el agua se vendía a diferentes industrias y el dinero que esta generaba, nunca fue utilizada para el mantenimiento de la misma. De la misma manera, hemos solicitado a la administración actual la autonomía de la planta, para que esta se pueda manejar de forma sostenible, y seguimos en espera de su respuesta.

## **BIBLIOGRAFIA**

SEMARNAT. "LEY DE AGUAS NACIONALES".

Association, A. W. (2002). Manual de suministro de agua comunitaria. En *Calidad y tratamiento del agua*. . Mc Graw-Hill Profesional .

Conferencia internacional sobre el agua dulce. (2001).

II., B. d. (s.f.). Manual de Operación de la PTAR.

II., B. d. (s.f.). Plano de Construcción de la PTAR .

Metcalf, & Eddy. (1998). Ingeniería de aguas residuales. En *Tratamiento, vertido, y reutilización*. Mc.Graw-Hill.

Seoánez Calvo, M. (1995). Aguas residuales urbanas. En *Tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento*. . Mundi-prensa y Análisis y trabajos prospectivos, S.L.

UNAM. (s.f.). Memorias de prácticas Laborales de Estudiantes de la Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán" campo uno.

## **B.30.P. Variación estacional de aeropolen en una zona urbana: Ciudad México**

### **Variación estacional de aeropolen en una zona urbana: Ciudad México**

<sup>1</sup>Ana María Fuentes Romero, <sup>1</sup>Angélica Martínez Bernal, <sup>2</sup>Beatriz Cárdenas González, <sup>3</sup>Irma Rosas Pérez

<sup>1</sup>Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Departamento de Biología. México, D.F. Tel. (0155) 58044700. Correo electrónico: [fuentes.anamaria05@gmail.com](mailto:fuentes.anamaria05@gmail.com), [mba@xanum.uam.mx](mailto:mba@xanum.uam.mx)

<sup>2</sup> Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. México, D.F. Tel. (0155)54246400. Correo electrónico: [bcardena@ine.gob.mx](mailto:bcardena@ine.gob.mx)

<sup>3</sup> Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Ciencias de la Atmósfera. México, D.F. Tel. (0155)56224068. Correo electrónico: [iarp@atmosfera.unam.mx](mailto:iarp@atmosfera.unam.mx)

## **INTRODUCCIÓN**

Los granos de polen anemófilos son partículas de origen natural que se liberan en la atmósfera, como estrategia reproductiva de las plantas superiores. En las últimas décadas, el transporte de estas biopartículas, ha jugado un papel importante en el campo de la aerobiología y la alergología, debido a efectos importantes que pueden causar sobre la exacerbación de las afecciones respiratorias, principalmente por su composición proteica y al poder oxidante del ADPN oxidasa asociada al tubo polínico (Dharajiya *et al*, 2008).

En la actualidad las enfermedades respiratorias, la rinoconjuntivitis y el asma bronquial están frecuentemente relacionadas con los granos de polen, los cuales pueden ser inhalados en forma completa (alérgenos primarios), pero también se ha demostrado que los fragmentos (alérgenos secundarios) asociados a las aeropartículas, principalmente aquellas resuspendidas, resulta en diferentes afecciones inflamatorias del tracto respiratorio. Por lo que es interesante evaluar estos alérgenos en aeropartículas de diferentes tamaños, al mismo tiempo que los pólenes completos (D'Amato, 2001; De Linares *et al.*, 2007).

La dinámica del polen anemófilo y de aquel con interés a la alergología, ha sido objeto de estudio de la aerobiología. El análisis de estas biopartículas mediante el uso de captadores volumétricos ha sido un instrumento importante para la obtención de información aerobiológica (Tavira, *et al.*1998), ya que ha permitido obtener datos cuantitativos y cualitativos del polen en tiempo y espacio, a partir del conocimiento de

procesos tales como: la fenología, liberación, dispersión, transporte, deposición y resuspensión, así como la influencia de los factores meteorológicos, los cuales suelen condicionar el comportamiento del polen en la atmósfera. La obtención de estos resultados han permitido conocer la variación de las concentraciones polínicas en determinadas áreas geográficas, a largo de diferentes épocas del año y la heterogeneidad polínica. Esta información se resume en los calendarios polínicos, los cuales son representaciones gráficas de gran utilidad, como un método preventivo para diagnosticar y tratar enfermedades alérgicas causadas por el polen.

Por lo anterior, el presente trabajo pretende generar información de interés, para determinar el comportamiento de aeropolen en un ámbito urbano como es la ciudad de México y poder trabajar también en la relación existente con las partículas suspendidas ( $PM_{10}$ ) el cual puede ser un vehículo potencial para la resuspensión de alérgenos, todo ello permitirá entender posibles efectos en la salud y que esta sea significativa para la construcción y mejoramiento de métodos preventivos para la salud humana.

## OBJETIVO

El objetivo de este estudio es evaluar la variación de las concentraciones de polen diarios y horarios en el aire y su relación con factores meteorológicos y partículas  $PM_{10}$  y a lo largo de cinco meses del año 2010.

## MATERIAL Y MÉTODOS

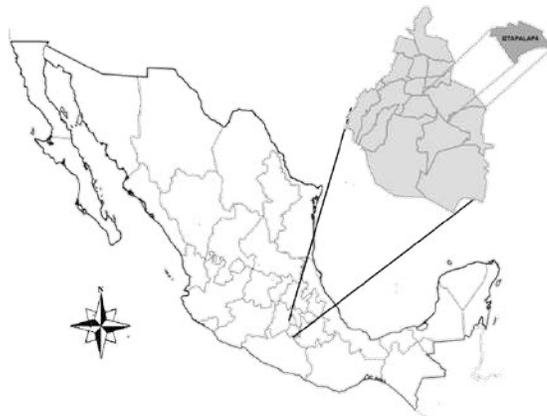


Fig. 1. Sitio de muestreo ubicado al oriente de la ciudad de México.

La estación de muestreo se encuentra ubicada en la azotea del edificio de Ciencia y Tecnología Ambiental (edificio W) del de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa a una altura de 10 metros, al oriente de la ciudad de México (Figura 1), una

zona altamente poblada y con un índice de urbanización (área verde /área total -1) de IU= 0.92. El polen fue colectado semanalmente usando una trampa volumétrica Burkard (10l/min), durante un periodo de febrero a diciembre del 2010.

Las muestras colectadas fueron procesadas y teñidas con una solución de gelvatol-fucsina para su observación y análisis con microscopia de luz (ML). Para la determinación taxonómica de los granos de polen, se consideraron características como: forma, tamaño, aperturas, pared y ornamentación y para la determinación taxonómica se utilizaron métodos de comparación y claves palinológicas como las de *Kremp* (1965), *Faegri e Iversen* (1989) *Kapp* (1969) y *Hesse* (2009), diccionarios y artículos palinológicos entre otros. Los conteos polínicos se realizaron únicamente en las muestras de los meses de Marzo, Mayo, Julio, Septiembre y Noviembre del año de muestreo. Los conteos diarios, se realizaron en cuatro barridos longitudinales en cada muestra y el conteo horario se realizó en ocho muestras por mes (cuatro con concentraciones altas y cuatro con concentraciones bajas) en 24 barridos verticales, utilizando el objetivo de 40x de un microscopio óptico. Para determinar la concentración de los granos de polen en unidades de granos por volumen de aire (granos/m<sup>3</sup>), se utilizó el procedimiento aprobado por la Red Española de Aerobiología, Manual de la REA 2007 (Galán *et al.*, 2007).

Los registros meteorológicos utilizados en este estudio fueron: la dirección y velocidad de viento, la temperatura y la humedad relativa, que se revisaron de la base de datos del Servicio Meteorológico Nacional de la ciudad de México. La base de datos de las partículas PM<sub>10</sub> fue obtenida del Sistema de Monitoreo Atmosférico de la Ciudad de México.

Se realizaron correlaciones de los datos de la concentración polínica, los factores meteorológicos y las partículas suspendidas (PM<sub>10</sub>).

## RESULTADOS

### Análisis estacional

Los resultados obtenidos del muestreo aeropalínológico, mostraron variaciones en las concentraciones diarias y horarias en los meses analizados. Las mayores concentraciones promedio diarias se registraron para el mes de marzo con 118 p/m<sup>3</sup> y en julio con 227 p/m<sup>3</sup>, observándose los valores más bajos en los meses de mayo (20 p/m<sup>3</sup>) y septiembre (25 p/m<sup>3</sup>). (Figura 2).

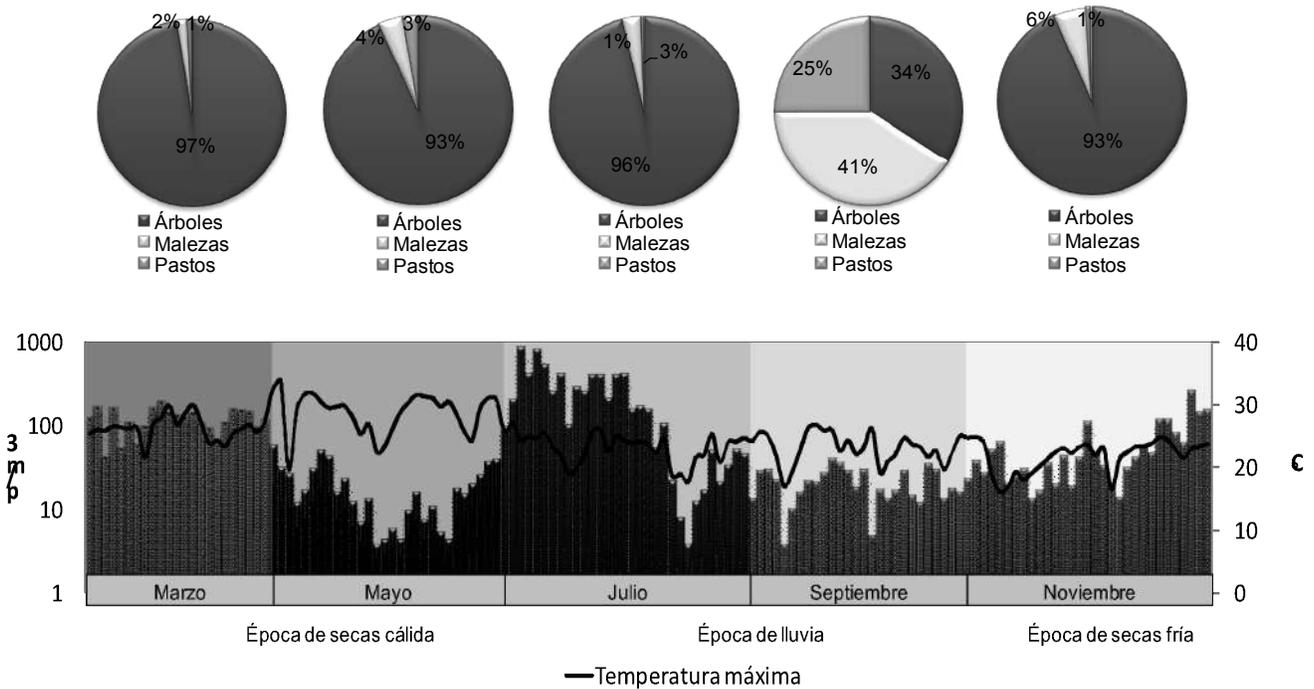
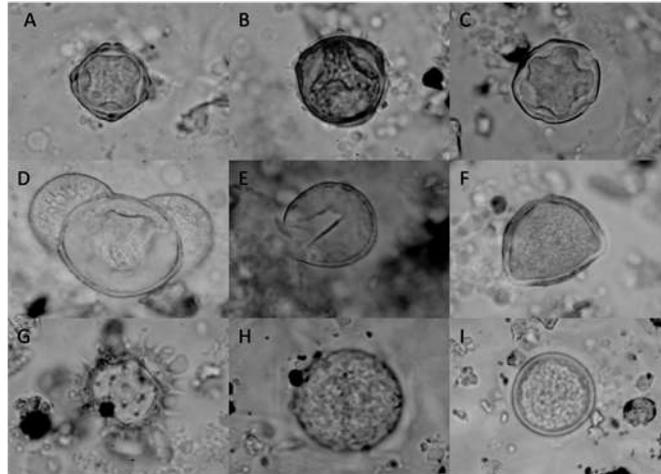


Figura 2. Variación de las concentraciones promedio diarias del aeropolen de los meses de marzo, mayo, julio, septiembre y noviembre del año 2010.

Las observaciones del polen colectado permitieron identificar a nivel taxonómico 11 géneros y 5 familias, incluyendo árboles, malezas y pastos. (Lámina I) Entre el polen más abundante se reporta a: *Alnus* spp., *Casuarina* spp., *Fraxinus* spp., *Pinu* spp., *Quercus* spp y *Cupressaceae*, la mayoría de estos alcanzaron concentraciones altas durante el mes de marzo, mayo, noviembre (época de secas), mientras que: *Poaceae*, *Chenopodiaceae*-*Amaranthaceae* y *Asteraceae*, se presentaron más abundantes en los meses de julio y septiembre (época de lluvias) (Figura 3). El polen de *Casuarina* es uno de los géneros mayor representado en los diferentes meses del estudio, alcanzando su pico de concentración en el mes de julio con  $200 \text{ p/m}^3$ .



Lamina I. Fotografías observadas en microscopia de luz a 100x de pólenes de árboles: **A.** *Alnus* (20-25 $\mu$ m), **B.** *Casuarina* (20-30 $\mu$ m), **F.** *Fraxinus* (18-24 $\mu$ m), **P.** *Pinus* (60-90 $\mu$ m), **E.** *Cupressaceae* (19-28 $\mu$ m) y **F.** *Quercus* (25-30  $\mu$ m) y malezas-pastos: **G.** *Asteraceae* (>18 $\mu$ m), **H.** *Chenopodiaceae-Amaranthaceae* (16-25 $\mu$ m) y **I.** *Poaceae* (20-36 $\mu$ m).

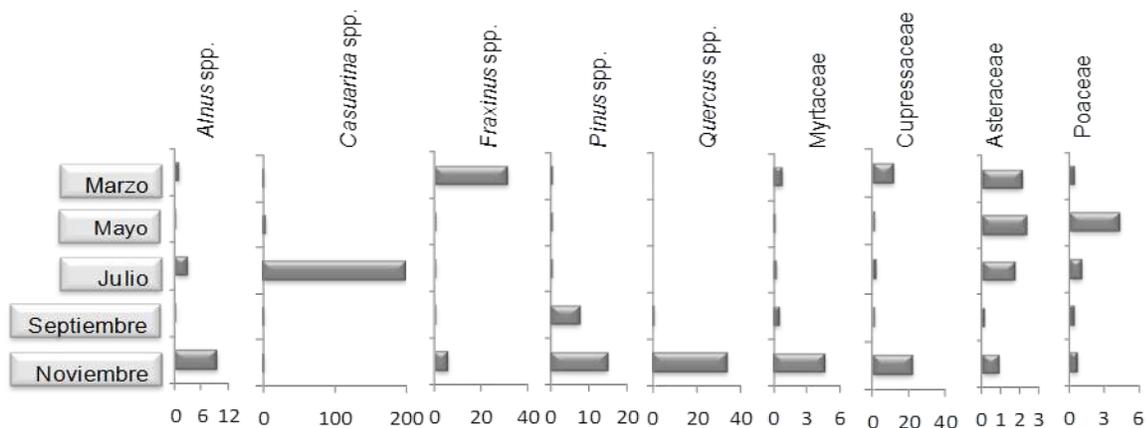


Figura 3. Variación de la concentración mensual de ocho tipos polínicos cuantificados en las muestras de la zona oriente de la Ciudad de México.

## Análisis horario

El análisis horario en las muestras seleccionadas con concentraciones altas y concentraciones bajas de cada mes, registraron variaciones a lo largo del día y de la noche, alcanzando picos por las mañanas y por las tardes. Para los meses de marzo y noviembre se observaron los picos por la tarde después de las 12h y las 18h (Figura 4).

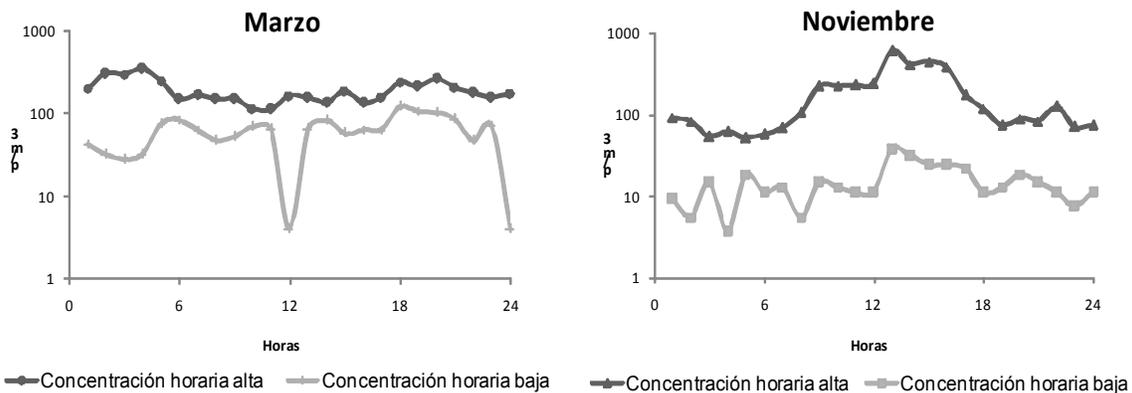


Figura 4. Variación polínica horaria de muestras con concentraciones altas y bajas del mes de Marzo (época seca cálida) y Noviembre (época seca fría).

La correlación de concentraciones polínicas horarias y por tipo polínico con los factores meteorológicos mostró que las máximas concentraciones alcanzadas durante las diferentes horas del día, estuvieron frecuentemente relacionadas con el aumento en la temperatura y con menor humedad relativa. El efecto de los vientos mantuvo una relación de velocidades de fuertes a moderados del sur-suroeste en concentraciones altas y vientos en calma del nor-noroeste en concentraciones bajas. En la Figura 5 se observan la concentración horaria de los pólenes de *Alnus* spp. y *Quercus* spp abundantes en el mes marzo y de *Fraxinus* spp. y *Cupressaceae* abundantes en el mes de noviembre, donde las concentraciones altas fueron mejor relacionadas con vientos moderados (1-3 m/s) del sur- oeste y las concentraciones bajas con vientos en calma (< 1) del nor-oeste.

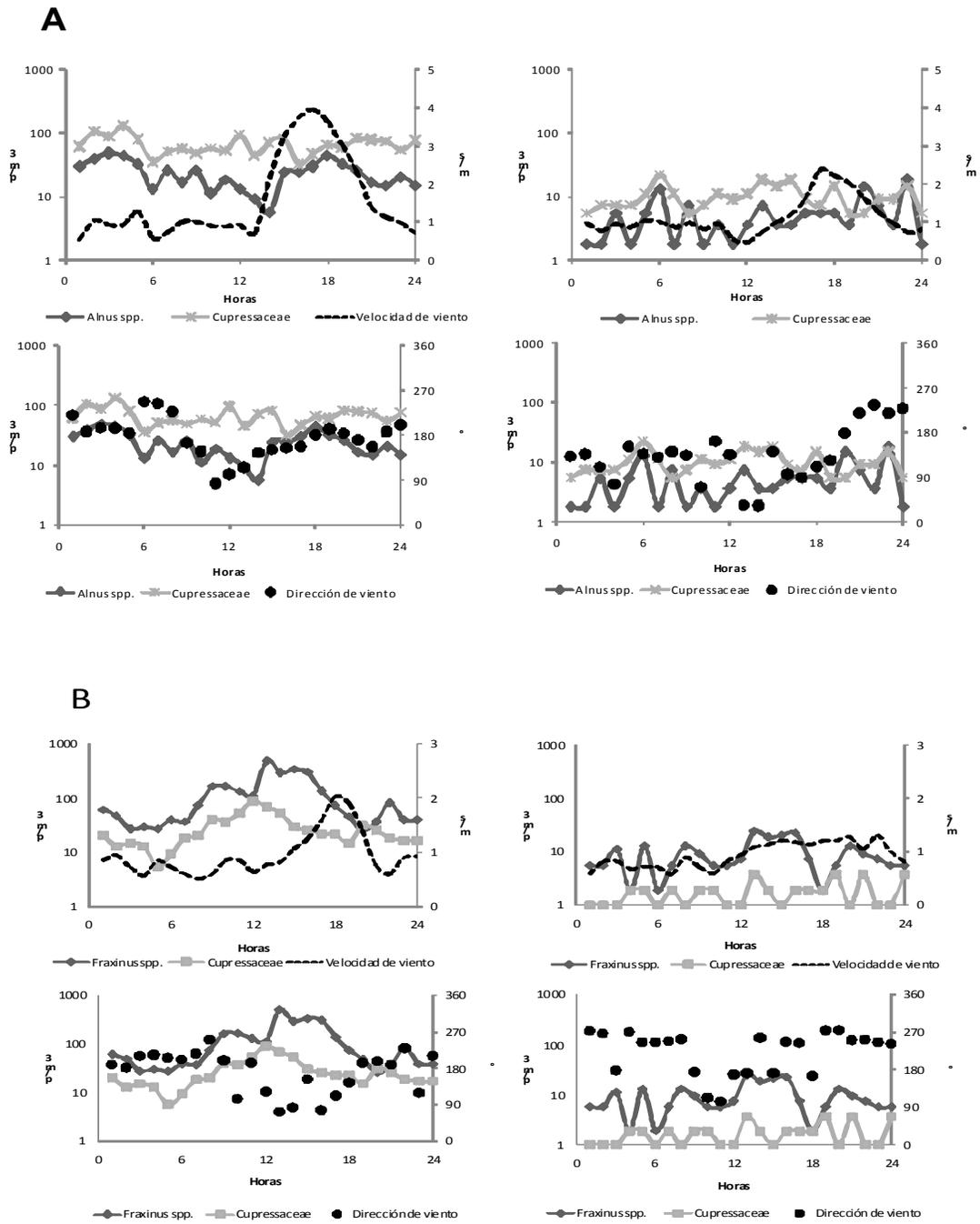
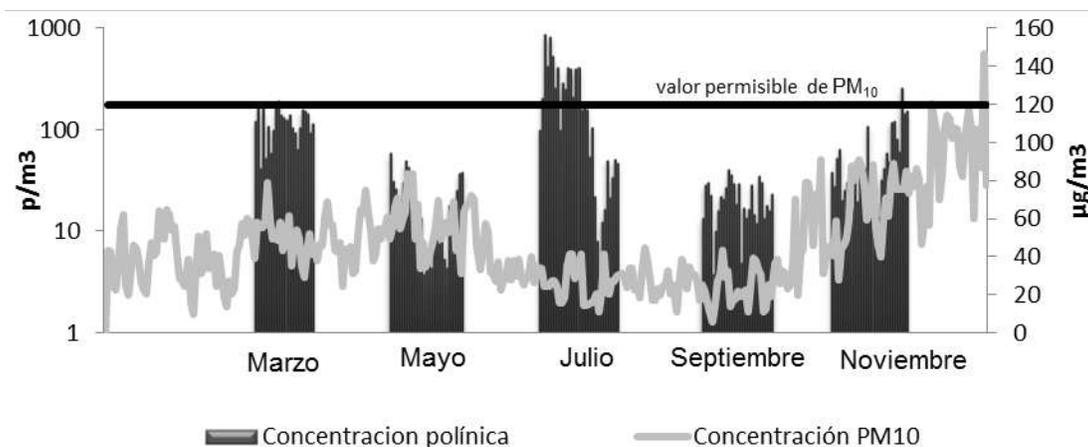


Figura 5. Correlación de la velocidad y dirección de viento con las concentraciones polínicas horarias altas (derecha) y bajas (izquierda) de los pólenes abundantes de marzo: *Alnus* spp, *Quercus* spp (A) y noviembre: *Fraxinus* spp. y *Cupressaceae* (B).

## Análisis de concentración polínica y PM<sub>10</sub>

La variación de concentración de las partículas PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) durante los diferentes meses de estudio, se presenta en la Figura 6. La concentración más alta se registró en noviembre con 66 µg/m<sup>3</sup> y en marzo con 50 µg/m<sup>3</sup>, manteniéndose dentro de los niveles máximos permisibles de 120 µg/m<sup>3</sup>. Por el contrario la concentración de polen para estos mismos meses alcanzó mayores concentraciones en marzo y menores en el mes de noviembre.



Grafica 6. Variación de concentración las partículas PM<sub>10</sub> y las concentraciones polínicas del año 2010.

## DISCUSION Y CONCLUSIONES

La heterogeneidad de los pólenes colectados y la variación de la concentración a lo largo de los diferentes meses de este estudio, se relacionan principalmente con dos eventos importantes: la fenología de las especies vegetales y el transporte del polen (Latorre, 1999; Kasprzyk, 2003). La fenología de la vegetación local al área de estudio, tiene un papel importante en la aparición y la concentración que pueden alcanzar muchos de los tipos polínicos reportados en este estudio, ya que está relacionada con la época de floración, además el transporte del polen a grandes distancias como *Quercus* spp., de las áreas verdes localizadas al sur de la Ciudad México tiene una importante contribución.

Adicionalmente los factores meteorológicos también juegan un papel importante en dinámica y variación del polen en la atmósfera, permitiendo conocer las horas en que pueden alcanzar sus máximas concentraciones. De esta manera la temperatura y la humedad relativa pueden estar asociadas directamente con la fenología de las plantas y la resuspensión de estas biopartículas, mientras que la dirección y velocidad del viento se asocian más con el transporte local o a distancia (Barnes *et al*, 2001).

La alergenicidad del polen no solo se encuentra relacionada con su concentración ambiental, en zonas altamente urbanizadas la problemática de contaminación por

partículas suspendidas, puede provocar que estas aeropartículas y los pólenes, potencialmente puede incrementar la alergenicidad de los mismos (Terán *et al*, 2009). Los resultados obtenidos de la correlación de polen, PM<sub>10</sub> y viento por las tardes, en zonas de donde parte de la fuente de las aeropartículas es el suelo y que las concentraciones son altas, como lo es en esta zona de estudio, las PM<sub>10</sub> principalmente estarían jugando un doble papel al ser vehículo no solo de pólenes completos resuspendidos (contados en la laminillas) sino también de aquellos fragmentos de pólenes depositados también en el suelo (D'Amato, 2001; Miguel *et al.*, 1999). En este estudio solo se consideraron a los primeros, pero está planeado medir alérgenos en diferentes tamaños de partículas. Está demostrado que el calendario polínico y las aeropartículas como PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> deben evaluarse en conjunto para determinar el potencial alérgeno al que está expuesto un individuo (De Linares *et al*, 2007).

La aerobiología del polen especialmente aquellos de interés para los alergólogos como *Alnus* spp., *Casuarina* spp., *Quercus* spp. *Fraxinus* pp., Cupressaceae, Chenopodeaceae- Amarantaceae, Poaceae y Asteraceae (Rosas-Alvarado *et al.*, 2011; D'Amato, *et al.*, 2007) reportados en este estudio, sugieren seguir generando información para conocer su dinámica en la atmósfera principalmente de los alérgenos primarios y secundarios, ya que esta información puede contribuir en la elaboración de los calendarios polínicos, además los resultados horarios de la correlación polen y las partículas PM<sub>10</sub> en estudio resaltan la importancia de evaluar a qué hora del día está expuesta la población que sufre de alergias para darle recomendaciones más precisas de su exposición potencial y contribuir a generar medidas preventivas.

## BIBLIOGRAFÍA

Barnes, C., Pacheco, F., Landuyt, J., Hu, F., & J. Portnoy. (2001). The effect of temperature relative humidity and rainfall on airborne ragweed pollen concentrations. *Aerobiología*, 17, 61-68.

D'Amato, G., Cecchi, L., Bonini, S., Nunes, C., Annesi-Maesano, I., Behrendt, H., Liccardi, G., Popov, T. and P. van Cauwenberge (2007). Allergenic pollen and pollen allergy in Europe. *Allergy*, 62(9), 976-90.

D' Amato, D. (2001). Airborne paucimicronic allergen-carrying particles and seasonal Respiratory. Allergy. *Allergy*, 56, 1109–1111.

De Linares, C., Nieto-Lugilde, D., Alba, F., Diaz de la Guardia, C., Galán, C. and C.C. Trigo. Detection of airborne allergen (*Ole 1*) in relation to *Olea europaea* pollen in S Spain. (2007). *Clinical and Experimental Allergy*, 37, 125-132.

Dharajiyaa, N., Boldoghb, I., Cardenas V. y S. Sur. (2008). Role of pollen NAD (P)H oxidase in allergic inflammation. *Current Opinion in Allergy Clinical Immunology*, 8(1), 57–62.

Faegri, K. and J. Iversen. (1989). *Textbook of pollen analysis*. John Wiley and Sons, Chichester.

Galán, C. Cariñanos, P., Alcázar, P. y E. Domínguez (2007). *Manual de Calidad y Gestión de la Red Española de Aerobiología*, REA. Servicio de publicaciones de la Universidad de Córdoba.

Hesse, M., Halbritter, H., Zetter, R., Weber, M., Buchner, R., Frosch, R. A. and S. Ulrich. (2009). *Pollen terminology*. Springer Wien New York. Austria.

Kapp, O.R. (1969). *How to know pollen and spores*. W. C. Brown Company Publishers. in Dubuque, Iowan.

Kasprzyk, I. (2003). Flowering phenology and airborne pollen grains of chosen tree taxa in Rzeszów (SE Poland). *Aerobiología*, 19,113-120.

Kremp, G.O.W. (1965). *Morphologic encyclopedia of palynology*. University of Arizona Press.

Latorre, F. (1999). Differences between airborne pollen and flowering phenology of urban trees with reference to production, dispersal and interannual climate variability. *Aerobiología*, 15,131-141.

Miguel, A.G., Cass, R. G., Glovsky, M.M. and J. Weiss. (1999). Allergens in Paved Road Dust and Airborne Particles. *Environmental Science and Technology*, 33(23), 4159–4168.

Rosas-Alvarado, A., Bautista-Huerta, M., y G. Velázquez-Sámamo. (2011). Atlas de los pólenes alergénicos de mayor relevancia en México. *Revista Alergia México*, 58(3), 162-170.

Tavira, M. J., Tormo M. R., Muñoz, R. A. F., Silva, P. I. y M<sup>a</sup> A.G. Gonzalo. (1998). Calendario polínico de la ciudad de Cáceres. *Revista Española de Alergología Inmunológica Clínica*, 13(5), 288-292.

Terán, L. M., Haselbarth-López, M. M. M y D. L. Quiroz-García (2009). Alergia, pólenes y medio ambiente. *Gaceta Médica*, 3,215-222.

Los autores agradecen a Eva Salinas Cortes, Leticia Martínez Romero y la Biól. Juana Claudia Barrita Núñez, por su asesoría técnica en el manejo y mantenimiento el equipo aerobiológico y al Hidrobiólogo Erick Octavio Alba Medina por sus sugerencias para la elaboración de este manuscrito en su etapa inicial.

## **B.31.P. Comportamiento de consorcios microbianos en un bioreactor**

Cristian Michael Gómez Cerero<sup>1</sup>, Edgar López Galván<sup>2</sup>, Anne-Laure Bussy<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Posgrado en Ciencias e Ingeniería Ambiental, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana – Azcapotzalco, México.

<sup>2</sup>Departamento de Recursos de la Tierra, División de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana – Lerma, México

### **RESUMEN**

En el presente trabajo se estudia el comportamiento de consorcios microbianos dentro de un reactor de flujo ascendente aerobio-anaerobio a escala laboratorio utilizando agua residual sintética rica en contenido de carbono (DQO 8,000 mg/L) y nitrógeno, con temperatura a 22.5 °C con un tiempo de residencia hidráulico de 24 horas y 2 semanas para los lodos, los datos obtenidos de la oxidación metabólica se analizaron respecto a la altura de la columna y su actividad metabólica en dos fases, la primera: al arranque teniendo un valor alto de oxígeno disuelto, OD (4.5-5.0 mg/L) con proliferación de microorganismos aerobios y en la segunda donde se esperaba sólo la presencia de microorganismos de respiración anaerobia sin la presencia de microorganismos aerobios debido a la deficiencia de OD disponible (1.5-2.0 mg/L). En el reactor se alcanzaron eficiencias entre 75-85% de remoción de DQO; de acuerdo al modelo de masa celular se identificaron las fases de crecimiento microbiano en el reactor mediante un análisis matemático de los resultados del espectro en UV-Vis, se encontró que el reactor se mantiene en un régimen más estable al obtener valores más pequeños de área integrada a un rango de tiempo que comprende entre 100- 200 horas del arranque del reactor. Se calculó el índice de Shannon y Weaver, lo cual nos indica que posee una diversidad, en cuyo caso existe gran estabilidad ecológica en la comunidad analizada.

### **ABSTRACT**

In this paper we study the behavior of microbial consortia within an upflow reactor aerobic-anaerobic, scale laboratory, using synthetic wastewater rich in carbon (COD: 8,000 mg / L) and nitrogen; controlling the temperature to 22.5 ° C with a residence time of 24 hours hydraulic and 2 weeks for the sludge, the data obtained were analyzed metabolic oxidation to the height of the column and its metabolic activity in two phases, the first: the startup having a high oxygen dissolved, DO (4.5-5.0 mg/L) with proliferation

of aerobic microorganisms and the second where it was hoped only the presence of microorganisms of anaerobic respiration without the presence of aerobic microorganisms due to the deficiency available DO (1.5-2.5 mg/L). In the reactor were achieved efficiencies between 75-85% COD removal, according to the model of cell mass is identified microbial growth phases in the reactor via a mathematical analysis of the results of the spectrum in UV-Vis, it was found that the reactor is maintained in a more stable regime to obtain smaller values integrated area to a range of time comprising of 100-200 hours starting the reactor. We calculate the Shannon and Weaver Index, which indicates that owns a variety belonging to different species, in which case there ecological stability in the community analyzed.

**Palabras claves:** consorcios microbianos, reactor anaerobio-aerobio, reactor de flujo ascendente. **Keywords:** microbial consortia, aerobic-anaerobic reactor, upflow reactor.

## INTRODUCCION

Debido al crecimiento de la población así como de las actividades industriales por las actividades económicas crecientes de los países han arrastrado serios problemas de contaminación ambiental. Para lo cual, los países más industrializados generan enormes cantidades de desperdicios, algunos de ellos no biodegradables o que se degradan de una manera muy lenta a condiciones normales y dependiendo de los nutrientes biodisponibles para los microorganismos, lo que provoca su acumulación en el ambiente sin tener un lugar de confinamiento seguro.

Los casos de contaminación que reciben mayor atención por parte de las autoridades ya que son casos expuestos son los derrames de petróleo. Sin embargo no son los únicos acontecimientos devastadores para el ambiente ya que constantemente surgen impactos negativos, incluso en el entorno directo, generando una gran cantidad de agentes contaminantes que son liberados al ambiente. No sólo las industrias químicas que producen compuestos cuya estructura química difiere de los compuestos que se encuentran en la naturaleza y que son utilizados como refrigerantes (CFC), disolventes (Benceno, tolueno, xilenos), plaguicidas (DDT), entre otros. La principal dificultad que se presenta es que estos compuestos son resistentes a la biodegradación por parte de los microorganismos, por tal motivo se acumulan persistiendo en el ambiente perjudicándolo; siendo además una constante y una amenaza en aumento para los seres humanos así como para todos los seres vivos.

Sin embargo se han aprovechado los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales, biorremediación de suelos alterados por petróleo y sus derivados, entre otros casos, teniendo en cuenta los ciclos biogeoquímicos que ocurren naturalmente cuya optimización y conocimiento permiten una mayor degradación de los contaminantes.

## MATERIAL Y METODOS

### Preparación del agua residual sintética

Se preparará el agua residual con un alto contenido en azufre (sulfato ferroso hepta hidratado), Fósforo (Fosfato ácido de potasio), carbono ( Almidón, Levadura, Leche en polvo, Peptona) y nitrógeno ( Cloruro de Sodio, Urea, Aceite de soya).

### Operación del reactor y estabilización de lodos (2 semanas)

Se utilizarán los lodos provenientes de un trabajo anterior (Martínez, 2012), los cuales ya se encuentran adaptados, por lo que solo será necesaria una etapa de estabilización previa, que permita el actividad metabólica adecuada de los microorganismos. Con el arranque del reactor se desea una calidad constante del efluente mediante los parámetros de la tabla 1 y una masa de lodo suficiente, que no varíe cualitativamente con el tiempo.

**Tabla 22** Resultados de análisis a agua residual sintética

<b>Preparada en el laboratorio(Martínez, 2012).</b>	
<b>Parámetro</b>	<b>Obtenido</b>
<b>Dqo</b>	35,100 mg/l
<b>Nitrógeno total</b>	1,053 mg/l
<b>Sulfatos</b>	100 mg/l
<b>Fosfatos</b>	59 mg/l
<b>Nitratos</b>	90 mg/l
<b>Nitritos</b>	0.4 mg/l
<b>Carbono orgánico</b>	14,260 mg/l
<b>Carbono inorgánico</b>	610 mg/l
<b>Carbono total</b>	14,874 mg/l
<b>Ph</b>	6.4
<b>Dureza</b>	20 mg/l
<b>Alcalinidad</b>	<b>Mg/l caco<sub>3</sub></b>

## **Análisis de muestras de bacterias del biorreactor a escala del laboratorio G-109.**

1. Se tomaron en cuenta 3 sistemas de muestreo, el muestreador 1 (parte aerobia del reactor), el muestreador 2 (parte anaerobia), muestreador 3 (fangos) en el reactor según el diagrama siguiente.

2. Preparación de muestras.

3. Cada muestra se diluyó con agua destilada a razón 50:50 haciendo por triplicado y fue sembrada en placas según el tipo de análisis, para microorganismos gram negativos se usaron las placas PGNO2 (ANEXO 1), para gram positivos se usaron las placas PGN2 y para los microorganismos anaerobios se usaron AN.

4. Inoculación.

Las microplacas BIOLOG INC. cuentan con 96 pozos los cuales eran inoculados a un volumen de  $150 \mu\text{l}$  con una micropipeta de 8 puntas marca BIOLOG INC. y colocados en una campana de flujo laminar.

Cada una de las microplacas (12) se analizó durante 250 horas en intervalos de 8 y 12 horas.

Las placas AN (anaerobias) para evitar el contacto con el oxígeno se depositaban en bolsas infladas con nitrógeno que actuó como gente inerte desplazando el oxígeno.

## **Procesamiento de datos.**

Se extrajeron los datos del programa BIOLOG INC. en formato .txt para su importación directa al programa Microsoft EXCEL.

Para evitar ruido se utilizaron para graficar la diferencia entre las longitudes de onda 750-550 proporcionada por el software. Se graficaron el promedio de los pozos de cada una de las placas vs el tiempo de incubación así como también el promedio de las 3 réplicas.

**Tabla 23** Numeración de placas BIOLOG utilizadas.

PGN2	PGP2	AN
1-PGN02-A	4-PGP-A	7-AN03-A
2-PGN2-B	5-PGP-B	8-AN03-B
3-PGN2-C	6-PGP-C	9-AN03-C

Otro análisis fue la estandarización de los pozos restándole a cada uno la absorbancia del pozo A1 (agua), graficando el promedio de los pozos con respecto al tiempo.

De cada una de los análisis en cada se placa se sacó la observación del sustrato más utilizado por los microorganismos.

### Cálculo de índices de diversidad.

Cálculo del Índice de SHANNON

Mediante la siguiente formula se calcula el índice de SHANNON que indica la diversidad de especies en una comunidad.

$$\text{Ecuación 1} \dots H' = - \sum_{i=1}^S pi * \text{Log}(pi)$$

De donde:

$$H' [=] \text{Índice de SHANNON}$$

$pi [=]$  Representa la proporción de cada especie en la población

Cálculo Índice de SIMPSON

$$\text{Ecuación 2} \dots D = 1 / \sum_{i=1}^S (pi)^2$$

De donde:

$$pi = \frac{ni}{N}$$

$$D = \text{Índice de simpson}$$

$ni [=]$  abundacia de la especie  $i$

$N [=]$  El número total de individuos en toda la comunidad

Una característica de Simpson es su sensibilidad a los cambios en las especies abundantes. Es útil para el monitoreo ambiental, que miden la variación de las especies más abundantes por alguna perturbación. Los valores de la diversidad según Simpson se dan dentro de una escala de 0 a 1; siendo mayor cuando se aproxima a uno y menor al acercarse a cero, lo que indicaría un mayor dominio.

## **Comparación de resultados entre birreactores, el birreactor vertical a escala del laboratorio G-109 y el biorreactor horizontal.**

### **Obtención de muestras.**

El biorreactor horizontal cuenta con 3 cámaras anaerobias "A1", "A2", "A3" y una cámara aerobia "O", de las cuales se extrajeron 50 ml de muestra, mediante el uso de geringas de 25 ml a fin de evitar el contacto del agua con el oxígeno.

### **Inoculación de muestras.**

Las microplacas BIOLOG INC. cuentan con 96 pozos los cuales eran inoculados a un volumen de 150  $\mu$ l con una micropipeta de 8 puntas y colocados en una campana de flujo laminar.

Cada una de las microplacas (9) se analizaron durante 250 horas en intervalos de 8 y 12 horas.

Las placas AN (anaerobias) para evitar el contacto con el oxígeno se depositaban en bolsas infladas con nitrógeno que actuó como gas inerte desplazando el oxígeno.

### **Procesamiento de datos.**

Se extrajeron los datos del programa BIOLOG INC. en formato .txt para su importación directa al programa Microsoft EXCEL.

Para evitar ruido se utilizaron para graficar la diferencia entre las longitudes de onda 750-550 proporcionada por el software.

Se graficaron el promedio de los pozos de cada una de las placas vs el tiempo de incubación así como también el promedio de las 3 réplicas.

## DISCUSION DE RESULTADOS

Se obtuvieron las cinéticas de crecimiento microbiano del biorreactor horizontal y vertical en sus fases aerobia y anaerobia a 250 horas de su extracción, identificándose cada una de las fases de crecimiento según el modelo de masa celular.

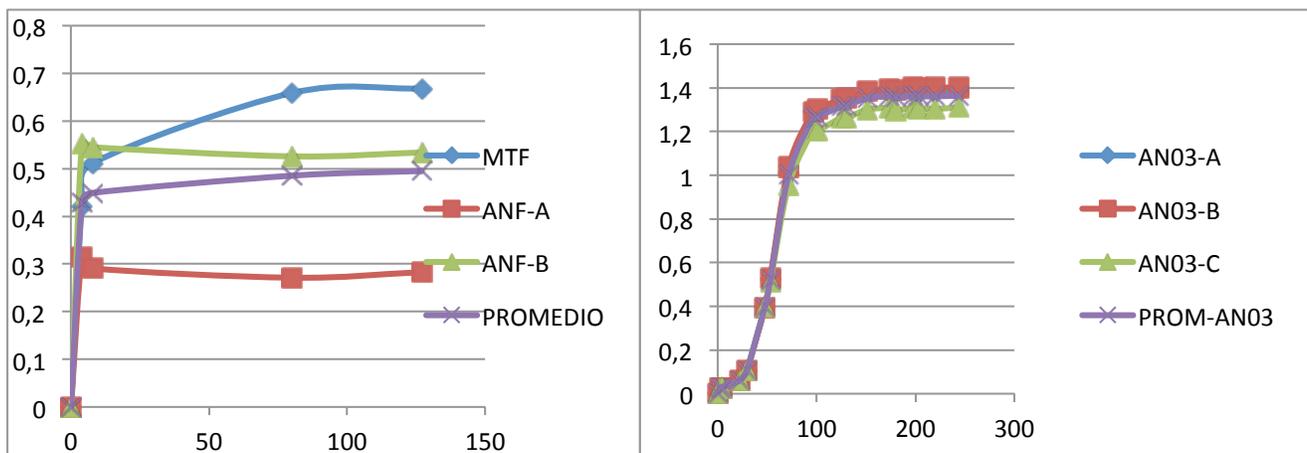
La comparación se realizó bajo condiciones estándar para cada una de las cinéticas mediante el uso de un software especializado.

Las cinéticas se analizaron creando una línea base en un rango de 100-200 horas, abarcado dos etapas de la cinética microbiana según el modelo de masas, la etapa exponencial y la etapa de estabilización.

Para el análisis se integraron las curvas en los rangos especificados, la curva con mayor área integrada corresponde al biorreactor óptimo para su uso en procesos en los cuales se necesita un mayor desarrollo de microorganismos como en el caso de procesos de desarrollo de microorganismo, y el de menor área integrada corresponde a un proceso más estable en la cual la tasa de muerte es similar a la fase de crecimiento esencial para procesos en estado estacionario.

## CALCULO DE CONCENTRACION

Se realizó un primer muestreo para identificar si la concentración de células es adecuada para un correcto seguimiento de la cinética microbiana identificando las etapas de crecimiento microbiano según el modelo de masa.



**Ilustración 2** a) Concentración de agua residual al 100%, b) Concentración de agua residual y agua destilada 1:1.

El modelo basado en la masa celular tiene solamente tres fases, la fase de latencia que tiene lugar tan pronto el microorganismo hace contacto con el sustrato, al final de esta fase el microorganismo está creciendo a su máxima tasa al mismo tiempo remueve materia orgánica de la solución.

La máxima estabilización de la materia orgánica ocurre en la fase exponencial, sin embargo, su uso es limitado debido a las demandas de oxígeno y a que la materia orgánica es alta, esto impide un efluente estable.

La última es la fase de declinación del crecimiento, por las limitaciones de alimento la tasa de crecimiento decrece y es menor cada vez. El crecimiento microbiano en esta fase de declinación es a menudo el más usado para la estabilización de desechos.

## INDICES DE DIVERSIDAD

### Índice de Shannon

El valor máximo que adquiere para las comunidades es de 5. Los en tabla están en un rango de 4.2 a 4.73 indican que el sistema está sometido a tensión (vertidos, regulación por embalses, etc). Cuanto mayor valor tome el índice de Shannon-Wiener, mayor calidad tendrá el agua.

Aquellos valores superiores al valor máximo 5 se consideran fuera del intervalo por que no son representativos.

La curva de bacterias gram positivas (PGP) es la curvas más estable al presentar una ecuación polinómica:  $y = -3E-13x^6 + 2E-10x^5 - 5E-08x^4 + 5E-06x^3 - 0.0003x^2 + 0.004x + 4.5233$  y un  $R^2 = 0.8562$  de tendencia horizontal.

### Índice de Simpson

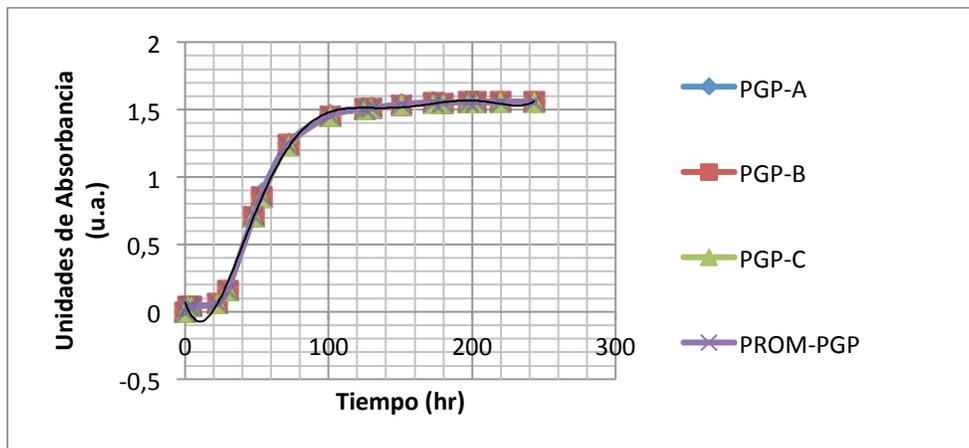
El índice tomará valores comprendidos entre 0 y 1. Los valores inferiores al 0.20 indican una calidad muy buena del agua, mientras que si la valoración supera el 0.60 la calidad del agua será deficiente o mala. Principalmente es indicador de los siguientes impactos: polución orgánica, degradación en la morfología del río y degradación general.

Los valores de la tabla están en un intervalo entre 0.76-0.78 lo que indica mala calidad de agua debida a polución orgánica.

## Cinética microbiana

La cinética describe la velocidad a la cual las reacciones químicas y bioquímicas se llevan a cabo, en la gráfica se presentan tres cinéticas y su promedio a 248 hrs después de la incubación.

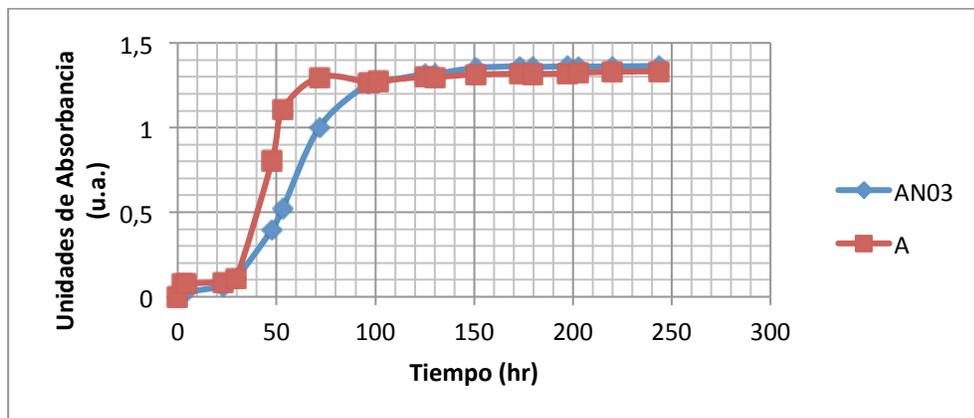
La ecuación representativa se hace tender a una curva polinómica de 6to orden cuya ecuación es  $y = 6E-13x^6 - 5E-10x^5 + 2E-07x^4 - 3E-05x^3 + 0.0018x^2 - 0.0302x + 0.0718$ .



**Ilustración 3** Cinéticas microbianas de muestras gram positivas del biorreactor vertical.

## Comparacion entre reactores.

A continuación se muestran las ecuaciones de cada uno de los reactores para el vertical la ecuación es:  $y = 1E-12x^6 - 9E-10x^5 + 3E-07x^4 - 4E-05x^3 + 0.0025x^2 - 0.041x + 0.1082$ , con un  $R^2 = 0.9811$  para el horizontal es:  $y = 1E-13x^6 - 2E-10x^5 + 7E-08x^4 - 1E-05x^3 + 0.0011x^2 - 0.0202x + 0.05471$ , con  $R^2 = 0.9957$ .



**Ilustración 4** Comparación de cinéticas microbianas entre el biorreactor vertical y horizontal.

## CONCLUSIONES

De acuerdo al modelo de masa celular se identificaron las fases de crecimiento microbiano en el biorreactor de flujo vertical, el biorreactor de flujo horizontal en 250 horas de análisis.

Mediante el cálculo del índice de Shannon y Weaver y aplicando el principio de diversidad a la contaminación de las aguas se ha encontrado un valor máximo de 5 lo cual nos indica diversidad máxima perteneciente a diferentes especies, en cuyo caso existe gran estabilidad ecológica en la comunidad analizada.

Bajo el criterio de heterogeneidad que involucra la riqueza de especies y la abundancia de cada una de ellas en cuyo caso nos mostró un valor de 0.8474, esto indica que la diversidad es bastante alta, si tomamos en cuenta que este índice tiene como límite mínimo y máximo entre 0 – 1.

## BIBLIOGRAFIA

Arias, L. C., & Brix, H. (2003). Humedales Artificiales para el Tratamiento de Aguas Residuales. . *Ciencia e Ingeniería Neogranadina* , 6(13), 17-24.

Biolog, Inc. (2007). User Guide.. U.S.A.

Carreño, D. C., & Restrepo, M. A. (2010). Consorcios microbianos: una metáfora biológica aplicada en cadenas productivas agropecuarias. *Rev. Fac. cienc.econ* , 18(2):55-74.

Domínguez, M. L., Garabay, C., Poggi-Varaldo, M., & García, M. J. (2006). Caracterización de la diversidad de comunidades microbianas útiles en biorremediación y producción de probióticos por su huella genética. *Rev Latinoamericana de Microorganismología* , 48 (2): 211-225.

Garcés, M. A., Agudelo, B. L., Macías, M. K., & Salinas, A. N. (2006). Aislamiento de consorcio de microorganismos degradadores de cianuro. . *Revista Lasallista de Investigación* , 3 (1):7-12.

Garland, L. J. (1999). Potencial and Limitions of BIOLOG for Microbial Community Analysis. En D. Corporation., *Methods of Microbial Community Analysis*. . USA: Kennedy Space Center, Fla. 32899.

Hernandez, R. C. (2006). Las comunidades microbianas: Diferentes modelos y una cierta unidad metodológica. . *Rev. Latinoamericana de microorganismología* , 48(2): 225.

Holmes, B., Costas, M., Ganner, S., ON, W. S., & Stevens, M. (1994). Evaluation of BIOLOG System for Identification of Some Gra,-Negative Bacteria of Clinical Importance. . *Journal of Clinical Microbiology* . , 32(8), 1970-1974.

Kelly, J. J., & Tate, L. R. (1998). Use of BIOLOG for the Analysis of Microbial Communities from Zinc-Contaminated Soils. *Journal of Environmental Quality* . , 27(3), 600-608.

Martínez, J. O. (s.f.). Diseño, construcción y propuesta en marcha de un bioreactor de membrana de flujo ascendente con sistema integrado anaerobio-aerobio. *Tesis inédita de maestría* . México, D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana.

NOM-003-ECOL-1997, N. O. (28 de 01 de 1997). Nueva Ley que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. . *Diario Oficial de la Federación* .

Paz, M., Muzio, H., Gemini, V., Magdaleno, A., Rossi, S., Korol, S., y otros. (2004). Aguas Residuales de un Centro Hospitalario de Buenos Aires, Argentina: Características Químicas, Biológicas y Toicológicas. . En *Higiene y Seguridad Ambiental*. (págs. 4, 83-88.).

Revista Ambientum. (2002). *Clasificación de aguas residuales industriales*. Obtenido de [http://www.ambientum.com/revista/2002\\_22/CLSFCCNG1.asp](http://www.ambientum.com/revista/2002_22/CLSFCCNG1.asp).

## **B.41.P. Efectos fitotóxicos de cobre en *Bidens pilosa* L. y *Lepidium sativum* L.**

### **Phytotoxic effects of copper in *Bidens pilosa* L. and *Lepidium sativum* L.**

Blanco Vargas, Marilyn<sup>1</sup>, Gutiérrez Gómez, María Fernanda<sup>1</sup>, Rojas Gómez, Mónica<sup>1</sup>, Scholz, Carola B.<sup>1</sup> & Villalobos Sandí, Nancy<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Escuela de Ciencias Biológicas, Laboratorio de Botánica, Universidad Nacional, Costa Rica*

<sup>2</sup>*Escuela de Ciencias Biológicas, Laboratorio de Biotecnología de Microalgas Universidad Nacional, Costa Rica*  
mfgg91@hotmail.es

## **RESUMEN**

El cobre es un elemento traza esencial para el funcionamiento de los organismos vivos, pero el aumento de éste metal en el medio puede ocasionar toxicidad a diferentes organismos. Para evaluar los efectos adversos del cobre en el ambiente terrestre y acuático, se utilizan los bioensayos de toxicidad con semillas, los cuales son pruebas rápidas, sencillas y sensibles. En el presente estudio se evaluaron los efectos tóxicos de diferentes concentraciones de cobre sobre el proceso de la germinación y el desarrollo de las plántulas en *Lepidium sativum* y *Bidens pilosa*. Para las pruebas se colocaron semillas de cada especie en placas Petri con disoluciones de cobre de 10, 50, 100, 125 y 150 mg/L. Las placas se mantuvieron en condiciones reguladas de luz y temperatura por un período de siete días para *B. pilosa* y de cinco días para *L. sativum*. Como respuesta al efecto tóxico se evaluaron los porcentajes de germinación, de inhibición de la elongación para la raíz y el tallo y el IC<sub>50</sub> de la germinación. Los resultados indican que el porcentaje de germinación tiende a disminuir conforme se incrementa la concentración de cobre en el medio, el IC<sub>50</sub> de *L. sativum* fue mayor que el de *B. pilosa*. Los mayores porcentajes de inhibición en el crecimiento de la raíz se presentaron en las concentraciones de cobre mayores al 50 mg/L en ambas especies, sin embargo a nivel del tallo, *L. sativum* fue menos afectado que *B. pilosa*. Como principal conclusión en el estudio se obtiene que el aumento en las concentraciones de cobre coincide con una tendencia al descenso en los niveles de germinación de las especies evaluadas y el efecto tóxico del cobre va a estar muy relacionado con la concentración del metal en el medio. Tanto *L. sativum* como *B. pilosa* se pueden utilizar en pruebas de toxicidad con el fin de evaluar el riesgo ambiental de ambientes expuestos a la contaminación de cobre.

**Palabras claves:** Bioensayo de toxicidad, *Lepidium sativum*, *Bidens pilosa*, cobre.

## ABSTRACT

Copper is a trace element essential to the functioning of living organisms, but the increase of this metal in the medium may result in toxicity to different organisms. To assess the adverse effects of copper on the terrestrial and aquatic environment, biotests with seeds, which are rapid, simple and sensitive, are used. In this study the toxic effects of different concentrations of copper on the process of germination and seedling development in *Lepidium sativum* and *Bidens pilosa* were evaluated. For testing, seeds of each species were placed in Petri dishes with solutions of copper of 10, 50, 100, 125 and 150 mg / L. The plates were kept under controlled conditions of light and temperature for a period of seven days for *B. pilosa* and five days for *L. sativum*. In response to the toxic effect, the germination percentage, inhibition of root and stem elongation and the EC<sub>50</sub> of germination were evaluated. The results indicate that the germination percentage tends to decrease with increasing concentration of copper in the medium; the IC<sub>50</sub> of *L. sativum* was higher than that of *B. pilosa*. The highest percentage of inhibition in the growth of the root is presented at copper concentrations greater than 50 mg / L in both species; however, stem growth of *L. sativum* was less affected than that of *B. pilosa*. The main conclusion obtained in the study is that the increase of copper concentrations coincides with a downward trend in the levels of germination of the tested species; the effect of copper will be closely related to the metal concentration in the environment. Both, *L. sativum* and *B. pilosa* can be used in toxicity tests in order to assess the risk of environmental contamination in environments exposed to copper.

**Keywords:** Biotest, *Lepidium sativum*, *Bidens pilosa*, copper.

## **B.32.P. Prevalencia de cepas de *salmonella* resistentes a antibióticos en muestras ambientales en el estado de Hidalgo, México**

### **Prevalence of strains of antibiotic-resistant *Salmonella* in environmental samples in the state of Hidalgo, Mexico**

Eduardo J. Gutiérrez Alcántara<sup>1</sup>, Javier Castro-Rosas<sup>1</sup>, Alma D. Román<sup>1</sup> Gutiérrez<sup>1</sup>, Carlos A. Gómez Aldapa<sup>1</sup>, Luis G. González Olivares<sup>1</sup>, María D.R. Torres Vitela<sup>2</sup>, Angélica Villarruel López<sup>2</sup>, Rosa M.Hernández Vélez<sup>3</sup>, Juan M. Urrieta Saltijeral<sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Centro de Investigaciones Químicas. Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Ciudad del conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo Km. 4.5, 42183 Mineral de la Reforma, Hidalgo, México.*

<sup>2</sup>*Laboratorio de Microbiología Sanitaria, Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, México.*

<sup>3</sup>*División de Investigación y Posgrado, Instituto Tecnológico de Villahermosa, Villahermosa, Tabasco. México*

E-mail address: [eduard\\_life@hotmail.com](mailto:eduard_life@hotmail.com); [jcastro@uaeh.edu.mx](mailto:jcastro@uaeh.edu.mx)

## **RESUMEN**

*Salmonella* es un patógeno involucrado con las enfermedades transmitidas por los alimentos (ETAS) en muchos países incluido México. Debido al uso indiscriminado de los antibióticos han aparecido cepas de *Salmonella* resistentes a antibióticos, convirtiéndose en un problema de salud pública que va en aumento. Existe limitada información en México sobre la diseminación de cepas de *Salmonella* resistentes a antibióticos en el ambiente. Se determinó la presencia de cepas de *Salmonella* resistentes a antibióticos en muestras de carne, y zanahorias obtenidas en distintos mercados en la ciudad de Pachuca, y de suelo y aguas negras de la región sur del Valle del Mezquital en el Estado de Hidalgo, México. *Salmonella* se aisló e identificó con la metodología convencional de cultivo. Se realizó el perfil de resistencia de las cepas aisladas con 14 antibióticos y 2 mezclas empleando el método de difusión en disco. Se obtuvo una prevalencia de 70% en muestras de carnes de res, 50% en pollo, 11% en zanahorias, 30% en suelos y 38% en aguas negras. Todas las cepas mostraron resistencia a por lo menos dos antibióticos. La mayoría de las cepas fueron resistentes a Ampicilina y Amoxicilina/Acido clavulánico. La mayoría de las cepas fueron sensibles a Cloranfenicol, Sulfisoxazol y Ciprofloxacina. No obstante, más del 50 % de las cepas fueron resistentes a por lo menos 10 antibióticos y 3 cepas fueron resistentes a los 14 antibióticos y a las 2 mezclas.

**Palabras claves:** Salmonella, resistencia antibiótica, diseminación, prevalencia

## INTRODUCCION

La interacción de los mecanismos y las fuentes de contaminación, así como la influencia de los factores ambientales determinan el comportamiento de las bacterias patógenas en el ambiente. Diferentes materiales del ambiente pueden servir como vehículo de los microorganismos patógenos. La capacidad de los microorganismos para sobrevivir en tales materiales incrementa su peligrosidad y producen enfermedades transmitidas por los alimentos (ETAS) las cuales ocurren a menudo como brotes y son causa de morbilidad y mortalidad en todo el mundo<sup>1</sup>. *Salmonella* es uno de los microorganismo más involucrados, su hábitat natural es el intestino del hombre y de los animales, además de encontrarse también en medios contaminados con excremento humano y de animales (Huss, 1997). En México *Salmonella* y *S. typhi* son endémicas, durante el periodo de 2009 y 2012 se presentaron 506,239 casos de salmonelosis y 191,614 casos de fiebre tifoidea en México (Secretaría de salud, 2012). Debido al uso indiscriminado de los antibióticos han aparecido cepas de *Salmonella* resistentes a antibióticos, convirtiéndose en un problema de salud pública que va en aumento. Actualmente existen diversos estudios enfocados en la incidencia de bacterias resistentes a antibióticos obtenidas de diversas muestras ambientales (alimentos, animales, humanos, aguas negras y suelos) (Meher Nigad, y otros, 2011), (Lateef, Oloke, & Gueguimkana, 2005), (Chuanwu, y otros, 2009), (Armstrong, Shigeno, Calomiris, & Seidler, 1981), (Kalsoom, Saeed, & Jabeen, 2009), (Lertworapreecha, Sutthimusik, & Tontikapong, 2012), (Akter, Rafiq-Un-Nabi, Rupa, L, & Hossain, 2011), (Miranda, Mondragon, Martinez, Guarddon, & Rodriguez, 2009), con el fin de sugerir y desarrollar nuevos antibióticos más eficientes (Wright D, 2010). Sin embargo en México existe limitada información sobre la diseminación de cepas de *Salmonella* resistentes a antibióticos en el ambiente. Actualmente en el Estado de Hidalgo se encuentra el sistema de riego con aguas residuales más grande del mundo (Siemens, Huschek, Siebe, & Kaupenjohann, 2008), este es el Valle del Mezquital, una zona agrícola donde se utilizan las aguas negras de la ciudad de México para riego desde el año 1912 y estiércol como abono orgánico, lo que incrementa el riesgo de diseminación de cepas de *Salmonella* resistente a antibióticos.

El objetivo de este estudio fue determinar la prevalencia de cepas de *Salmonella* resistentes a antibióticos en muestras de carne de res, pollo, zanahorias, suelos y aguas de irrigación de Pachuca y la región del Valle del Mezquital, Hidalgo.

## METODOLOGIA

Se analizaron 100 muestras de zanahorias, 186 de carne de res y 54 de carne de pollo obtenidas en distintos establecimientos de mercados en la ciudad de Pachuca, 50 muestras de suelos y 50 de aguas de irrigación en la región sur del Valle del Mezquital en el Estado de Hidalgo, México. De las muestras de zanahorias se tomaron 5 piezas de un kg, de las muestras de carne 100g, de suelo 100g y de aguas negras 100mL, cada muestra fue colocada en bolsa estéril y transportada inmediatamente al laboratorio para su procesamiento. El preenriquecimiento se realizó con agua peptonada buferada, y se incubó a 37°C / 18-24 h, el enriquecimiento fue en caldo tetracionato y Rappaport-Vassiliadis y se incubaron a 43 °C / 24 h, ambos caldos fueron estriados en agar XLD, sulfito bismuto y BG sulfa e incubados a 37 °C / 24-48 h. Se tomaron 2 colonias típicas de cada caja y fueron inoculadas enLIA y TSI e incubadas a 35 °C / 24 h. Se tomó una colonia de LIA para analizar la producción de ureasa. La identificación serológica se realizó con antisuero polivalente O y flagelar H, los cuales fueron comprados en el Instituto de diagnósticos y Referencia Epidemiológicos (InDRE) de la secretaria de salud, Mexico. Se estriaron las cepas positivas en tubos con agar cuenta estándar y se mantuvieron a una temperatura de 3-5°C.

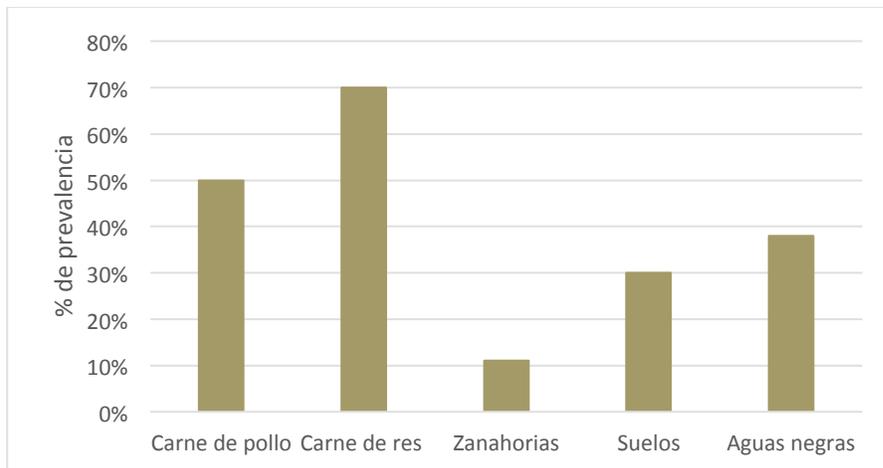
Los perfiles de resistencia se realizaron con el método de difusión en disco, se utilizaron 14 antibióticos y dos mezclas: ampicilina (AMP) 10µg/ml, amikacina (AMK) 30 µg/ml, ciprofloxacina (CIP) 5 µg/ml, sulfisoxazol (SOX) 250 µg/ml, gentamicina (GEN) 10 µg/ml, cloranfenicol (CHL) 30 µg/ml, ceftriaxona (CRO) 30 µg/ml, tetraciclina (TCY) 30 µg/ml, ácido nalidíxico (NAL) 30 µg/ml, estreptomina (STR) 10 µg/ml, kanamicina (K) 30 µg/ml, µg/ml,eritromicina (ERI)15 µg/ml, colistina (COL) 10 µg/ml, neomicina (N) 10 µg/ml,trimetoprim/sulfametoxazol (SXT) 1.25/23.75,amoxicilina/ácido clavulánico (AMC) 20/10 µg/ml.

## RESULTADOS Y DISCUSION

### Prevalencia de salmonella en las muestras

Se confirmó la presencia de *Salmonella* en base a la morfología y serología de las colonias, se obtuvo mayor incidencia (70%) en las muestras de carne de res, seguido de las de pollo aislándose un total de 350 cepas en ambas, esta alta prevalencia se puede justificar con las prácticas intensivas de cría y utilización de piensos contaminados, así como también mediante la contaminación cruzada durante el sacrificio, procesamiento, almacenamiento y transporte para su comercialización (Ejeta, Molla, Alemayehu, & Muckle, 2004). Se obtuvieron 13 cepas de 11 muestras contaminadas, esto es una cifra alta y alarmante, ya que muchas veces se consume este vegetal de forma cruda en ensaladas y jugos, por lo que es recomendable una

buena desinfección. En la figura no. 1 se puede observar que las muestras de aguas negras resultaron más contaminadas (38%) que las de suelos (30%), lo que puede indicar que la diseminación de *Salmonella* empieza desde la irrigación de los cultivos y es de esta forma que puede entrar en cadena alimenticia. En el 2004 Mahbub y colaboradores, evaluaron el comportamiento que tiene *Salmonella* Thyphimurium en suelos y aguas de irrigación contaminados con estiércol, para el cultivo de zanahorias y rábanos, observando periodos largo de sobrevivencia de este patógeno (231 días), y concluyendo que la contaminación de estas fuentes juegan un papel importante en la contaminación hacia los vegetales, y el suelo donde crecen.



**Figura 57** Prevalencia de *Salmonella* en muestras analizadas

Existen estudios en donde se ha detectado la presencia de este microorganismo, en Hidalgo, México se detectó *Salmonella* en 17 de 78 muestras de vegetales crudos, teniendo mayor incidencia en lechuga (33.3%) y zanahoria (27.3%) (Miranda, Mondragon, Martinez, Guarddon, & Rodriguez, 2009), en Bangladesh se aislaron e identificaron bacterias resistentes a antibióticos de zanahorias y jitomates, encontrándose un total de 2607 cepas resistentes, teniendo mayor prevalencia en zanahorias (Akter, Rafiq-Un-Nabi, Rupa, L, & Hossain, 2011). La incidencia de *Salmonella* en las muestras de carnes que se obtuvo en este estudio fue más alta que la reportada por Ejeta y colaboradores en 2004 (14.7%) (Ejeta, Molla, Alemayehu, & Muckle, 2004). En Irán se encontró este microorganismo en 86 (45%) de 190 muestras de pollo y 38 (20%) de 189 en carne de res, lo cual muestra que nuestros resultados también están por encima de estos (Dallal, y otros, 2010).

### Resistencia a antibióticos

Los resultados obtenidos mostraron que todas las cepas presentaron resistencia a por lo menos dos antibióticos, en la tabla no. 2 se muestra la clasificación de las cepas según los halos de inhibición, así como el porcentaje que presentaron.

Los perfiles de resistencia observados difieren mucho de una cepa a otra. Las resistencias más frecuentes de las cepas de *Salmonella* aisladas de carnes fueron a: Sulfisoxazol 95.75%, Colistina 90.20%, Estreptomocina 86.76% y Eritromicina 76.96% (Tabla 1). Por el contrario la mayoría de cepas fueron sensibles a Ciprofloxacina 65.52%, seguido de Ceftriaxona 33.01% y Tetraciclina 31.05%. Cloranfenicol presentó mayor porcentaje (55.39%) para cepas de sensibilidad intermedia, pero también se encontraron cepas resistentes (16.18%) para este antibiótico. Respecto a la ampicilina se muestra que el 92.3% del total de la cepas aisladas de zanahorias presentaron resistencia, así como también el 84% de aguas negras, seguido de un 71.42% de suelos y un 66.18% de carnes. Al igual que otros trabajos se demuestra que ampicilina tiene poca efectividad sobre cepas aisladas de vegetales, casos clínicos, carnes, productos lácteos, animales silvestres, composta, suelos, aguas negras y potable (Lertworapreecha, Sutthimusik, & Tontikapong, 2012), (Meher Nigad, y otros, 2011), (Chiou, y otros, 2009), (Edrington, Fox, Callaway, Anderson, Hoffman, & David., 2009). Otro antibiótico que también mostró poco efectividad fue Sulfisoxazol en los 4 tipos de muestras. En el caso de la Estreptomocina, las cepas aisladas de zanahorias presentaron una resistencia del 38.46% y al igual que este antibiótico, Amoxicilina/Ácido clavulánico, Sulfisoxazol no presentaron cepas sensibles. Las cepas de agua y suelo presentaron las siguientes resistencias: Amoxicilina/Ácido clavulánico 57.14%, 80%, Estreptomocina: 100%, 76.19%, Eritromicina: 68%, 80.9% respectivamente y los antibióticos que presentaron la menor cantidad de cepas resistentes fueron: Ciprofloxacina, Ceftriaxona, Amikacina y Cloranfenicol siendo los mismos para las cepas aisladas de zanahorias y carnes a excepción de Amikacina.

No obstante, más del 50 % de las cepas fueron resistentes a por lo menos 10 antibióticos y 3 cepas fueron resistentes a los 14 antibióticos y a las 2 mezclas.

**Tabla 24** Clasificación y porcentaje de cepas de *Salmonella* a cada uno de los antibióticos analizados

Antibiótico	Muestras	Resistentes %	Sensibilidad intermedia %	Sensibles %	
Ampicilina	Carnes	66.18	15.36	18.46	
	Zanahorias	92.3	7.6	0	
	Suelos	71.42	28.57	0	
	Aguas negras	84	16	0	
Amoxicilina/ clavulánico	ácido	Carnes	46.41	26.8	26.8
		Zanahorias	92.3	7.6	0
		Suelos	80	16	4
		Aguas negras	57.14	28.57	4.28

Sulfisoxazol	Carnes	95.75	3.11	1.14
	Zanahorias	38.46	61.5	0
	Suelos	52.38	47.61	0
	Aguas negras	40	60	0
Colistina	Carnes	90.2	0	9.8
	Zanahorias	38.46	46.15	15.38
	Suelos	23.8	76.19	0
	Aguas negras	36	64	0
Estreptomicina	Carnes	86.76	11.28	1.96
	Zanahorias	38.46	61.53	0
	Suelos	76.19	9.52	14.28
	Aguas negras	100	0	0
Eritromicina	Carnes	76.96	20.43	2.61
	Zanahorias	23	30.76	46.15
	Suelos	80.9	19.04	0
	Aguas negras	68	32	
Ácido Nalidíxico	Carnes	65.69	29.08	5.23
	Zanahorias	15.38	46.1	38.46
	Suelos	28.57	9.52	61.9
	Aguas negras	32	24	44
Kanamicina	Carnes	64.22	31.53	4.25
	Zanahorias	15.38	38.46	46.1
	Suelos	66.66	33.33	0
	Aguas negras	64	32	4
Neomicina	Carnes	63.56	32.03	4.41
	Zanahorias	7.6	23	69.2
	Suelos	42.85	52.38	4.76
	Aguas negras	40	60	0
Tetraciclina	Carnes	62.25	6.7	31.05
	Zanahorias	7.6	46.1	46.1
	Suelos	66.66	14.28	19.04
	Aguas negras	60	40	0
Gentamicina	Carnes	55.23	24.02	20.75
	Zanahorias	7.6	23	69.2
	Suelos	0	28.57	71.42
	Aguas negras	0	60	40

Cloranfenicol	Carnes	16.18	55.39	28.43
	Zanahorias	7.6	0	92.3
	Suelos	4.76	33.33	61.9
	Aguas negras	8	24	68
Amikacina	Carnes	59.31	27.45	13.24
	Zanahorias	30.76	46.1	23.07
	Suelos	0	28.57	71.42
	Aguas negras	0	20	80
Trimetoprim/Sulfamethoxazol	Carnes	66.5	27.94	5.56
	Zanahorias	23.07	30.76	46.15
	Suelos	57.14	42.85	0
	Aguas negras	48	52	0
Ceftriaxona	Carnes	44.28	22.71	33.01
	Zanahorias	0	0	100
	Suelos	0	4.76	95.23
	Aguas negras	0	20	80
Ciprofloxacina	Carnes	15.2	19.28	65.52
	Zanahorias	0	0	100
	Suelos	0	0	100
	Aguas negras	12	24	64

Existen varios mecanismos por los cuales las bacterias adquieren resistencia a ciertos antibióticos entre los cuales se encuentran: mutaciones espontaneas, conjugación por plásmido, transferencia de material genético por transposones y por bacteriófagos, aunque también no se descarta el uso inapropiado y abuso de antibióticos. Por otra parte las aguas negras que son utilizadas para los cultivos generalmente están cargadas de desechos de hospitales y descargas farmacéuticas llevando consigo cientos de toneladas de antibióticos, es por ello que los vegetales contaminados con estas aguas, así como también los granos y pastura que son consumidos por animales de engorda, contribuyen en la diseminación de bacterias multiresistentes .

## CONCLUSION

Los resultados de este trabajo mostraron un problema serio de multiresistencia de *Salmonella* a los antibióticos. Es necesario una mayor regulación, vigilancia y seguimiento del uso de antibióticos durante la cría de los animales de abasto, así como también la implementación de prácticas adecuadas de higiene durante toda la cadena de producción de vegetales y carne, ya que algunos autores afirman que las infecciones

causadas por cepas multiresistentes son a menudo más graves que las causadas por cepas sensibles.

## BIBLIOGRAFIA

Secretaria de salud . (2012). *Enfermedades infecciosas y parasitarias del aparato digestivo*. . Obtenido de Boletín epidemiológico, México: <http://www.dgepi.salud.gob.mx/boletin/2010imagen/plantilla/indice-2012.htm>

Akter, S., Rafiq-Un-Nabi, Rupa, F. A., L, B. M., & Hossain, M. A. (2011). Antibiotic Resistance and Plasmid Profiles in Bacteria Isolated from Market-Fresh Vegetables. *Agric. Food Anal. Bacteriol.* , 1: 140-149.

Armstrong, J. L., Shigeno, D. S., Calomiris, J. J., & Seidler, R. J. (1981). Antibiotic-resistant bacteria in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.* , 42:277–283.

Armstrong, J. L., Shigeno, D. S., Calomiris, J. J., & Seidler, R. J. (1981). Antibiotic-resistant bacteria in drinking water. . *Appl. Environ. Microbiol.* , 42:277–283.

Chiou, C.-S., Lin, J.-M., Chiu, C.-H., Chu, C.-H., Chen, S.-W., Chang, Y.-F., y otros. (2009). Clonal dissemination of the multi-drug resistant Salmonella entericaserovar Braenderup, but not the serovar Bareilly, of prevalent serogroup C1 Salmonella from Taiwan. *BMC Microbiology* , 9:264.

Chuanwu, X., Yongli, Z., Marrs, C. F., Wen, Y., Carl, S., Foxman, B., y otros. (09 de 2009). Prevalence of Antibiotic Resistance in Drinking Water Treatment and Distribution Systems. *Applied and Environmental microbiology* , 5714–5718.

Dallal, M., Doyle, M., Sanaei, M., Modarresi, S., Bakhtiari, R., Sharifiy, K., y otros. (2010). Prevalence and antimicrobial resistance profile of Salmonella serotypes, Campylobacter and Yersinia spp. isolated from retail chicken and beef, Tehran, Iran. . En *Food control* (págs. 21, 388-392.).

Edrington, T. S., Fox, W. E., Callaway, T. R., Anderson, R. C., Hoffman, D. W., & David., N. J. (2009). Pathogen Prevalence and Influence of Composted Dairy Manure Application on Antimicrobial Resistance Profiles of Commensal Soil Bacteria . *FOODBORNE PATHOGENS AND DISEASE* , 6 ( 2).

Ejeta, G., Molla, B., Alemayehu, D., & Muckle, A. (2004). Salmonella serotypes isolated from minced meat beef, mutton and pork in Addis Ababa, Ethiopia. *Revue Méd. Vét* , 155(11), 547-551.

Huss, H. H. (1997). *Aseguramientos de la calidad de productos pesqueros 1999*. (FAO, Ed.) Obtenido de Documento técnico de pesca. No. 334. Roma: <http://www.fao.org/docrep/003/T1768S/T1768S00.HTM>

Kalsoom, F., Saeed, A., & Jabeen, F. (2009). Prevalence and antibiotic resistance of bacteria in two ethnic milk based products. . (P. J. Bot, Ed.) 41(2): 935-943.

Lateef, A., Oloke, J. K., & Gueguimkana, E. B. (2005). The prevalence of bacterial resistance in clinical, food, water and some environmental samples in southwest Nigeria. . En *Environmental Monitoring and Assessment* (págs. 100: 59–69.).

Lertworapreecha, M., Sutthimusik, S., & Tontikapong., K. (11 de 2012). Antimicrobial Resistance in Salmonella enterica Isolated From Pork, Chicken, and Vegetables in Southern Thailand. *Jundishapur Journal of Microbiology* . , 6(1): 36-41.

Lertworapreecha, M., Sutthimusik, S., & Tontikapong., K. (11 de 2012). Antimicrobial Resistance in Salmonella enterica Isolated From Pork, Chicken, and Vegetables in Southern Thailand. *Jundishapur Journal of Microbiology* . , 6(1): 36-41.

Meher Nigad, N., Reaz Mohammad, M., Md. Mahmudul, H., Fakruddin, M., Saiful, I., Bhuiyan, H. R., y otros. (2011). Prevalence of Multi Drug Resistant Bacteria on Raw Salad Vegetables Sold in Major Markets of Chittagong City, Bangladesh. . *Middle-East Journal of Scientific Research* , 10 (1): 70-77.

Miranda, J. M., Mondragon, A. C., Martinez, B., Guarddon, M., & Rodriguez, J. A. (2009). Prevalence and Antimicrobial Resistance Patterns of Salmonella from Different Raw Foods in Mexico. *Journal of Food Protection* , 72 (5), 966–971.

Romero Cabello, R. (2007). Microbiología y Parasitología Humana. En *Bases etiológicas de las enfermedades infecciosas y parasitarias..* (3era ed., pág. 1789). México: Editorial Médica Panamericana.

Siemens, J., Huschek, G., Siebe, C., & Kaupenjohann, M. (2008). Concentrations and mobility of human pharmaceuticals in the world's largest wastewater irrigation system, Mexico City-Mezquital Valley. *Water Research* , 42(8-9), 2124-2134.

Wright D, G. (2010). Antibiotic resistance in the environment: a link to the clinic? *Current Opinion in Microbiology* , 13:589-594.

Zamudio, M. L., Meza, A., & Bailon, H. (2011). Experiencias en la vigilancia epidemiológica de agentes patógenos transmitidos por alimentos a través de electroforesis en campo pulsado (PFGE) en el Perú. *Revista peruana de medicina experimental y salud pública* , 28:128-135.

**B.33.P. La gestión ambiental en el contexto rural:  
implementando tecnologías limpias en fincas cafetaleras.  
Zona de Los Santos, Costa Rica**

**Environmental management in rural context: implement clean  
technologies in coffee farms. Los Santos zone, Costa Rica**

Diego Hidalgo Barrantes<sup>1</sup> Email: godiehb@gmail.com, tel. 87175456  
Sofía Zúñiga Ugalde<sup>1</sup> Email: sofuzo@gmail.com, tel. 83309287  
Diana Víquez Zamora<sup>1</sup> Email: dvz212@gmail.com, tel. 89370721  
Allan Cepeda Céspedes<sup>1</sup> Email: allan.1503@gmail.com, tel. 86627982

<sup>1</sup>*Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas, Universidad Nacional,  
Costa Rica*

Palabras claves: Tecnologías limpias, saneamiento básico rural, albergues,  
recolección de café, población trabajadora temporal, zona rural

## **RESUMEN**

Los profesionales en gestión ambiental enfrentan la responsabilidad de promover cambios en beneficio del ambiente y por ende de la población en general. Compartimos la experiencia obtenida como gestores ambientales en una zona rural cafetalera, donde ha sido preciso desarrollar soluciones en el manejo de residuos generados en los albergues destinados a trabajadores temporales. Dentro de la cadena de valor de producción cafetalera se ha invisibilizado la etapa de recolección del grano, misma que depende de la contratación de mano de obra extranjera. Nuestro aporte ha consistido en desarrollar soluciones en temas de higiene, manejo de plaguicidas, residuos sólidos y líquidos, abastecimiento de agua, entre otros. La metodología de trabajo incluye: diagnóstico, consulta y acompañamiento en la implementación de alternativas o tecnologías limpias y su posterior monitoreo – valoración. Contribuimos con el saneamiento básico en 20 fincas, logrando implementar 11 sistemas de manejo de residuos sólidos y líquidos (1 biojardinera, 7 sanitarios secos), además de capacitar a productores y trabajadores de 4 fincas en el tema de buenas prácticas para el manejo de plaguicidas. El debido conocimiento del contexto y un acompañamiento constante durante el proceso de cambio, permitió implementar tecnologías limpias, además de concienciar a la población para que esté anuente a utilizarlas e incorporarlas en otros ámbitos. Nuestro rol como gestores ambientales entre los diferentes actores fue esencial para promover los cambios requeridos en el medio ambiente en interacción con profesionales de disciplinas como sociología, diseño gráfico, antropología, construcción y arquitectura. Consideramos relevante fortalecer las iniciativas

desarrolladas en contextos rurales con las instancias locales y las poblaciones directamente afectadas, particularmente en plantaciones agrícolas con necesidades de infraestructura y servicios similares.

**Palabras claves:** Tecnologías limpias, saneamiento básico rural, albergues, recolección de café, población trabajadora temporal, zona rural

## ABSTRACT

Environmental management professionals have the responsibility to promote changes that will benefit the environment and the overall population. We share our experiences as environmental managers in a rural coffee zone, where it has been necessary to develop waste management solutions for worker temporary housing located in coffee farms. The value of the harvest phase depends on migrant labor and is usually ignored within the chain of production. Our contribution has been to develop solutions in different areas including hygiene, pesticide management, solid and liquid waste, water supply. Methodologies used include: diagnostic, enquiry, advice and accompaniment in the implementation of clean technologies and the corresponding monitoring and evaluation. We contributed with basic sanitation in 20 farms, achieving the implementation of 11 systems for solid and liquid waste (1 wetland, 7 urine diversion dry toilets). In addition, we trained coffee farmers and harvesters on best practices for pesticide management in 4 farms. Knowledge of the surrounding context and continuous accompaniment during change process allowed the implementation of clean technologies while also making the population aware and willing to incorporate them in other situations. Our role as environmental managers with different actors was essential to strengthen environmental changes required, in interaction with professionals of different disciplines including sociology, graphic design, anthropology, construction and architecture. We believe it is important to fortify these initiatives developed in rural context, through coordination between local, national organizations and population affected, especially in cultivated fields that demands infrastructure and similar services.

**Keywords:** Clean technologies, sanitation rural basic, coffee harvester, temporary workers, rural zone.

## INTRODUCCION

Las y los profesionales en gestión ambiental tienen la responsabilidad de promover cambios en beneficio del medio ambiente y por ende, para la población en general. En el documento se detalla una experiencia de incidencia como gestores ambientales en una zona cafetalera, hacia la incorporación de prácticas de saneamiento básico donde ha sido posible desarrollar soluciones de manejo socio-ambiental en albergues destinados a trabajadores temporales.

En comunidades rurales donde se practica el monocultivo extensivo, el rol del gestor ambiental está ligado, entre otras funciones, a diagnosticar, analizar el contexto, y considerar estos insumos para implementar prácticas ambientales relacionadas a la producción del fruto, en todas sus fases. Así, en el caso de la zona de los Santos, en una dinámica socioeconómica que gira en torno a la producción del café (INEC, 2007); (Valenciano, (2008), la gestión ambiental complementa la actividad con una visión integral que considera las actividades antrópicas relacionadas al proceso de recolección y desde la que se promueven medidas correctivas y buenas prácticas, para afianzar su sustentabilidad.

Dentro de la cadena de valor de la producción cafetalera, la etapa de recolección del grano ha carecido de importancia. La misma depende de la contratación de mano de obra extranjera lo que implica la habilitación de infraestructura habitacional y de disposición de servicios básicos para la estancia de la población migrante (Loría; Sáenz; Partanen., 2011), (Loría, Berrocal, Partanen, Álvarez, & Córdoba, 2007). Ante esto surge la necesidad de atender aspectos socio ambientales que consideren la actividad domiciliar en el manejo del uso y destino de los recursos en las fincas (Alas & Víquez, 2010); (Hidalgo; Zúñiga., 2011); (Viquez; Hidalgo; Zúñiga., 2012), (Viquez; Loría., 2012), (Solano, 2012), y (Montero, 2012).

La Universidad Nacional, por medio del Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas (IRET) ha trabajado durante los últimos 10 años en la zona de Los Santos mediante diferentes proyectos. Desde el Proyecto Seguridad y Salud Integral en el Trabajo Temporal (ProSIT) se formula y promueve un plan de manejo integral de la recolección en fincas, con participación de productores de café y de la población recolectora migrante, así como aquellos actores sociales que voluntariamente han decidido incorporarse al accionar de las universidades públicas para lograr el empoderamiento de los colectivos hacia el bienestar, la protección y la seguridad de los grupos inmigrantes que recolectan el café ( IRET, 2012).

## **METODOLOGIA**

### **Generalidad**

El ProSIT trabajó con 20 caficultores (fincas) en promedio anual, y una población recolectora de 150 personas y sus familias (alrededor 700 personas), durante 4 cosechas y 3 inviernos. Además 10 proyectos de tesis vinculados a la salud pública, gestión ambiental y la antropología, se desarrollan en el marco de este proyecto: 7 fueron concluidos (4 licenciatura y 3 de maestría) y 3 están en ejecución para el 2013 ( IRET, 2012). En estos trabajos se diagnostican aspectos biofísicos, de salud, ambientales, y sociales partiendo de problemas o necesidades básicas en saneamiento e higiene ambiental.

En los últimos 5 años, el ProSIT desarrolló una estrategia de Manejo Integral de la Recolección en finca (MIF), donde han colaborado gestores ambientales. El manejo integral de la recolección en fincas tiene el objetivo mejorar las condiciones laborales y de vida (habitacionales, sanitarias, salud, psicosociales), además de reducir accidentes y riesgos de la salud, en las comunidades mediante intervenciones en educación, información en derechos, gestión del aseguramiento, promoción del saneamiento ambiental, seguridad y salud a través de la organización interna y con participación de los actores directamente involucrados ( IRET, 2012). El MIF contempla tres componentes:

- Saneamiento básico rural
- Seguridad y salud laboral
- Organización, convivencia y derechos

### **Gestión ambiental en el ProSIT**

Al menos 6 estudiantes de los que desarrollaron su proyecto de graduación o tesis a nivel de licenciatura en gestión ambiental, identificaron necesidades de capacitación e implementación de prácticas amigables con el ambiente, dentro de los componentes mencionados. Las propuestas planteadas por los mismos fueron debidamente consultadas con personas expertas (académicos en la escuela de Ciencias Ambientales, Escuela de Ciencias Agrarias, Departamento de Física y el IRET, en la Universidad Nacional) así como con la población meta: productores y recolectores de café en Los Santos, y se basaron en necesidades que previamente habían sido identificadas en estudios y el diagnóstico referido a la recolección del café en Los Santos, por el IRET.

Los trabajos de graduación o tesis desarrollados en el marco del ProSIT, han representado una oportunidad para los gestores ambientales, pues permitió trabajar de forma integral con profesionales de distintas disciplinas (sociología, física, química,

salud ocupacional, antropología, geografía, e ingeniería ambiental) que coadyuvaron al abordaje integral e incluyente del MIF (Viquez; Hidalgo; Zúñiga., 2012).

Entre las contribuciones socio-ambientales aplicadas y validadas en fincas, se puede citar:

### **Seguridad y salud laboral**

- Aspectos socioambientales del manejo de plaguicidas en el cultivo del café, San Isidro de León Cortés (2012).
- Manejo de equipo básico de protección para la aplicación de agroquímicos y recomendaciones para el manejo de recipientes o envases de agroquímicos (2011-2012)
- Higiene, hidratación y alimentación en el área de trabajo (2012)

### **Saneamiento básico rural**

- Manejo de los residuos incorporando tecnologías limpias en albergues (2010-2011).
- Propuesta para el aprovechamiento de energía solar y agua en fincas (2013)
- Análisis del tratamiento de las aguas residuales del beneficiado de café y su impacto potencial sobre los ecosistemas (2012).
- Propuesta de un albergue cafetalero con características ecoeficientes, con el diseño de sanitarios secos y biojardineras (2009-2010).

El proceso de trabajo comprende 4 fases (ver figura 2):

### **Diagnóstico**

La intervención en fincas confirió un proceso de planificación y consulta, que incluye actividades de diagnóstico en albergues, efectuadas en compañía de los productores dueños de las fincas. Esto permitió la identificación de manera conjunta de las prioridades de mejora así como de las prácticas de saneamiento más apropiadas ( IRET, 2012); (Alas & Viquez, 2010). Conociendo el contexto socio-ambiental de cada una de las fincas y las prioridades en aspectos de servicios básicos de los albergues, higiene, prácticas ambientales, entre otras; se valoran y delimitan con los productores participantes, las propuestas planteadas. Las soluciones son posteriormente validadas con estos y la población usuaria directa: recolectores de café y sus familias.

## **Implementación de las propuestas**

Antes de la temporada de recolección, en la época lluviosa, se brinda un acompañamiento a los productores en la ejecución de las propuestas: se visitan las fincas para verificar las condiciones y acompañar en la implementación de alternativas y se da seguimiento a las recomendaciones brindadas, también se les capacita para el buen uso de las mismas. Este periodo también se ha aprovechado en capacitaciones y talleres de campo referidos al manejo adecuado de agroquímicos.

Durante la época seca, periodo de recolección del café, se realizan las capacitaciones para los recolectores (as) y sus familias en temas tales como manejo adecuado de residuos sólidos, higiene personal y del albergue, uso y mantenimiento de sistemas sanitarios con tecnologías limpias entre otros. Se toma en cuenta la diversidad poblacional que habita los albergues (formación educativa y especificidad geográfico-cultural). La educación alternativa con la población recolectora tiene un carácter práctico: por ejemplo, para el manejo adecuado de residuos se realizan con grupos pequeños donde se realizan prácticas de separación (hasta 15 personas). A través de la participación se genera conciencia y se confirma la importancia de separar, las personas deciden en que contenedor depositarían los residuos, reflexionan sobre la distribución y diferencias entre los mismos; sí surgen dudas, se identifican in situ las soluciones. Para acompañar en el buen uso de los sanitarios secos, se realiza la inducción cuando llegan los habitantes del albergue, luego de forma periódica se hacen visitas con los mismos para verificar y corregir las prácticas que sean necesarias. Estas sesiones se realizan por las noches y los domingos, con el fin de asegurar la participación y no interferir con su horario laboral. Los productores suelen participar de estas sesiones; su compromiso se complementa con la construcción de las obras, disponer de los instrumentos para que las familias recolectoras que habitan en las fincas, pueden desarrollar prácticas de saneamiento de forma segura y sostenible con el ambiente, también se comprometen a recolectar periódicamente los residuos de la finca y dar mantenimiento a las obras y el uso de los abonos, tal es el caso del de los sanitarios secos.

## **Seguimiento**

Para asegurar el éxito de la aplicación de las alternativas en albergues, fue fundamental el monitoreo de obras y de las prácticas (de uso y mantenimiento): comprenden visitas semanales a las fincas generando espacios de diálogo con las familias recolectoras, quienes expresaron su perspectiva y valoración con respecto a las mejoras realizadas. Se monitorea el manejo y mantenimiento de servicios con nuevas tecnologías, este acompañamiento permitió la corrección oportuna de problemas en el uso de los sistemas implementados; por otra parte, se brindó material visual informativo con aspectos claves para promover el buen funcionamiento de los sistemas.

## Divulgación

Las experiencias generadas en el proceso de implementación del MIF y de los sistemas de saneamiento con tecnologías limpias (sanitarios secos, biojardineras y manejo residuos sólidos) fueron divulgadas en los niveles local, nacional e internacional, a través de ferias, congresos y reuniones técnicas de tal forma que se difundieran las buenas prácticas logradas en las fincas. En este proceso de difusión fue fundamental la colaboración de actores como las municipalidades, Área Rectora de Salud Los Santos (ARS) del Ministerio de Salud, Caja Costarricense del Seguro Social, Microbeneficio UNDECAF, entre otros.

Entre el material generado y divulgado se muestra uno de los 8 afiches generados, incluyen temas como: Consejos para tener una mejor convivencia durante la cosecha, como proteger y asegurar los alimentos, como evitar enfermarse mejorando la higiene, entre otros, ver figura 1. Estos se planearon con temáticas vinculadas al manejo integral de la recolección, se llegó a una distribución de 1.800 unidades para finales del 2012, en fincas y lugares públicos, tanto en la zona de Los Santos con distribución menor en Turrialba y San Vito ( IRET, 2012).

Desde el ProSIT, estudiantes e investigadoras, generaron 4 guías que integran el MIF: 1) Saneamiento Básico Rural en fincas cafetaleras, 2) Tecnologías limpias en albergues temporales para trabajadores, 3) Manejo y buenas prácticas en el uso de plaguicidas, 4) Guía Informativa para recolectoras y recolectores de café en Costa Rica: La Rebusca. (La Rebusca fue publicada, cerca de 4000 unidades se han distribuido masivamente en zonas cafetalera ( IRET, 2012).

Además, “*las acciones y resultados obtenidos en el ProSIT se divulgaron en 9 Congresos (13 ponencias), se realizaron más de 15 presentaciones en foros y otros eventos de cobertura local y nacional*” ( IRET, 2012).



Figura 58 Ejemplo de afiche distribuido. ProSIT, 2012.

## Técnicas de recolección de información e interacción (educación alternativa e implementación de mejoras)

- Reuniones: de consulta, planificación y evaluación con productores y otros actores sociales.
- Entrevistas abiertas: comprenden entrevistas abiertas, en las fases de diagnóstico y monitoreo de acciones, así como de evaluación. Las entrevistas se

dirigieron a productores, recolectores, expertos técnicos en los campos de investigación/extensión de cada propuesta.

- Talleres formativos - reflexivos y capacitaciones específicas: en modalidades distintas según temas y condiciones de facilitación, se desarrollaron en varias fases, y con objetivos distintos: concientizar en el manejo de los residuos, medidas de protección y prevención de prácticas laborales y ambientales, alternativas de mejora de los albergues y valoración de acciones colectivas de manejo y mantenimiento de servicios básicos y de la vivienda.
- Acompañamiento directo en las fincas: las visitas a finca en conjunto con el productor han sido clave para identificar las necesidades y sensibilizar, así como para asesorar en la mejora de la infraestructura y la adecuación de los sistemas de saneamiento básico utilizando tecnologías limpias.
- Festival Recreativo Intercultural: se facilitó y organizó un espacio local de final de cosecha, con participación conjunta de recolectores, productores y sus familias así como la comunidad en general. Se llevó a cabo durante 4 cosechas. En este se promovieron temas como salud física, recreación en niños y adultos, la importancia de los juegos lúdicos, y la necesidad del esparcimiento. Fue un espacio importante para afianzar y reconocer la colaboración conjunta durante el periodo de recolección, en miras de lograr condiciones más justas y seguras.
- Análisis químicos y microbiológicos: Se han realizado muestreos de agua, polvo, suelo. (muestreo de polvo dentro de los albergues para evidenciar la presencia de plaguicidas, otro ejemplo es el análisis químico del abono que ha resultado de los baños secos.) para diagnosticar el estado de varios recursos, así como para comprobar o validar el funcionamiento de los sistemas implementados.



Figura 59 Fases de la metodología de trabajo. Adaptado de ProSIT, 2012.

## RESULTADOS Y DISCUSION

### Manejo de excretas/ sanitarios

Se incide en la población recolectora y en los productores para mejorar la percepción sobre la importancia de la higiene y el buen manejo de las excretas en los albergues. Se adecua un sistema de sanitario seco como alternativa de prevención de la contaminación, que favorece la disposición segura de las excretas y recupera el aporte nutricional del material fecal (Alas & Viquez, 2010).



Figura 60 Interior de un baño seco en finca cafetalera. ProSIT, 2012.

El sanitario seco (ver figura 3) es un sistema que permite la separación de heces y orina desde la fuente, mediante un pedestal diseñado para este fin (ver figura 3), que almacena los productos por separado. El sistema permite coleccionar la orina para su almacenamiento y utilización posterior en suelos. Las heces son almacenadas en cámaras, donde son deshidratadas e higienizadas con material secante como ceniza o cascarilla de café y luego de un proceso de reposo se obtiene abono (Viquez, Alas, Zúñiga, & Hidalgo, 2013).

Se ha llevado a cabo un muestreo del material “abono” de los sanitarios secos implementados, luego de ocho meses de reposo, durante 2 cosechas. Los resultados demuestran alto valor del producto pues aporta macro y micro nutrientes a las plantas que contribuyen en su desarrollo. Destaca la presencia de fósforo (P), considerando que los suelos del trópico actualmente están carentes de este elemento (INISEFOR, 2010).

En el proceso de implementación para estos sistemas cabe destacar que los productores realizan las obras llegando a identificar el manejo diferencial (entre letrina y baño seco), por tanto, la validación del cambio de práctica que permite el uso posterior de los recursos (abono).

Con la incorporación de los sanitarios secos, los usuarios acceden a condiciones más higiénicas y confortables durante su estancia en las fincas. La implementación de estos sistemas contribuye a solventar la problemática ambiental y sanitaria en las fincas, producto del inadecuado manejo de las excretas, entre otros residuos.

Entre 2009 y 2012, se sustituyen 7 sistemas de letrina por sanitarios secos. En las fincas participantes la cantidad de letrinas disminuye en un 8,5% de la cosecha 2009-2010 a la del 2012-2013. Aun así las letrinas siguen siendo el sistema más utilizado y el

que presenta condiciones deficientes en su manejo y estado. En muchos casos, los productores alargan la vida útil de las letrinas al considerar que son de uso temporal, descuidan su mantenimiento, siendo común encontrar letrinas casi colapsadas, infraestructura deficiente, malos olores y presencia de moscas. En invierno, se presentan casos en donde hay desbordamiento de excretas por la saturación de los suelos a causa de las constantes lluvias (Viquez, Alas, Zúñiga, & Hidalgo, 2013).

La capacitación en el manejo adecuado de las letrinas y la sustitución por sanitarios secos han permitido una mejoría en este aspecto ( IRET, 2012).

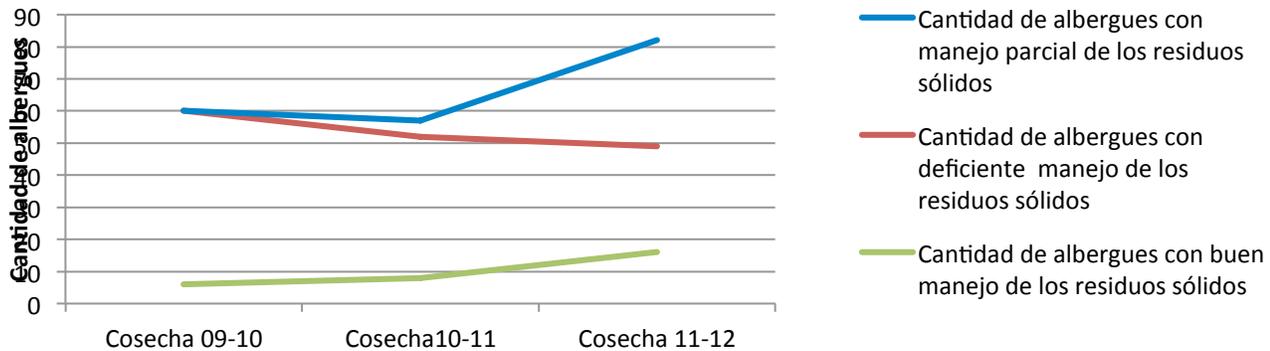
## Manejo de los residuos sólidos

En cuanto al manejo de los residuos sólidos se ha presentado una mejoría gradual en las últimas 4 cosechas. Para ello, se capacitó a recolectores y sus familias mediante talleres participativos donde se inculcó la importancia de separar debidamente, logrando así implementar un buen manejo de residuos sólidos para 16 albergues de 9 diferentes fincas para la cosecha 2011-2012.

El manejo de los residuos en finca contempla la separación de tres tipos de residuos: aluminio, plástico y papel, los cuales se disponen en recipientes rotulados. Cada familia dispone los residuos orgánicos en un orificio (hoyo) dado que se cuenta con el espacio para este tipo de disposición. No se contempla la separación de vidrio porque su generación es muy ocasional. En algunas fincas se separan las baterías, ya que se consideran un residuo peligroso. En el caso de los recipientes de agroquímicos el productor tiene la tarea de lavarlos, acopiarlos y llevarlos al punto donde fueron adquiridos. Sobre esto se ha tenido que insistir pues en cosechas se encontraron recipientes que estaban siendo utilizados por los recolectores para el acarreo de agua a los cercos. Según la evaluación del estado general del manejo de los residuos en las últimas tres cosechas, en 20 fincas a las que se les dio acompañamiento, se verifica aumento gradual en la cantidad de recolectores y familiares que separan adecuadamente los residuos (ver figura 5).



**Figura 61** Capacitación para el manejo adecuado de residuos sólidos en fincas. ProSIT, 2012.



**Figura 62** Estado del manejo de los residuos sólidos en los albergues de las fincas participantes del proyecto, desde la cosecha 2009 – 2010 a la cosecha 2012-2013 ( IRET, 2012).

Para evaluar el estado del manejo de residuos presentado en la figura 5, se consideró la disposición del espacio para el acopio de los residuos, separación adecuada o parcial, y la aplicación de prácticas comunes como la quema, o entierro de residuos inorgánicos, entre otras.

## Manejo de las aguas grises

Para el tratamiento de las aguas jabonosas derivadas de uso de los baños y de la preparación de los alimentos, se ha implementado un sistema de biojardinera que permite tratar las aguas contaminadas de manera natural mediante la intervención de trampas de grasa, biofilms y plantas que sustraen contaminantes disueltos (Rosales, 2005), (Viquez, Alas, Zúñiga, & Hidalgo, 2013). Se han implementado dos biojardineras en fincas en las que ha trabajado el proyecto durante la cosecha 2010 - 2012. En julio del 2011 se hizo un muestreo del agua de entrada y salida de una de las biojardineras, se obtuvieron resultados positivos ya que se evidenció 85% de DQO total removido ( bajó de 667 mg/L a 98 mg/L), el DBO se redujo en un 55% ( bajó de 109 mg/L a 49 mg/L) los SST bajaron un 75% ( de 87 a 12 mg/L), las grasas y aceites bajaron un 68% ( de 32 mg/L a 10mg/L) y las SAAM bajó un 48% ( de 12,75mg/L a 6,53%) (ICAFÉ, 2011). Esta alternativa de manejo de aguas grises se está promoviendo actualmente y se espera ampliar su construcción en la cosecha que viene a cuatro fincas más.

## Manejo de agroquímicos en las fincas.

De manera focal, se realizó un diagnóstico en San Isidro de León Cortés para identificar las etapas del manejo de los plaguicidas, desde la selección, preparación, aplicación, almacenamiento, transporte y disposición final. Esta caracterización permitió identificar buenas y malas prácticas en el uso de agroquímicos. El almacenamiento y el transporte

incorrecto de los envases de los plaguicidas fueron las etapas más preocupantes durante la caracterización realizada. Se realizó un muestreo de polvo, en 9 albergues debido a la mala práctica de almacenar agroquímicos dentro de los albergues, en periodo de invierno cuando no están los trabajadores. Se determinó la presencia del insecticida diazinon en uno de estos.

Se realizaron actividades de capacitación a productores y aplicadores de 25 fincas en el tema de buenas prácticas para el manejo de plaguicidas, y el cuidado de la gente que trabaja en este entorno. (Hidalgo; Zúñiga., 2011).

## **Mecanismos de cocción**

Las prácticas de cocción, la infraestructura y el espacio disponible en la generalidad de los albergues representan un riesgo para la salud, la mayoría de las cocinas no tienen la conducción del humo requerida lo que lleva a su concentración en las habitaciones donde duermen los trabajadores y sus familiares. Un muestreo realizado en 9 albergues reveló la presencia de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) como: antraceno, fenantreno, fluoranteno, pyreno, criseno, en 5 albergues. Esto es evidencia de la acumulación de tales contaminantes en las paredes, vigas y techo al interior de los albergues (Hidalgo; Zúñiga., 2011).

Durante la cosecha 2009-2010 se apoyó una iniciativa para colocar un sistema de cocinas más eficiente que redujera la emisión del humo. En las cosechas 2011 - 2012 y 2012 -2013, el uso de las cocinas fue decayendo, entre las posibles causas que lo explican se reportan: falta de capacitación a los trabajadores y sus familias, la naturaleza propia de la migración que conlleva al cambio de usuarios en una misma finca, indisposición de emplear el tiempo para preparar la leña de las cocinas por parte de los usuarios, y riesgos para los niños (Ternes, Bolton, & Donnelly, 2011). El tiempo de vida útil fue muy corto, pues los materiales con que fueron construidas no soportaron el uso y la intensidad en algunos casos. Se continúa estudiando y valorando opciones más seguras y sostenibles.

## **Otras tecnologías limpias y prácticas ambientales que se valoran a futuro para albergues cafetaleros**

Podemos mencionar alternativas que están en proceso de valoración y prueba, tales como aprovechamiento de la energía solar por medio de secadores solares para ropa, iluminación de habitaciones con botellas plásticas y paneles solares. Se consideran otros sistemas para el ahorro y abastecimiento del recurso hídrico como la captación de agua llovida y las mejoras en los sistemas de abastecimiento de agua para consumo humano (Hidalgo & Zúñiga, 2013). Aún se requiere mayor participación de gestores e ingenieros ambientales en estas zonas para buscar soluciones acordes y adecuadas al medio y las poblaciones.

## CONCLUSION

El debido conocimiento del contexto teniendo en cuenta la dinámica particular de movilidad de poblaciones de origen étnico-geográfico tan variadas en zonas que lentamente asumen la necesidad de planificar e incorporar condiciones de vida y trabajo adecuadas a la población trabajadora que demanda; la preparación y sensibilización de los equipos de trabajo y el acompañamiento continuo durante época lluviosa ( con caficultores) y época de cosecha (con los trabajadores recolectores y recolectoras y sus familias) en horarios y según las posibilidades y condiciones de los grupos involucrados (productores y recolectores) ha permitido implementar y mejorar las tecnologías limpias, además de concienciar a la población y al mismo equipo profesional que participa. Esto se demuestra en su anuencia al uso y mantenimiento; pero también en el interés de aplicarlas en otros ámbitos: los lugares de origen, en el caso de los trabajadores nicaragüenses y panameños.

El papel como gestores ambientales ha sido importante para promover los cambios requeridos en el ambiente en interacción con profesionales de disciplinas como sociología, diseño gráfico, antropología, construcción y arquitectura.

Consideramos relevante fortalecer las iniciativas desarrolladas en contextos rurales con las instancias locales y las poblaciones directamente afectadas, particularmente en plantaciones agrícolas con necesidades de infraestructura y servicios similares.

¿Que incluye la gestión ambiental al proceso de la industria del café, sin dejar de lado la recolección? Suma a la mediación necesaria para impulsar prácticas amigables con el ambiente, promueve la formación de capacidades de la población más vulnerable y la responsabilidad social y empresarial, por parte de los patronos. La gestión ambiental tiene injerencia mediante el cambio cultural, la conciencia sobre el uso de los recursos y el impacto al ambiente; el aprendizaje, la educación, la transformación de prácticas. En cuanto a la implementación de tecnologías limpias el gestor ambiental no se limita a ser el “que vende la idea” sino que es parte de la adaptación de la tecnología a la población y según las condiciones del medio que lo requiere, debe ser partícipe presencial del proceso de enseñanza – aprendizaje del uso y mantenimiento de nuevas prácticas y tecnologías.

En términos económicos, la implementación de algunas tecnologías limpias pueden ser vistas como una inversión ya que a mediano plazo representan un ahorro de recursos importante. Otras alternativas no son tan fácilmente medibles en términos del ahorro económico, pero sus aportes se traducen en mejores condiciones, determinantes para la salud y la sostenibilidad ambiental por ejemplo, un filtro lento para el sistema de abastecimiento de agua no reduce el costo mensual pero si va tener un aporte a la calidad microbiológica del agua lo cual influye directamente la salud de los recolectores. La participación activa y comprometida de estudiantes en su fase final de estudios (como asistentes en el proyecto, realizando práctica profesional o bien, a través de investigaciones de trabajo final de graduación) y diversos académicos/os, que de manera activa y horizontal fueron capaces de discutir la realidad de estudio para buscar

de manera conjunta soluciones a las necesidades emanadas de la recolección en manos de población inmigrante.

## BIBLIOGRAFIA

IRET. (2012). *Informe final Proyecto Gestión - acción de Seguridad y Salud Integral en el Trabajo Temporal*. Los Santos 2009-2012: IRET-Universidad Nacional.

Alas, E., & Víquez, D. (2010). Propuesta de albergue temporal cafetalero con características ecoeficientes en la zona de Los Santos, Costa Rica. *Licenciatura*. Heredia., Costa Rica.: Universidad Nacional.

Hidalgo, D., & Zúñiga, S. (2013). Propuesta para el aprovechamiento de energía solar y agua en fincas cafetaleras en la zona de Los Santos. *Licenciatura*. Heredia, Costa Rica: Universidad Nacional.

Hidalgo; Zúñiga. (2011). Aspectos socioambientales del manejo de plaguicidas en el cultivo del café, San Isidro de León Cortés. *Bachillerato*. Heredia, Costa Rica: Universidad Nacional.

ICAFÉ, I. N. (2011). Resultados muestra de muestra de agua ( entrada y salida de biojardinera). *Laboratorio Químico ICAFÉ*.

INEC. (2007). Censo Cafetalero Turrialba y Coto Brus 2003, Valle Central y Valle Central Occidental 2004, y Pérez Zeledón, Tarrazú y Zona Norte 2006. *Principales Resultados*. San José, Costa Rica.: ICAFE-INEC.

INISEFOR, I. d. (2010). Resultados muestra de suelo. Costa Rica: Laboratorio de suelos forestales y tejidos vegetales.

IRET. (2008). Proyecto Gestión - Acción de seguridad y salud integral en el trabajo temporal, Los Santos. PROSIT-Los Santos. Heredia., Costa Rica: IRET-Universidad Nacional.

Loría, R., Berrocal, M., Partanen, T., Álvarez, B., & Córdoba, L. .. (2007). Trabajadoras y trabajadores inmigrantes en la zona cafetalera de Los Santos, Costa Rica. Censo poblacional temporal, albergues, salud y sus determinantes, Cosecha 2004-2005. Heredia, Costa Rica: SALTRA: UNA.

Loría; Sáenz; Partanen. (2011). Impactar sobre los determinantes sociales de la salud: el aporte de la UNA hacia la equidad y protección de la población inmigrante temporal. San José, Costa Rica.

Montero, E. (2012). Análisis del impacto sobre la salud pública y los ecosistemas, del tratamiento de aguas del beneficiado de café por aspersión sobre pasto "estrella" (*Cynodomnlen fluensis*), en el microbeneficio El Roble, San Isidro León Cortés. *Bachillerato en gestión ambiental*. Heredia, Costa Rica: IRET, Universidad Nacional. .

Rosales, E. (2005). La Biojardinera: Una alternativa natural para limpiar las aguas grises de nuestra casa. . ACEPESA. *Ministerio de Asuntos Exteriores*. Costa Rica.: TEC-GTZ-ACEPSA-DGIS .

Solano, J. (2012). Propuesta de manejo de los residuos incorporando tecnologías limpias en albergues de fincas de cultivo de café en la zona de los Santos. *Licenciatura en Gestión Ambiental con énfasis en Tecnologías Limpias* . Heredia, Costa Rica. : UNA.

Ternes, T., Bolton, S., & Donnelly, A. (2011). *Estufa Finca Santos Pilot Project Results Report*. SeaChard, Washington.

Valenciano, J. ((2008). La actividad cafetalera en los Santos: Diagnóstico para un análisis de los medios de vida en la agrocadena. Heredia, Costa Rica: CINPE, Universidad Nacional.

Viquez, D., Alas, E., Zúñiga, S., & Hidalgo, D. (2013). Guía de diseño, construcción y mantenimiento de tecnologías limpias para albergues temporales. Costa Rica: ProSIT, UNA. Heredia.

Viquez; Hidalgo; Zúñiga. (2012). Experiencia rural en la aplicación de tecnologías limpias: La gestión ambiental y el trabajo interdisciplinario. *Simposio Construcción Sostenible* . Heredia, Costa Rica: EDECA, UNA.

Viquez; Loría. (2012). Saneamiento básico rural en albergues para trabajadores de fincas cafetaleras. Costa Rica. *II Conferencia latinoamericana en Saneamiento sustentable (ECOSANLAC) Vila Velha* . Brasil.

## **B.34.P. Producción de enzimas hidrolíticas y oxidativas por actinomicetos nativos**

### **Hydrolytic and oxidative enzyme production by native strains of Actinomycetes**

Dinorah Gallardo Navarro<sup>1</sup>, Emma Georgina Galindo León<sup>1</sup>, Katiuska Arévalo Niño<sup>1</sup>, Verónica Almaguer Cantú<sup>1</sup>, Luis Galán Wong<sup>1</sup>, Elizabeth Alemán Huerta<sup>1</sup>, Ulrico Javier López Chuken<sup>2</sup>, Ma. Guadalupe Rojas Verde<sup>1</sup>  
[grojasverde@gmail.com](mailto:grojasverde@gmail.com), Tel.: 01152-8183294000 ext. 6415

<sup>1</sup>*Facultad de Ciencias Biológicas, Instituto de Biotecnología, Universidad Autónoma de Nuevo León, México*

<sup>2</sup>*Laboratorio de Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, México*

## **RESUMEN**

Las enzimas hidrolíticas y oxidativas tienen una amplia aplicación en la industria. Las amilasas, xilanasas junto con las celulasas se emplean en la industria textil. Se estudiaron seis especies nativas de actinomicetos, aisladas de Cuatro Ciénegas, Coahuila y Costa Rica. Se evaluó la producción de estas enzimas en tres sustratos. El ensayo se llevo a cabo por seis días. Las enzimas detectadas fueron CMCasa, Xilanasas y Amilasa. La mayor actividad de CMCasa se encontró en naranja con 42.1 U/g de sustrato (SM3-C2). Mientras que la amilasa se vio favorecida utilizando el salvado con 179.4 U/g de sustrato (VP1-3). Finalmente, con respecto a la xilanasas, el máximo valor fue de 118.9 U/g de sustrato (SM3-C2). Este tipo de sustratos representan una ventaja debido a su bajo costo y que algunos de ellos, como en el caso de la cáscara de naranja y mandarina, son desechos derivados de la industria de jugos. Es necesario hacer una optimización de la producción, manejando diferentes concentraciones de sustrato, pH e incluso temperatura, principalmente de la cepa VP1-3.

**Palabras Clave:** desechos agroindustriales, enzimas hidrolíticas, actinomicetos.

## **ABSTRACT**

The oxidative and hydrolytic enzymes are very important enzymes due to their applications in several industrial processes. The major industry application of these kinds of enzymes is in textile industry. Six native strains of actinomycetes, isolated in Cuatro Ciénegas, Coahuila and Costa Rica, were used. The substrates were wheat bran,

mandarine and orange peels. The assay was done until six days. The enzymes detected were CMCase, Xylanase and Amylase.

The major activity for CMCase was found in orange peel with 42.1 U/substrate (SM3-C2), while amylase was in wheat bran with 179.4 U/substrate (VP1-3). Finally, the maximum xylanase activity was 118.9 U/g substrate in wheat bran (SM3-C2). The uses of these substrates have enormous advantage over other due low cost and in some case, like mandarine and orange peels, are waste of food industry. Further studies are necessary to evaluate the enzyme production under different conditions (substrate concentration, pH and temperature), mainly in VP1-3 strain.

**Keywords:** agroindustrial waste, hydrolytic enzymes, actinomycetes.

## INTRODUCCION

El uso de microorganismos como biocatalizadores, productores de enzimas y productores de metabolitos secundarios ha repercutido en el ahorro de recursos económicos, materia prima y tiempo en infinidad de procesos industriales. Son preferidos para su aplicación en procesos industriales por su versatilidad a desarrollarse en medios muy variados y extremos.

La búsqueda de enzimas para la sustitución de procesos industriales con un enfoque más amigable con el ambiente y mayor robustez está teniendo un gran desarrollo (Mehta, Thumer, & Singh, 2006). Enzimas con características como una mayor productividad, estabilidad a mayores temperaturas y rangos de pH más amplios, menor costo de producción y tolerancia a inhibidores (Prakash D., 2013). En el caso de los organismos extremófilos, sus enzimas tienen una mayor ventaja ya que pueden llevar a cabo las reacciones catalíticas bajo condiciones ambientales extremas, situación que es muy frecuente en los procesos industriales (Mercado, Quevedo, & Pedroza, 2006). Las enzimas producidas por los actinomicetos resultan más atractivas por cumplir con estas características. Los actinomicetos encontrados en hábitats extremos son una fuente de enzimas nuevas con un gran potencial comercial. (Prakash D., 2013).

Los actinomicetos son un grupo muy diverso de bacterias filamentos capaces de sobrevivir en un gran número de nichos ecológicos y representan un número considerable del total de microorganismos presentes en el suelo gracias a su potencial bioactivo. La atención de los actinomicetos se ha centrado en la producción de antibióticos y es desde hace poco tiempo que se ha empezado a estudiar la capacidad productiva de enzimas para su aplicación industrial (Prakash D., 2013). Estos microorganismos constituyen un número significativo de la microbiota y producen enzimas extracelulares capaces de descomponer una gran cantidad de sustratos. Las enzimas hidrolíticas tienen una gran variedad de aplicaciones desde la producción de biocombustibles hasta la degradación de colorantes en el tratamiento de aguas residuales (Howard, Abotsi, Jansen van Rensburg, & Howard, 2003).

Las xilanasas son enzimas que degradan xilanos, un heteropolisacárido cuya degradación da como resultado xilosa al romper los enlaces glicosídicos  $\beta$ -1,4-aril-xilopiranosido de la cadena principal. El uso de estas enzimas se ha extendido a áreas tan diversas como en la industria del papel, así como en alimentos para la clarificación de vinos y jugos e incluso para mejorar la calidad de la pasta en la industria de la panificación (Noyola & Avalos, 2002). La amilasa es una enzima que cataliza la hidrólisis del almidón para formar azúcares simples, glucosa. Esta enzima se utiliza en la medicina para la detección de daño pancreático, en alimento para la fabricación de pan e incluso en algunos detergentes (Haki & Rakshit, 2003). Finalmente, la CMCasa es una hidrolasa que indica el nivel de actividad de las enzimas capaces de hidrolizar los enlaces glicosídicos.

En este proyecto, se trabajó con seis cepas aisladas de Coahuila, México y Costa Rica y se cuantificó la producción de tres enzimas hidrolíticas (CMCasa, Xilanasas y Amilasa), así como el consumo de azúcares con tres sustratos diferentes como fuente de carbono.

## METODOLOGIA

### 1. Obtención de muestras

Se utilizaron actinomicetos previamente aislados de muestras de tierra de Montemorelos N.L. Estas muestras se conservaron en refrigeración a  $-4^{\circ}\text{C}$  en medio ISP2 que consiste en 21g de extracto de levadura, 10g de extracto de malta y 4g de por litro, pH 7.0. Los actinos utilizados no están identificados.

Se trabajaron con las muestras PA-C5, 4C-22-1, SM3-C2, VP1-3, VPC-37 y AZ-308 por duplicado y en tres diferentes sustratos; cáscara de naranja, cáscara de mandarina, a una concentración de 5% (p/v).

### 2. Preinoculo

A partir de un cultivo en placa, se inocularon matraces con caldo nutritivo. Se incubaron por 72 h a 150 rpm y  $30^{\circ}\text{C}$ .

### 3. Inoculo

Se preparó el medio inductor de enzimas hidrolíticas utilizando tres diferentes sustratos: cáscara de mandarina, cáscara de naranja y salvado de trigo. El medio contiene por litro: 0.1g de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ , 0.1 g de  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , 0.1 g de NaCl y 0.1 g de

MgSO<sub>4</sub>-7H<sub>2</sub>O, la fuente de carbono se agregó al 5%. Se esterilizó a 15 lb por 15 min. Después de esterilizados, se inocularon al 1% (v/v), por triplicado. Se incubaron por 6 días a 150rpm a 30°C.

#### **4. Preparación de muestras para la determinación**

Cada 24 h se tomaron alícuotas de 1.5 mL por duplicado de cada matraz. Se centrifugaron a 14,000 rpm por 10 min.

#### **5. Actividad de amilasas, xilanasas y CMCasas**

Para la determinación de amilasa, se colocaron en una relación 1:1, almidón al 1% y la dilución correspondiente de sobrenadante. Se incubaron a 30°C por 3 min. La reacción se detuvo agregando DNS. Se realizó la determinación de la glucosa liberada siguiendo el Método de Miller, para azúcares reductores. La xilanasas y CMCasa se realizó utilizando xilano y CMC como sustrato al 1%. Se incubaron las muestras 50°C en baño de agua por 10 min. La reacción se detuvo agregando DNS. Posterior a ello, las muestras fueron tratadas siguiendo el Método de Miller.

Para la determinación de amilasas después de agregar la muestra se esperó 3 minutos antes de agregar 250µ de DNS. En el caso de la determinación de CMCasas y xilanasas después de agregar la muestra se calentó a baño maría a 50° por 10 minutos y después se agregó la misma cantidad de DNS.

## **RESULTADOS**

En el presente estudio se analizaron seis cepas de actinomicetos aislados en diferentes localidades, Coahuila y Costa Rica. La actividad de CMCasa se detectó en naranja como sustrato con 42.1 U/g de sustrato (SM3-C2), aislado de Cuatro Ciénegas, Coahuila; en mandarina no fue detectada para ninguna de las cepas estudiadas (Tabla 1).

La actividad de xilanasas se detectó en los tres sustratos estudiados. La mayor actividad se detectó en SM3-C2 en Salvado con 118.9 U/g y 43.1 U/g de sustrato en naranja. Por otro lado, en mandarina la máxima se obtuvo con la cepa A2-3-08 con 29.3 U/g de sustrato (Tabla 2).

Finalmente, la actividad de amilasa se vio favorecida en el medio con salvado, mientras que en mandarina y naranja, solo en A2-308 y \$C-22-1 fue detectada, respectivamente. La máxima actividad la presentó VP1-3 con 179.4 U/g de sustrato en salvado y la mínima en A2-308 con 11.6 U/g de sustrato, en el mismo medio (Tabla 3).

**Tabla 25** Actividad Enzimática de CMCasa (U/g sustrato), en Salvado y Naranja.

<b>CEPA</b>	<b>Salvado</b>	<b>Naranja</b>	<b>Procedencia</b>
<b>4C-22-1</b>	4.9±1.3 (2)	27.8±8.7 (4)	Cuatro Ciénegas, Coah. México
<b>SM3-C2</b>	17.5±6.9 (2)	42.1±13.9 (4)	Cuatro Ciénegas, Coah. México
<b>PA-C5</b>	9.1±2.4 (2)	30.8±5.9 (4)	Costa Rica
<b>A2-3-08</b>	21.9±7.1 (6)	30.7±6.3 (4)	Costa Rica
<b>VP1-3</b>	20.2±7.5 (6)	25.4±7.9 (4)	Costa Rica
<b>VP-C37</b>	0	17.4±5.1 (4)	Costa Rica

**Tabla 26** Actividad Enzimática de Xilanas (U/g sustrato), en Salvado, Mandarina y Naranja.

<b>CE PA</b>	<b>SALVA DO</b>	<b>MANDARI NA</b>	<b>NARAN JA</b>	<b>PROCEDEN CIA</b>
<b>4C-22-1</b>	23.6±2.6 (6)	25.9±11.2 (4)	32.9±9. 8 (6)	Cuatro Ciénegas, Coah. México
<b>SM 3-C2</b>	118.9±1 0.3 (6)	22.7±10.6 (6)	43.16± (6)	Cuatro Ciénegas, Coah. México
<b>PA-C5</b>	58.1±5.8 5 (6)	21.6±7.0 (6)	28.15±5 .6 (6)	Costa Rica
<b>A2-3-08</b>	7.2±4.7 (2)	29.3±9.2 (6)	28.4±5. 3 (6)	Costa Rica
<b>VP1-3</b>	39.6±12. 1 (6)	18.1±6.3 (4)	26.2±6. 6 (4)	Costa Rica
<b>VP-C37</b>	73.1±11. 2 (6)	20.6±4.7 (6)	25.0±3. 6 (6)	Costa Rica

**Tabla 27** Actividad Enzimática de Amilasa (U/g sustrato), en Salvado, Mandarina y Naranja.

<b>CE PA</b>	<b>SALVA DO</b>	<b>MANDARI NA</b>	<b>NARAN JA</b>	<b>PROCEDEN CIA</b>
<b>4C- 22-1</b>	18.65±8. 8 (2)	----	111.8±1 2.4 (4)	Cuatro Ciénegas, Coah. México
<b>SM 3- C2</b>	102.9±3 3.4 (2)	----	----	Cuatro Ciénegas, Coah. México
<b>PA- C5</b>	51.3±8.3 (2)	----	----	Costa Rica
<b>A2- 3-08 VP1</b>	11.6±4.4 (5)	18.5±4.3 (6)	----	Costa Rica
<b>-3 VP- C37</b>	179.4±1 5.4 (6) 13.7±1.7 2 (6)	----	----	Costa Rica

## DISCUSION

El uso de desechos agroindustriales como sustrato para diferentes microorganismos están siendo encaminados no solo a la producción de metabolitos secundarios, enzimas y otros, sino también a la obtención de azúcares fermentables para su posterior uso en la producción de biocombustibles, etanol principalmente. Aunado a ello, las enzimas hidrolíticas tienen una aplicación potencial en la industria textil, papelera, e industria de detergentes, entre otros (Beg, Kapoor, Mahajan, & Hoondal, 2001); (Damaso, Andrade, & Jr, 2002); (Kapoor, Beg, Bhushan, Singh, Dadhich, & Hoondal, 2001); (Tang-um & Niamsup, 2011).

Los actinomicetos son un grupo extenso ampliamente distribuido en suelo. Son una fuente amplia de compuestos bioactivos, antibióticos, factores de crecimiento para plantas y enzimas. Por tal razón representan una alternativa en la producción de enzimas de interés industrial, entre ellas amilasa, CMCasa y Xilanasa. Su producción, como en el resto de microorganismos, el sustrato empleado en los diferentes medios de cultivo es uno de los factores más importantes a considerar. Los desechos citrícolas y subproductos de bajo costo, permiten una producción costeable y al mismo tiempo, le da un valor agregado a este tipo de materia prima.

En el salvado de trigo se detectaron las tres enzimas hidrolíticas estudiadas, no así en las cáscaras de naranja y mandarina, lo anterior puede deberse a que el salvado presenta un contenido en fibra cercado al 45% y de carbohidratos del 21%, mientras que la cáscara de cítricos presenta un 30% de fibra del 30%, lo cual influyó considerablemente en los valores detectados.

Singh, et. al., (2012) determinó que el salvado de trigo no fue tan eficiente en la producción de amilasa, comparado con otras fuentes como la cáscara de arroz o los residuos del maíz. En cuanto a la xilanasa, los resultados obtenidos en el presente trabajo fueron superiores a los reportados por Singh, R., et. al. (2012), en tres de las seis cepas estudiadas.

## CONCLUSIONES

Los residuos lignocelulósicos derivados de diversos procesos industriales, tanto agrícola, forestal, de alimentos, son una alternativa viable para la producción no solo de enzimas hidrolíticas aplicables a la industria de alimentos, farmacéutica, textil, de detergentes, etc. Los resultados anteriores indican que el salvado representa una alternativa en la producción de enzimas hidrolíticas, amilasa y xilanasa. Sin embargo, es necesario optimizar la producción mediante la variación de las concentraciones, combinación de substratos, temperatura, pH, principalmente.

## BIBLIOGRAFIA

Beg, Q., Kapoor, M., Mahajan, G., & Hoondal, S. (2001). Microbial xylanases and their industrial applications: a review. *Applied Microbiology and Biotechnology* , 56, 326-338.

Damaso, M., Andrade, C., & Jr, N. (2002). Production and properties of the cellulase-free xylanase from *Thermomyces lanuginosus* IOC-4145,. *Brazilian Journal of Microbiology* , 33, 333-338.

Haki, G., & Rakshit, S. (2003). Development in industrially important thermostable enzymes. *Review Bioresource Technology* , 89, 17-34.

Howard, R., Abotsi, E., Jansen van Rensburg, E., & Howard, S. (2003). Lignocellulose biotechnology: issues of bioconversion and enzyme production. *African Journal of Biotechnology* , 12, 602-619.

Kapoor, M., Beg, Q., Bhushan, B., Singh, K., Dadhich, K., & Hoondal, G. (2001). Application of an alkaline and thermostable polygalacturonase from *Bacillus* sp. MG-cp-2 in degumming of ramie (*Boehmeria nivea*) and sunn hemp (*Crotalaria juncea*) bast fibers. *Process Biochemistry* , 36, 803-807.

Mehta, V., Thumer, J. T., & Singh, S. P. (2006). Production of alkaline protease from an alkaliphilic actinomycete. *Bioresource Technology* , 97, 1650-1654.

Mercado, M., Quevedo, B., & Pedroza, A. (2006). Producción de quitinasas extracelulares con una cepa alcalófila halotolerante de *Streptomyces* sp. aislada de residuos de camarón. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* , 2,137-146.

Noyola, P. T., & Avalos, P. O. (2002). Celulasas y xilanasas en la industria. *Avances y Perspectivas* , 21, 273-277.

Prakash D., N. N. (2013). *Actinomycetes: A Repertory of Green Catalysts with a Potential Revenue Resource*. Obtenido de BioMed Research International: <http://dx.doi.org/10.1155/2013/264020>

Tang-um, J., & Niamsup, H. ( 2011).

## **B.35.P. Uso de plaguicidas en el Bajo Lempa, Usulután, El Salvador**

\*Roberto Mejía López<sup>1</sup>, Alejandro López Vásquez<sup>1</sup>, Carlos Orantes Navarro<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Instituto Nacional de Salud, Ministerio de Salud*

\*Correo electrónico: robertomejia1685@gmail.com tel. (503)25203034

### **INTRODUCCION**

El uso masivo de plaguicidas a nivel mundial genera impactos importantes en la salud humana y el medio ambiente. La cifra total de personas afectadas es difícil de determinar debido a la complejidad de los productos químicos y las formas de exposición. Los servicios de salud, sobre todo en países en vías de desarrollo, han reportado un gran número de intoxicaciones y muertes que por lo general están relacionadas a la falta de normas de seguridad laboral, falta de Equipo de Protección Personal (EPP), analfabetismo y falta de conocimiento suficiente de los riesgos del uso de plaguicidas (Pimentel & Greiner, 1997); (Damalas, Georgios, & T., 2008), (Keifer, 2000), (Salameh, Baldi, Brochard, & Saleh, 2004), (Mekonnen & Agonafir, 2002).

Centroamérica es la primera región del mundo donde hay un mayor uso de plaguicidas (Jenkins & Jorge, 2003), y se estima que alrededor de 400.000 casos de intoxicaciones por plaguicidas ocurren cada año (Murray, Wesseling, Keifer, Corriols, & Henao, 2002). Entre 1993 y 2010, El Salvador reportó un aumento en la importación de plaguicidas de 3.812 a 15.937 toneladas, lo que representa un incremento de 418% (Jenkins & Jorge, 2003); (Van Dervort, López, Orantes, & Rodríguez, 2012) Van Dervort, 2012). Según el Ministerio de Agricultura y Ganadería de El Salvador, en 2012 se vendieron alrededor de 109 tipos diferentes de insecticidas y 68 tipos diferentes de herbicidas (MAG M. d., 2000).

Este estudio se realizó en el Bajo Lempa, una región ubicada en la planicie costera oriental de El Salvador, que cuenta con una de las áreas agrícolas más importantes del país. Esta región se caracteriza por una alta tasa de pobreza y por una vulnerabilidad social, que se ha incrementado por el impacto generado por desastres naturales ocurridos en los últimos 20 años (Schipper, 2004), (Schipper, 2006).

Desde la última década del siglo XX, el principal uso del suelo del Bajo Lempa está relacionado con la agricultura familiar y agricultura a gran escala. Los cultivos principales son maíz, caña de azúcar, frijoles y vegetales. (Schipper, 2006).

En El Salvador, el SICA (2013) ha considerado el uso de plaguicidas como un posible riesgo de la Enfermedad Renal Crónica Tubular Intersticial de Centroamérica (ERCC). Una enfermedad que afecta principalmente a las comunidades agrícolas de Centroamérica en proporciones endémicas y epidémicas, en hombres agricultores en edades tempranas. En menor proporción también afecta a mujeres y adolescentes, y personas no dedicadas a la actividad agrícola (SICA, 2013), (Peraza, y otros, 2012), (Orantes, Herrera, Almaguer, Brizuela, Hernández, & Barraye, 2011).

El objetivo de esta investigación es la identificación de los plaguicidas utilizados en el Bajo Lempa, aspectos relacionados con la manipulación (en la etapa de formulación y aplicación), por agricultores con ERCC. Estos resultados pretenden ser una herramienta para el desarrollo de iniciativas de mitigación de la vulnerabilidad de la población y el medio ambiente.

## **METODOLOGIA**

Estudio realizado de enero a junio del año 2011 en las comunidades Nueva Esperanza, Ciudad Romero y Octavio Ortiz, del Bajo Lempa, que pertenece al municipio de Jiquilisco, Departamento de Usulután.

La población estudiada consistió en 42 agricultores con ERCC, casos encontrados en el primer estudio de Corte Transversal analítico conducido en el Bajo Lempa, en 2009 (Orantes, Herrera, Almaguer, Brizuela, Hernández, & Barraye, 2011). Esta población se dedicó a la agricultura y han estado ligados al uso de plaguicidas.

El instrumento de entrevista se divide en diferentes secciones. En la primera sección se preguntan aspectos generales de los agricultores, datos demográficos y el tiempo de residencia en la comunidad. En las siguientes secciones se indaga sobre los plaguicidas utilizados, las diferentes mezclas realizadas y el uso de EPP en la etapa de formulación y aplicación.

Finalmente se llevó a cabo una serie de observaciones que permiten corroborar las respuestas de los agricultores con respecto a los diferentes aspectos del manejo de plaguicidas presentes en la entrevista.

## **RESULTADOS**

Las edades de los entrevistados oscilan entre 18 y 84 años. La mayoría de datos se obtuvieron de agricultores en edades de 40 a 49 años. Todas las personas entrevistadas en esta investigación tienen una relación directa con la agricultura (100%). Esta actividad también se combina con la ganadería (19%) y el 14% realizan

otras labores como zapatería, albañilería y comercio. La agricultura se centran principalmente en cultivos familiares (p. ej. maíz, frijol y huertos) y la producción a gran escala, principalmente el cultivo de caña de azúcar en cooperativas agrícolas comunales.

La Tabla 1 muestra los plaguicidas más adquiridos por los agricultores entrevistados, clasificados por su nombre comercial, clasificación del grado de peligrosidad según la Organización Mundial de la Salud (OMS) y el porcentaje de uso por cada plaguicida de acuerdo a la población estudiada. Los plaguicidas más utilizados son Hedonal/2,4 D, (100%), Paraquat (97.6%), Roundup (83.3%), Batalla y Folidol con igual porcentaje de uso de 73.8%, Tamaron (61.9%) y Karate con 57.1%. Además se especifica los plaguicidas que aun son utilizados en el Bajo Lempa y que en algunos casos han sido prohibidos en El Salvador, convenios (Estocolmo, 2001; Rotterdam 2004) y organismos internacionales como Red de Acción de Plaguicidas (RAP, 2011), Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) y la Unión Europea (UE).

**Tabla 28** Plaguicidas utilizados por los agricultores del Bajo Lempa

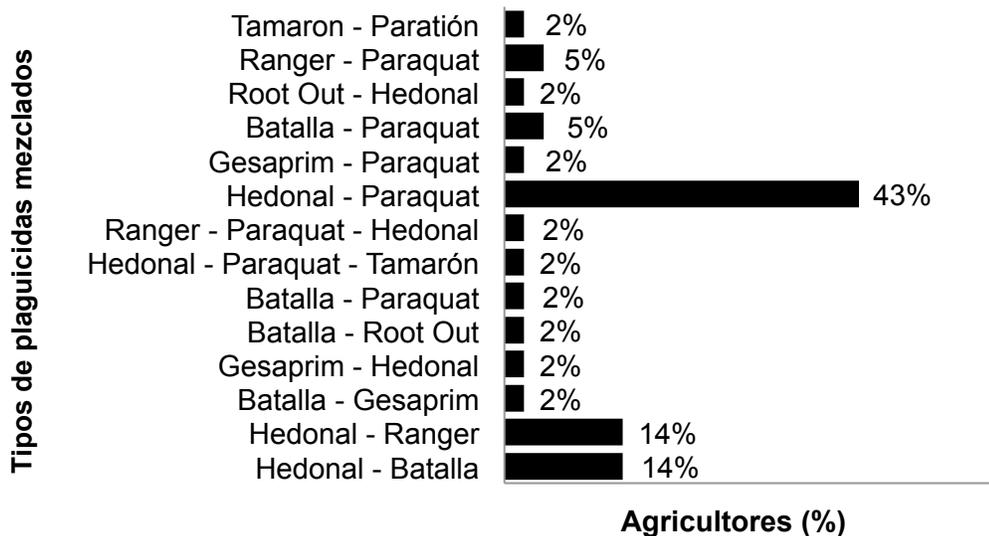
<b>Plaguicidas: Nombre comercial</b>	<b>Clasificación de peligrosidad según OMS*</b>	<b>Porcentaje de uso (%)</b>	<b>N° CAS</b>
Batalla	III	73.8	38641-94-0
Metil Paration <sup>b,d,e,f</sup> Folidol (Paration)	IA IA	33.3 73.8	298-00-0 298-00-0
<sup>b,d,e,f</sup> Methamidofos** <sup>d,e,f</sup>	IB	7.1	10265-92-6
Temefos	IB	4.7	3383-96-8
Malation <sub>f</sub>	III	28.6	121-75-5
Rienda (Contiene componente activo Triazofos) <sub>f</sub>	II	7.1	52918-63-5
Látigo	II	2.4	1918-00-9
Diazinon	II	2.4	333-41-5
Root Out	IV	7.1	38641-94-0
Tamarón	IA	61.9	10265-92-6
Volaton	IV	26.2	14816-18-3
Gesaprim	III	11.9	1912-24-9
Furadan (Contiene componente activo Carbofuran) <sub>e,f</sub>	IB	2.4	1563-66-2
Karate	II	57.1	68085-85-8
Metomil/Lannate	IB	35.7	16752-77-5
Monarca	II	4.7	68359-37-5

Cipermetrina	II	2.4	52315-07-8
Paraquat/Gramoxone	II	97.6	4685-14-7
<sup>b,f</sup> Hedonal / 2,4 D	II	100	94-75-7
Tordon	III	2.4	6753-47-5
Imidacloprid	II	2.4	138261-41-3
Roundup	IV	83.3	38641-94-0
DDT <sup>a,b,c,d,e,f</sup>	II	7.1	50-29-3
Dieldrín <sup>a,b,c,d,e,f</sup>	IA	33.3	60-57-1

\* Clasificación según la Organización Mundial de la Salud: la Extremadamente peligroso, Ib Altamente peligroso II Moderadamente peligroso, III Ligeramente peligroso y U No representa peligro en uso normal.  
Prohibidos por: a) Legislación salvadoreña (MAG, 2000) b) RAP 2011, c) Estocolmo 2001, d) Rotterdam 2004, e) EPA y f) Unión Europea.  
\*\* Prohibido por Rotterdam 2004 y EPA si las concentraciones son mayores de 600 g/l (SL) y formulación.

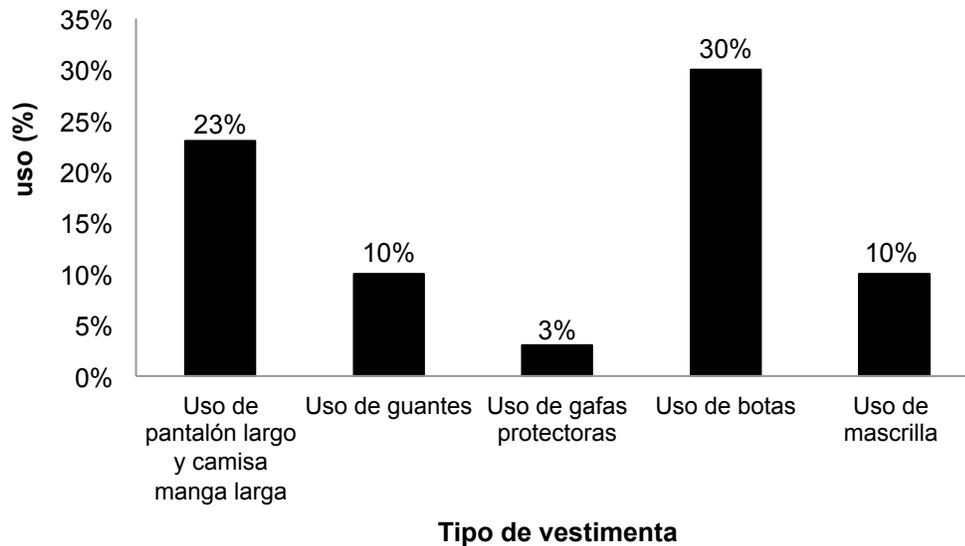
La figura 1 muestra las mezclas de las diferentes marcas comerciales de plaguicidas. Las principales mezclas identificadas son: Hedonal - Paraquat (43%), Hedonal - Ranger (14%) Hedonal - Batalla (14%), Ranger – Paraquat y Batalla - Paraquat (con igual porcentaje de 5%).

Figura 63 Mezcla de diferentes plaguicidas



La totalidad de agricultores encuestados (100%) no utiliza Equipo de Protección Personal (EPP) para la prevención de intoxicaciones, en las etapas de preparación de soluciones ni en la aplicación de los mismos. La figura 2 muestra las medidas preventivas para evitar intoxicaciones agudas: camisa manga larga y/o pantalón (23%), en algunas ocasiones guantes (10%), gafas (3%), botas (30%) y/o mascarilla (10%).

Figura 64 Medidas preventivas comunes



## DISCUSION

La mayoría de los agricultores ha estado expuesto de 6 a 20 años a plaguicidas extremadamente peligrosos (Grado Ia), altamente peligrosos (Ib grado) y plaguicidas moderadamente peligrosos (grado II) según clasificación de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2009) (Tabla 1). Los plaguicidas más peligrosos (grado Ia y Ib) utilizados en el Bajo Lempa se clasifican en los grupos químicos organofosforados y carbamatos. Las marcas comerciales más utilizadas son los herbicidas Hedonal / 2,4 D (grado II), Paraquat / Gramoxone (grado II), Roundup (grado U), Batalla (grado III) y el insecticida Folidol (grado Ia). Estos productos aun son legales en El Salvador. Los datos de importación de plaguicidas del año 2009, indican que el más comercializado en el país es el Paraquat (Barrera, 2009). Sin embargo, la comercialización de Paraquat y Folidol se prohíbe en otras partes del mundo como la Unión Europea (Tribunal de Justicia de la Unión Europea, 2007), y (Comisión Europea , 2013) respectivamente).

Algunos estudios han relacionado la utilización de plaguicidas con muchos problemas de salud a nivel mundial, como por ejemplo cáncer (Goldsmith, 2000), Autismo y enfermedad de Parkinson relacionadas con Glifosato, un ingrediente activo presente en Roundup, Root Out y Batalla (Samsel & Seneff, 2013). El DDT y Dieldrín están prohibidos en El Salvador (tabla 1), sin embargo algunos agricultores afirman utilizar estas sustancias. Esta situación podría implicar una mala aplicación de la ley o un posible acceso a estas sustancias a través de contrabando o por otras formas ilegales.

De acuerdo a la lista de plaguicidas suscritos en el convenio de Rotterdam 2004, El Salvador aún permite la importación de los plaguicidas Metil Paratión y Metamidofos

(identificados en la Tabla 1). La legislación salvadoreña (Ministerio de Agricultura y Ganadería de El Salvador, 2004), solo establece ciertas restricciones (p. ej. la aplicación aérea) para estos dos plaguicidas. Sin embargo plaguicidas como Folidol aún continúan comercializándose sin ninguna restricción.

Generalmente los agricultores están expuestos a los plaguicidas en todas las etapas de manejo, pero esta exposición es mayor en las etapas de formulación y aplicación (Jeyaratnam, Lun, & Phoon, 1987). En la etapa de formulación, los agricultores mezclan diferentes tipos de plaguicidas sin tener conocimiento de su composición. Aunque las implicaciones en la salud por la mezcla de diferentes sustancias aun no son precisas (Schilman, y otros, 2010); (Carpenter, Arcaro, & Spink, 2002), la FAO recomienda mezclar plaguicidas que sean química y físicamente compatibles (FAO, 2002).

Estas prácticas realizadas se agravan aún más debido a que el total de agricultores estudiados no utilizan EPP en las etapas de formulación y aplicación. El uso de EPP usualmente minimiza la absorción de plaguicidas a través de la piel, inhalación e ingestión (Hashmi, Imran, & Dilshad., 2011); (Archibald, Solomon, & Stephenson, 1995). La falta de uso de EPP es una de las mayores causas de exposición entre los agricultores que manipulan plaguicidas. Por otra parte, el clima influencia el uso de EPP, por la incomodidad que generan las altas temperaturas de la zona. El uso de EPP también está relacionado con el nivel de educación (Hwang, y otros, 2000); (Damalas, Georgios, & T., 2008); (Mekonnen & Agonafir, 2002).

Los resultados obtenidos en este estudio pueden ser representativos de otras zonas rurales en El Salvador. De acuerdo con la Encuesta de Hogares de Propósitos Múltiples 2012, las zonas rurales salvadoreñas presentan un 43,3% de habitantes bajo el umbral de pobreza y el 19,9% presenta analfabetismo (EHPM, 2012), lo que implica una situación de alta vulnerabilidad social similar a la del Bajo Lempa.

Los efectos del mal manejo de plaguicidas en El Salvador, están relacionados con intoxicaciones en áreas rurales y la contaminación ambiental. En el Bajo Lempa el impacto de los plaguicidas en el ambiente ha sido detectado en la Bahía de Jiquilisco, sitio cercano a las comunidades de estudio (Nomen; Sempere; Chávez; de López; Rovira., 2012) y el Estero de Jaltepeque (Urrutia & Navas, 2007). La exposición de los agricultores del Bajo Lempa a plaguicidas altamente peligrosos, podría estar también relacionado con posibles factores de riesgo en las enfermedades crónicas como la Enfermedad Renal Crónica de causas no Tradicionales identificadas en muchos agricultores en tres comunidades estudiadas (Orantes, Herrera, Almaguer, Brizuela, Hernández, & Barraye, 2011).

Las malas prácticas podrían relacionarse con la falta de información y la falta de capacitación técnica de los agricultores en el uso de plaguicidas, situación que es consistente con otras investigaciones realizadas en otros países en vías de desarrollo (Zyoud, Sawalha, Sweileh, Awang, Al-Khalil, & Al-Jabi, 2010) y (Koh & Jeyaratnam, 1996).

Para mitigar estas malas prácticas, es importante promover iniciativas para aumentar la concienciación de los agricultores a los riesgos potenciales del uso de plaguicidas y un

manejo adecuado. Estas capacitaciones, podrían basarse en los programas de capacitación y certificación en el uso de plaguicidas y sustancias tóxicas elaboradas por la EPA de EE.UU. (EPA , 1987).

Los resultados obtenidos muestran que en el Bajo Lempa se hace un uso masivo de plaguicidas altamente peligrosos, en condiciones ocupacionales inadecuadas. Por otra parte, es necesaria la actualización y reforzamiento de la legislación nacional existen. Estos aspectos también han sido identificados por estudios llevados a cabo durante los últimos treinta años en otras áreas de Centroamérica (Wesseling, Corriols, & Bravo, 2005).

## **CONCLUSIONES**

Muchos de los plaguicidas utilizados en el Bajo Lempa son altamente peligrosos y algunos están prohibidos por convenios y organismos internacionales por ser dañinos para la salud y el medio ambiente.

Los agricultores del Bajo Lempa tienen una alta exposición a plaguicidas, que se ve agravada por la falta de medidas de precaución y la falta de utilización de Equipo de Protección Personal en las etapas de formulación y aplicación, lo que los hace más vulnerable a sufrir una intoxicación aguda y también a padecer enfermedades a largo plazo.

Es necesario complementar y dar cumplimiento a la legislación nacional, tomando en cuenta los plaguicidas prohibidos por convenios y organismos internacionales, así como su impacto en la salud y el medio ambiente basado en la evidencia científica.

Finalmente, es importante promover la formación y participación de los agricultores en programas educativos sobre los riesgos potenciales del uso de plaguicidas, que permitan mitigar los riesgos en la exposición que implica el uso masivo y el mal uso de estas sustancias.

## BIBLIOGRAFIA

- Archibald, B., Solomon, K., & Stephenson, G. (1995). Estimation of pesticide exposure to greenhouse applicators using video imaging and other assessment techniques. *Am Ind Hyg Assoc J.* , 56:226 –35.
- Barrera, A. M. (2009). *Estudio de Concentración de Mercado de Agroquímicos en El Salvador*. Recuperado el 05 de 08 de 2013, de <http://goo.gl/v0haje>
- Carpenter, D. O., Arcaro, K., & Spink, D. C. (2002). Understanding the Human Health Effects of Chemical Mixtures. *Environ Health Perspect* 110 (Suppl 1) , 25–42. .
- Comisión Europea . (2013). Recuperado el 06 de 08 de 2013, de COUNCIL DIRECTIVE of July 1991, concerning the placing of plant protection products on the market (91/1414/EEC):. <http://goo.gl/zwQIFk>
- Damalas, C. A., Georgios, K. T., & T., S. D. (2008). Assessing farmers' practices on disposal of pesticide waste after use. . *Science of the Total Environment* , 390 341- 345.
- EHPM. (2012). Recuperado el 05 de 08 de 2013, de Encuesta de Hogares de propósitos múltiples: <http://goo.gl/s7ObHn>
- EPA . (1987). Code of Federal Regulations Tittle 40 Part 171: Certification of Pesticide applicators. Washington, DC: U.S.: Government Printing Office.
- Hashmi, Imran, & Dilshad., K. A. (2011). *Adverse Health Effects of Pesticides Exposure in Agricultural and Industrial Workers of Developing Country, Pesticides -*. (P. M. Stoytcheva, Ed.) Obtenido de The Impacts of Pesticides Exposure. InTech: <http://goo.gl/6h8Viq>
- Hwang, S., Gomez, M., Stark, A., St John, T., Pantea, C., Hallman, E., y otros. (2000). Safety awareness among New York farmers. *Am J Ind Med* , 71–81., 38:.
- Jenkins, M., & Jorge, J. (2003). Plaguicidas y Salud en El Salvador, aproximación a la problemática. San Salvador: Organización Panamericana de la Salud.
- Jeyaratnam, J., Lun, K., & Phoon, W. O. (1987). Survey of acute pesticide poisoning among agricultural workers in four Asian countries. *Bull World Health Org* , 65:521–527.
- Keifer, M. C. (2000). Effectiveness of Interventions in Reducing Pesticide Overexposure and Poisonings. *Am J Prev Med* , 18(45) :80–89.
- Koh, D., & Jeyaratnam, J. (1996). Pesticides hazards in developing countries. *The Science of the Total Environment* 188 Suppl. , 1S78-S85.

MAG, M. d. (2000). *Listado de sustancias prohibidas en El Salvador*. Recuperado el 06 de 08 de 2013, de <http://goo.gl/gKKYGX>

Mekonnen, Y., & Agonafir, T. (2002). Pesticide sprayers' knowledge, attitude and practice of pesticide use on agricultural farms of Ethiopia. En *Occup. Med. No. 6* (Vol. 52, págs. 311-315.).

Ministerio de Agricultura y Ganadería de El Salvador . ( 2012). *Dirección General de Economía Agropecuaria*. Recuperado el 05 de 08 de 2013, de Manual de Insumos Agrícolas: <http://goo.gl/4oX9M7>

*Ministerio de Agricultura y Ganadería de El Salvador*. (2004). Recuperado el 06 de 08 de 2013, de Acuerdo 18: <http://goo.gl/QgfLVI>

Murray, D., Wesseling, C., Keifer, M., Corriols, M., & Henao, S. (2002). Surveillance of Pesticide-related Illness in the Developing World: Putting the Data to Work. . *Int. J. Occup. Environ. Health.* , 8 (3). 244-248.

Nomen, R., Sempere, J., Chávez, F., de López, N. A., & Rovira, M. D. (2012). Measurement of pollution levels of organochlorine and organophosphorus pesticides in water, soil, sediment, and shrimp to identify possible impacts on shrimp production at Jiquilisco Bay. . *Environ Sci Pollut Res Int.* , 19(8):3547-55.

Orantes, C. M., Herrera, R., Almaguer, M., Brizuela, E. E., Hernández, C. E., & Barraye, H. (2011). Chronic Kidney Disease and Associated Risk Factors in the Bajo Lempa Region of El Salvador: Nefrolempa Study, 2009. . En *MEDICC Review*. (págs. 13(4).14-22).

Peraza, S., Wesseling, C., Aragon, A., Leiva, R., García-Trabanino, R. A., Torres, C., y otros. (2012). Decreased Kidney Function Among Agricultural Workers in El Salvador. *Am. J. Kidney D.* , 54(4).531-540.

Pimentel, D., & Greiner, A. (1997). Environmental and socio-economic costs of pesticide use. En D. Pimentel (Ed.), *Techniques for Reducing Pesticides: Environmental and Economic Benefits*. (pág. 456). Chichester, Inglaterra: John Wiley & Sons.

Red de Acción de Plaguicidas . (2012). *Lista de Plaguicidas Prohibidos 2011*. Recuperado el 05 de 08 de 2013, de <http://goo.gl/eKKSo2>

Salameh, P. R., Baldi, I., Brochard, P., & Saleh, B. A. (2004). Pesticides in Lebanon: a knowledge, attitude, and practice study. . *Environmental Research* , 94 1–6.

Samsel, A., & Seneff, S. (2013). Glyphosate's Suppression of Cytochrome P450 Enzymes and Amino Acid Biosynthesis by Gut Microbiome: Pathways to Modern Diseases. *Entropy* , 15. 1416-1463.

Schilman, A., Lacasaña, M., Muñoz, J. B., Garduño, C. A., Rodríguez, A. S., Aldana, M. F., y otros. (2010). Identifying pesticide use patterns among flower growers to assess occupational exposure to mixtures. *Occup Environ Med* , 67:323-329.

Schipper. (2004). (U. o. Anglia, Ed.) Recuperado el 06 de 08 de 2013, de Exploring Adaptation to Climate Change: A Development Perspective.: <http://goo.gl/DjvDlo>

Schipper, E. L. (2006). Climate Risk, Perceptions and Development in El Salvador. *International Water Management Institute Colombo.* , 33. Sri Lanka: University of East Anglia.

SICA, S. d. (2013). *Declaración de San Salvador. Abordaje Integral de la Enfermedad Renal túbulo-intersticial crónica de Centroamérica que afecta predominantemente a las comunidades agrícolas.* Recuperado el 13 de 09 de 2013, de Conferencia Internacional y Reunión de Alto Nivel de ERC para Centroamérica y República Dominicana.: [www.paho.org/els/](http://www.paho.org/els/)

Tribunal de Justicia de la Unión Europea. (2007). *The Court of First Instance annuls the Directive Authorising Paraquat as an active plant protection substance.* (P. R. 45/07, Ed.) Obtenido de <http://goo.gl/6Lw4Ke>

Urrutia, J., & Navas, V. (2007). Condiciones de saneamiento de las aguas del estero de Jaltepeque y su relación con la morbilidad. *AKADEMOS: Órgano de difusión de la Red Docencia-Investigación. Año 1 . 2 (2).*21-34.

Van Dervort, D., López, D., Orantes, C. M., & Rodríguez, D. S. (2012). Kidney Disease to agricultural land use and ambient temperature in El Salvador. *MEDICC Review* .

Wesseling, C., Corriols, M., & Bravo, V. (2005). Acute pesticide poisoning and pesticide registration in Central America. . *Toxicology and Applied Pharmacology* , 207 S697-S705.

WHO. (2009)). The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification, World Health Organization. *Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH* , 78. Stuttgart, Germany.

Zyoud, S., Sawalha, A., Sweileh, W., Awang, R., Al-Khalil, S., & Al-Jabi, S. (2010). Knowledge and practices of pesticide use among farm workers in the West Bank, Palestine: safety implications. . *Environ Health Prev Med* , 15:252–261.

## **B.36.P. Análisis del tratamiento de las aguas residuales del beneficiado de café y su impacto potencial sobre los ecosistemas en el microbeneficio El Roble, San Isidro León Cortés**

Esteban Montero Sánchez<sup>15</sup>

[emonterosan@gmail.com](mailto:emonterosan@gmail.com)

Tel: 8887 7195

Escuela de Ciencias Ambientales, Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas, Facultad de Ciencias de la Tierra y el Mar. Universidad Nacional de Costa Rica. 2012

### **INTRODUCCION**

La tradición caficultora ha impulsado el desarrollo de nuestro país, sin embargo, la contaminación generada por su producción y beneficiado, han dejado una huella negativa sobre los recursos naturales a través de su historia (Montero & Sandí, 2009).

En el beneficiado húmedo este se somete el fruto del café para quitar o eliminar todas sus capas o cubiertas, comprende las actividades de recibo y clasificación, el despulpado en agua y eliminación del mucilago (Jiménez & Rigg, 1997). Estas aguas residuales son conocidas popularmente como “aguas mieles”, por su alto contenido en pectinas derivadas de la remoción de la cascara y lavado del grano (Moreno, 1979); (Delgado, 2008).

Los principales impactos ambientales generados por el beneficiado se han evidenciado sobre los cuerpos de agua superficiales, al causar una disminución del oxígeno disuelto, con la consecuente afectación a la vida acuática. Paralelamente se puede dar la afectación por medio de la emisión de malos olores, contaminación de suelos, y proliferación plagas, repercutiendo directa o indirectamente sobre la salud pública (Delgado, 2008). Las altas cargas contaminantes de las aguas residuales de los beneficios de café que poseen sistemas de recirculación de agua, provocan una tasa contaminante aproximada a los 20000 miligramos por cada litro de Demanda Química de Oxígeno (DQO) (Chacón, 2010).

---

<sup>15</sup> Bachiller en Gestión Ambiental, estudiante de Licenciatura en Gestión Ambiental, Escuela de Ciencias Ambientales. Investigador para el Centro de Apoyo para el Desarrollo de Denominaciones de Origen y Sellos de Calidad de Productos Agroalimentarios (CadenAgro). Universidad Nacional, Costa Rica.

En el caso específico del microbeneficio El Roble, para el tratamiento de las aguas residuales del beneficiado del café, se utiliza el sistema “tratamiento de aguas del beneficiado de café por aspersión sobre pasto estrella (*Cynodom mnlenuensis*)” propuesto por el Instituto del Café de Costa Rica (ICAFFE) y el Ministerio de Salud (MINSa). Consiste en el riego de zonas cubiertas por zacate estrella por medio de aspersión, en donde se promueven estos terrenos como lechos de secado (Chacón, 2010).

En el microbeneficio El Roble se ha estado utilizando el sistema durante las tres últimas cosechas sin tener el aval del MINSa, ni contar con ningún tipo de estudio que pueda dar indicio del impacto de esta práctica sobre el suelo, y las poblaciones circundantes a las áreas de riego. En épocas productivas anteriores el sistema en estudio ha presentado problemas, tanto en la saturación del suelo generando escorrentía superficial, como la formación progresiva de una capa impermeabilizante que surge de la combinación de las mieles con el pasto que se va degradando por efecto del riego, llegando a desembocar en vertidos indirectos hacia quebradas cercanas.

Dentro de los objetivos del proyecto (ILOS), llevado a cabo por el Instituto Regional de Estudios en Sustancias Tóxicas (IRET), se encuentra fortalecer las capacidades en salud ambiental y saneamiento básico rural, para el mejoramiento de la calidad de vida de las familias recolectoras inmigrantes y consigo la salud pública en general de la zona de Los Santos. El proyecto ejecutado como práctica profesional supervisada, trata de ser un aporte más, teniendo como objetivo, el realizar un análisis del sistema de tratamiento de las aguas residuales del beneficiado de café originadas en el microbeneficio El Roble y su potencial impacto sobre los ecosistemas y la salud de las poblaciones recolectoras temporales y la población permanente de la zona.

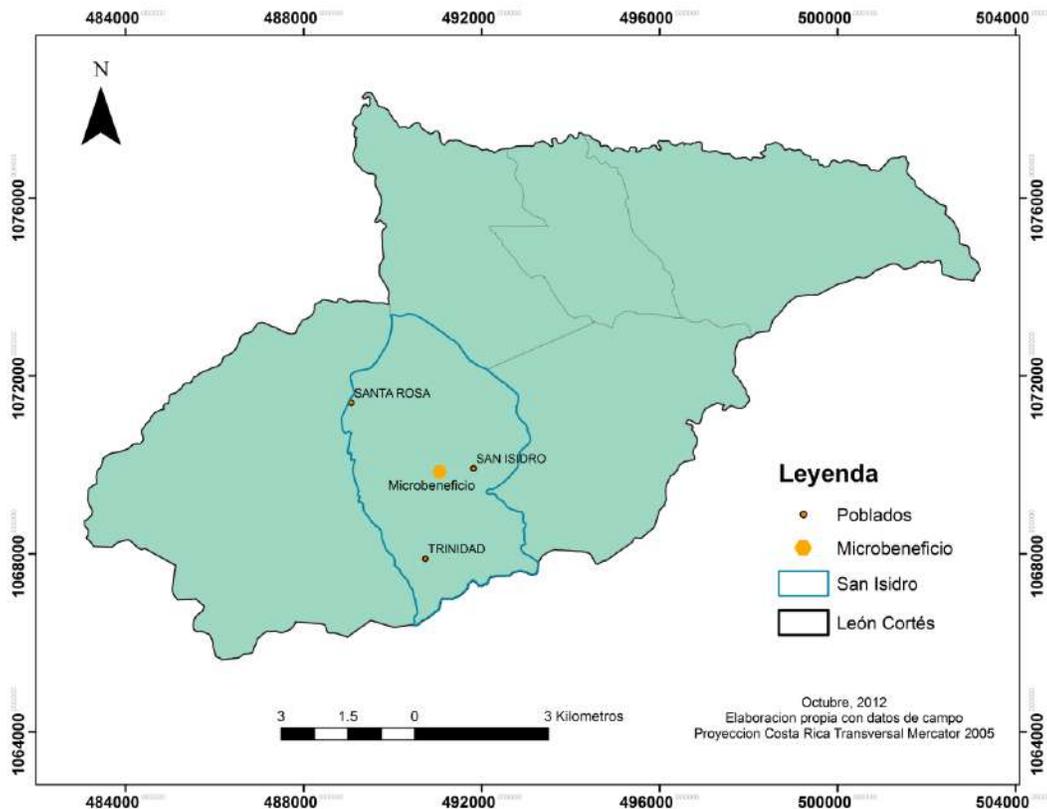
## METODOLOGIA

El área de estudio pertenece al distrito de San Isidro de León Cortés en la zona de Los Santos, San José de Costa Rica. En ella se ubica el área puntual de vertido de las aguas mieles sobre pasto estrella, adyacentes al microbeneficio El Roble, en donde se originan (fig. 1).

La temperatura promedio de 18°C, en altitud entre los 1650 y 1700 msnm. El rango de precipitación varía de los 1400 a 2000 mm como promedio anual (Chinchilla; Mata; Alvarado., 2011). Pertenece a la zona de vida Bosque húmedo montano bajo según Holdridge (1982). Geológicamente, está compuesta por areniscas calcáreas, lutitas y limolitas del Oligoceno al Mioceno, pertenecientes a la formación Terraba de origen sedimentario (Linkimer & Aguilar, 2000).

Se tuvo la limitante de no poder realizar pruebas en el momento de aplicación del riego de las aguas mieles, ya que, los plazos establecidos para el estudio no coincidieron con la temporada de beneficiado. Además, por tratarse de un proyecto estudiantil no se conto con financiamiento suficiente para realizar mayor cantidad de nuestras.

Específicamente son dos fincas cubiertos por pasto de tipo estrella (*Cynodom mlenfluensis*), de los cuales, la finca denominada “A” para efectos del actual proyecto, tiene un área de 3600 m<sup>2</sup> y la “B” con un área aproximada de 1100 m<sup>2</sup>. En la finca A se establecieron 5 puntos de muestreo y 3 puntos de muestreo en la finca B. Se escogió una finca como control por su cercanía y no ser utilizada para el riego de aguas mieles, sin embargo, al ser un potrero permanente, puede mostrar signos importantes de degradación.



**Figura 65** Localización del Microbeneficio El Roble.

Se realizó una serie de análisis en laboratorio y pruebas in situ, con el objetivo de establecer las principales propiedades físicas, químicas y microbiológicas, que permitan obtener indicios del comportamiento del suelo ante el eventual riego de las aguas mieles.

### **Análisis químico, intercambio catiónico, y materia orgánica**

Todos los componentes dentro de esta sección fueron analizadas en el Laboratorio de suelos y Foliare del INISEFOR – UNA. El pH fue leído en agua en proporción 1:25 con

el suelo. El fósforo (P), potasio (K), cobre (Cu), zinc (Zn), hierro (Fe) y manganeso (Mn) mediante solución extractora Olsen modificado. El calcio (Ca) y magnesio (Mg) mediante extracción de cloruro de potasio (KCl) 1M. Materia orgánica con el método de Walkley y Black (1938); la capacidad de intercambio catiónico se calculó mediante la suma de la concentración de cationes y acidez intercambiable.

La textura de suelo se determinó por el método de Bouyoucos (Forsythe, 1985). La densidad aparente con muestra volumétrica en los primeros 20 cm del suelo (Blacke 1965 en Forsythe 1985). Conductividad hidráulica, se siguió la metodología propuesta por Henríquez y Cabalceta (1999).

## Microbiológico

Se tomaron 3 muestras de tipo compuestas, en las fincas A, B y control. Las diferentes muestras unieron, mezclaron y por cuarteo se conformó la muestra compuesta final para cada finca que se analizó en el laboratorio de Fitopatología de la Escuela de Ciencias Agrarias, mediante conteo de bacterias, hongos y actinomicetos.

Mediante observación y realización de entrevistas abiertas con los encargados del sistema, se recopiló datos que permitan reconstruir las principales problemáticas presentadas en años anteriores. Se efectuaron entrevistas a funcionarios del ICAFE y MINSA encargados de los temas en estudio. Además de la búsqueda bibliográfica de los criterios técnicos que dan base al reglamento "Tratamiento de aguas del proceso de beneficiado por aspersión sobre pasto "estrella" (*Cynodom mnlenuensis*)". Con ello, se comparó la aplicabilidad del reglamento con la tendencia regional en la proliferación de pequeños beneficiadores y su capacidad de cumplir con dicho reglamento.

## RESULTADOS Y DISCUSION

Tras el beneficiado húmedo, el agua utilizada se mezcla con los subproductos del fruto del café, debido al alto contenido de azúcares conformadas por pectinas, uno de los principales componentes de la pared celular de los vegetales, que al solubilizarse forman geles (Porrás, 1999). La temporada productiva comprende de diciembre a febrero en la zona de San Isidro, procesándose alrededor de 3000 fanegas en el microbeneficio en estudio.

El sistema implementado, consiste en el transporte de las aguas mieles través de tuberías, pasando por un tamiz que retiene la broza, las aguas continúan hasta llegar a un tanque de almacenamiento en donde se retienen las aguas producidas en un día de beneficiado hasta su aplicación por riego utilizando palomillas para la aspersión a un altura de 2 metros, sobre fincas cubiertas por zacate estrella (*Cynodom mnlenuensis*).

Se dispone de dos fincas para el riego por aspersión. La finca "A" cuenta con un área de 3600 m<sup>2</sup>. La finca, "B", contempla un área aproximada de 1100 m<sup>2</sup>, cubiertos por pasto estrella. Para el transporte de las aguas desde el tanque sedimentador se utilizan un sistema de bombeo. Las fincas de riego drenan hacia la cuenca del río Pirris, en donde el ICE tiene un proyecto de aprovechamiento hidroeléctrico (ICE, 2011). Regularmente en el microbeneficio se utilizan alrededor de 4 m<sup>3</sup> en los procesos de lavado y despulpado del café, así como el lavado final de la maquinaria. El promedio máximo por día de procesamiento es de 100 fanegas. La maquinaria cuenta con un sistema de recirculación de aguas, permitiendo un uso eficiente y la minimización del volumen final de aguas mieles.

Contiguo a las áreas de riego, existen 3 albergues utilizados por poblaciones de recolectores inmigrantes. La cercanía en línea recta llega a ser de 50 metros. El fenómeno del arribo de las poblaciones inmigrantes para la recolección de café en la zona de Los Santos, normalmente responde a las necesidades económicas de familias enteras, en las cuales todos sus miembros se ven involucrados, aun de manera indirecta como en caso de los niños pequeños, especialmente vulnerables en sus condiciones de salud (Loría; Partanen., 2011).

La incidencia de enfermedades en las poblaciones temporales puede ser producto de una gran cantidad de variables, sin embargo, en numerosos estudios realizados por el IRET en la zona (Loría, Berrocal, Partanen, Álvarez, & Córdoba, 2007); (Loría, Partanen, Berrocal, Álvarez, & Córdoba, 2008); (Loría; Partanen., 2011), entre otros.), se determina que las condiciones de higiene personal y las condiciones de salubridad en general que poseen en los albergues son factores de importancia en la incidencia de enfermedades. Por tanto, el sistema de manejo de las aguas mieles in situ, debe ser adecuadamente evaluado, teniendo en cuenta que la emisión de malos olores, proliferación de vectores o contaminación de fuentes de agua pueden convertirse en cofactores que incidan negativamente sobre la salud de estas poblaciones así como de los habitantes en general de la zona.

A nivel reglamentario el microbeneficio se encuentra en un punto medio al no incumplir las leyes respectivas de emisiones líquidas, sin embargo, no cumplen con el reglamento específico para el tratamiento de las aguas residuales del beneficiado de café por aspersión sobre pasto estrella.

## **Análisis de Suelos**

Al igual que la mayoría de suelos de la cuenca del río Pirris, las fincas A y B están conformadas por Ultisoles (Chinchilla; Mata; Alvarado., 2011), caracterizados por un movimiento vertical de agua a través del perfil de suelo que permite lixiviación de bases sodio (Na), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), remoción de sílice y acumulación de hierro y aluminio (Wilding, Smeck, & Hall, 1983). La zona de Los Santos ha tenido una marcada explotación del suelo principalmente por el cultivo extensivo e intensivo del café, aunado a relieves de fuertes pendientes, han provocado una degradación de sus características físicas, químicas y biológicas (Chinchilla, Mata, & Alvarado, 2011).

De la tabla 1, se desprende el carácter ácido de los suelos en el área de estudio, como es característico en la zona de Los Santos (Chinchilla, Mata, & Alvarado, 2011). El pH tiene una marcada influencia en la mayoría de parámetros cuantificables, en primera instancia en las interacciones químicas y como consecuencia en las propiedades físicas del suelo (Pritchett, 1986). El pH del suelo afecta la solubilidad y desplazamiento de los cationes y bases en suelo, llevando a la lixiviación y pérdida de nutrientes, así como efectos sobre la actividad microbiana (Núñez, 1981).

**Tabla 29** Resultados de acidez y macronutrientes.

Identificación	pH H <sub>2</sub> O	Acidez	Ca (cmol (+) / L)	Mg	K
<b>1 A</b>	5.6	0.20	7.82	2.3	6.10
<b>2 A</b>	5.82	0.10	8.35	2.3	5.80
<b>3 A</b>	5.77	0.25	4.40	1.7	6.60
<b>4 A</b>	5.95	0.20	3.85	1.4	5.55
<b>5 A</b>	5.3	0.85	3.55	1.5	5.30
<b>6 Ctrl</b>	4.85	2.75	3.50	1.5	0.73
<b>7 B</b>	5.1	0.80	4.30	1.2	4.20
<b>8 B</b>	5.65	0.25	13.10	3.7	5.80
<b>9 B</b>	5.55	0.15	8.02	2.1	3.44

Los efectos perjudiciales de la acidez no se manifiestan hasta valores de pH inferiores a 5,5 y son debidos a la toxicidad del aluminio y a la poca biodisponibilidad de los elementos nutrientes. Se pueden ver afectadas la estructura, porosidad y aireación así como su conductividad hidráulica. Con respecto a las propiedades químicas puede afectar la meteorización química, movilidad de elementos tóxicos (Al, Mn, metales pesados), disponibilidad de nutrientes (Ca, Mg, P) así como la descomposición de la materia orgánica. Por último, en las propiedades biológicas afecta directamente las relaciones bacterias-hongos, poblaciones bacterianas, humificación y absorción de nutrientes (Porta, López, & Roquero, 2003). De manera sobresaliente, la muestra "control" muestra tanto el pH más bajo y la acidez más elevada, lo cual resulta un dato interesante pues, al ser un área seleccionada por no ser utilizada como receptora del riego de aguas mieles, debería mostrar valores que demuestren menos alteración. Una posible explicación es el uso para pastoreo, otra diferencia es el tipo de pasto pues está cubierta por pasto de corta.

Con respecto a los micronutrientes, se obtuvieron los resultados mostrados en la tabla 2. Los valores encontrados para el fósforo (P) muestran una variabilidad importante dentro de muestras de las mismas fincas, tanto para A como B. Sin embargo, los valores más llamativos se encuentran en el manganeso (Mn) y el hierro (Fe).

Para la finca A los valores de manganeso son mayores en todas las muestras a excepción de la "4 A", mientras en el control es considerablemente más elevada. El hierro (Fe) para la totalidad de las muestras alcanza valores muy elevados, como es característico de los suelos ultisoles en la cuenca del Pirrís (Chinchilla, Mata, &

Alvarado, 2011). La única excepción la constituye el control que muestra valores más bajos. Como se había mencionado, los ultisoles tienden a acumular hierro por la lixiviación de otros elementos y la migración de arcillas hacia horizontes profundos por hidrólisis, lo que se denota en las altas cargas de hierro obtenidas (CIAT, 1983); (Chinchilla, Mata, & Alvarado, 2011).

El contenido de zinc se encuentra en relación al material parental de los suelos, y según Arias (2001), existe una relación inversamente proporcional entre las concentraciones de fósforo (P) y zinc (Zn), lo que puede estar ocurriendo en los suelos en estudio según se observa en la tabla 2.

**Tabla 30** Resultados de micronutrientes.

Identificación	P	Cu	Zn ( $\mu\text{g} / \text{ml}$ )	Mn	Fe
1 A	23.5	6	1.9	65	310
2 A	17.3	4	1.6	86	249
3 A	7.5	4	1.0	67	238
4 A	11.1	4	1.0	50	280
5 A	9.5	6	1.3	73	300
6 Ctrl	6.4	4	2.0	126	177
7 B	16.9	3	3.4	50	201
8 B	14.4	4	1.2	53	212
9 B	9.1	5	1.3	33	229

Los suelos ácidos, como es el caso, tienden a poseer cargas positivas en su superficie, siendo capaces de adsorber y retener aniones mientras que los cationes de carácter básico como calcio y magnesio, quedan libres en la solución del suelo y son susceptibles a ser lavados (tabla 3) (Pritchett, 1986); (Arias, 2001); (Chinchilla, Mata, & Alvarado, 2011).

**Tabla 31** Capacidad de intercambio catiónico, materia orgánica, textura, densidad aparente.

Identificación	CICE	% MO	Textura	DA ( $\text{Mg}/\text{m}^3$ )
1 A	16.42	10.52	<b>Franco arcilloso</b>	1.37
2 A	16.55	10.18	<b>Arcilloso</b>	1.65
3 A	12.95	7	<b>Arcilloso</b>	1.72
4 A	11	7.05	<b>Arcilloso</b>	1.71
5 A	11.2	4.8	<b>Arcilloso</b>	2.01
6 Ctrl	8.48	7.8	<b>Arcilloso</b>	1.83
7 B	10.5	10.6	-	1.49
8 B	22.85	5.7	<b>Arcilloso</b>	1.85
9 B	13.71	6.6	<b>Arcilloso</b>	1.78

Los valores obtenidos en general muestran un contenido de materia orgánica aceptable, debido a él enmarañado de raíces característico del zacate estrella, la muestra control no presenta diferencias importantes con respecto a las áreas Ay B.

La textura de las muestras esta constituidas predominantemente por arcillas, siendo estas las de menor tamaño. La textura del suelo tiene estrecha relación en el condicionamiento de las propiedades físicas y químicas del suelo (Suarez, 1979). Al estar los suelos en estudio conformados mayormente por arcillas, se prevé, según bibliografía, propiedades físicas desfavorables para la conducción del agua (CIAT, 1983); (Nebel & Vright, 1999).

Con respecto a la densidad aparente (DA), Los valores en general se encuentran muy por encima de los valores encontrados para ultisoles por Alvarado & Forsythe (2005), en donde la media a una profundidad de 0 a 20 centímetros fue de 0.96 (Mg/m<sup>3</sup>) y el máximo valor fue de 1.50 (Mg/m<sup>3</sup>). La comparación puede dar pie a la conclusión que los resultados obtenidos muestran densidades aparentes altas, por ende, signos de posible compactación (Porta, López, & Roquero, 2003). Lo anterior, ya sea por obra de la compactación ejercida por pastoreo o las condiciones naturales del suelo, indican condiciones desfavorables para el paso de agua y aire en el suelo.

## Conductividad Hidráulica

En términos generales, los resultados, en concordancia con otras propiedades determinadas en este mismo estudio, muestran condiciones desfavorables para la conducción del agua a través del suelo (tabla 4). Las clasificaciones de conductividad hidráulica pueden ser discutibles, sin embargo, en este caso se cuenta con el precedente de la saturación de suelos en los campos de riego, lo que respalda los resultados y la clasificación otorgada.

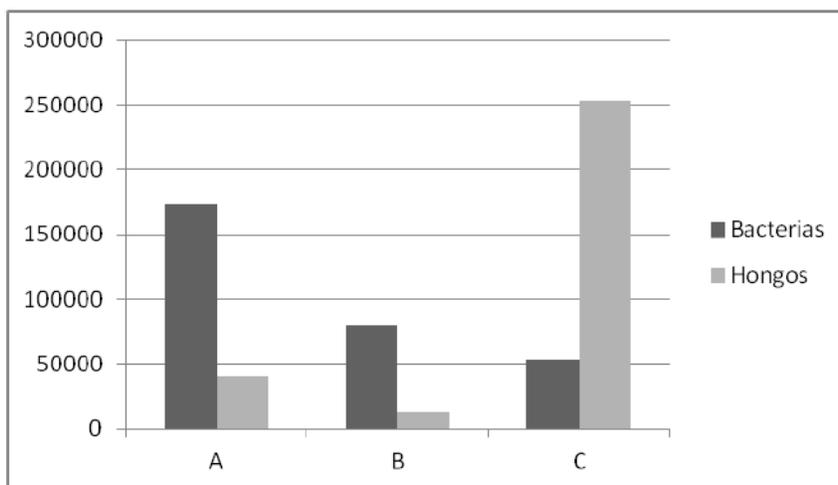
**Tabla 32** Resultados de conductividad hidráulica y su clasificación.

Muestra	Conductividad Hidráulica (cm/h)	Clasificación	
		USDA (1966)	Kutilek & Nielsen (1994)
A	0.08	muy lenta	muy baja
A	0.04	muy lenta	muy baja
A	2.15	Moderada	baja
A	0.40	Lenta	baja
B	0.33	Lenta	baja
B	0.05	muy lenta	muy baja
B	0.06	muy lenta	muy baja

## Microbiológico

Se cuantificó las poblaciones de hongos, bacterias y actinomicetos como indicadores de su capacidad de degradar la materia orgánica contenida en las aguas mieles una vez que están penetran en el suelo.

Según los resultados obtenidos (tabla 5), las poblaciones de bacterias y hongos son relativamente bajas en comparación con suelos bajo cobertura de pastos en la zona de San Carlos (Villareal, Rodríguez, & Villalobos, 1999). En la figura 2, se evidencia como en la muestra "C" (control), la población de hongos se encuentra muy por encima de los valores encontrados en las fincas "A" y "B", de igual manera en la relación hongo – bacteria, predominan las poblaciones de hongos, esto concuerda con los valores de pH encontrados, ya que el aumento de la acidez beneficia el desarrollo de los hongos en mayor medida (Porta, López, & Roquero, 2003).



**Figura 66** Relación bacteria-hongo obtenidas

Estudios realizados en la India, con diferentes volúmenes de aguas residuales del café sin previo tratamiento sobre el suelo, en sistemas similares a los que están en estudio, muestran que el nivel de afectación a las propiedades químicas, físicas y microbiológicas está en función de los volúmenes de riego. Así, con volúmenes de 250 a 500 m<sup>3</sup>/ha o inferiores, no se muestra mayor afectación y más bien se enriquece el suelo con nutrientes como nitrógeno, fósforo, potasio además de propiciar el correcto crecimiento de poblaciones de bacterias y hongos (Kulandaivelu & Bhat, 2011).

**Tabla 33** Resultados Análisis microbiológicos. Unidades formadoras de colonias (UFC) de hongos por gramo de suelo.

Muestra	Organismo	UFC			
		10 E-3		10 E-4	
		UFC/ml	UFC/ml	UFC/ml	UFC/ml
A	Hongos	21.32	21320	4.00	40000
	Bacterias	46.64	46640	17.32	173200
	Actinomycetes	257.32	257320	70.64	706400
B	Hongos	5.32	5320	1.32	13200
	Bacterias	62.64	62640	8.00	80000
	Actinomycetes	40.00	40000	9.32	93200
C	Hongos	64.00	64000	25.32	253200
	Bacterias	18.64	18640	5.32	53200
	Actinomycetes	182.64	182640	78.64	786400

## Impactos Potenciales

En épocas productivas anteriores en donde se ha aplicado el riego por aspersión de las aguas mieles, se ha notado la rápida saturación del suelo provocando la escorrentía de dichas aguas. Actividades realizadas en la finca en las épocas no productivas como el pastoreo van en detrimento de la capacidad del suelo para absorber e infiltrar las aguas del riego (López, 2002), derivando en la contaminación de las quebradas adyacentes a las fincas utilizadas para el riego.

Porras (1999), comprobó que la aplicación de concentrados de microorganismos degradadores de materia orgánica (saprofitos) en aguas mieles, presenta una diferencia significativa en el nivel de degradación. En 64 h, el porcentaje de DQO removido sin la adición de microorganismos comerciales es de 26 %, mientras que adicionando microorganismos se tiene un porcentaje de DQO removido de 78 %. Específicamente, las bacterias contenidas en el producto son: *Bacillus licheniformis*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas straterzi*, *Pseudomonas fluorescens*, *Escherichia hermannii*, *Aspergillus oryzae* y *Aspergillus niger* en una concentración de  $6.16 \times 10^9$  de unidades formadoras de colonias por gramo de producto.

Se ha demostrado científicamente que diferentes tipos de bacterias pueden ser transportadas por el viento en los aerosoles producto del riego por aspersión de aguas residuales (Teltsch & Atzenelson, 1978); (Ahmed, Geuenich, & Müller, 1984). (O'Hara & Rubin, 2005). Esto cobra importancia el uso del concentrado de bacterias puede propiciar este escenario. La baja virulencia indicada en la ficha técnica del producto concentrado de bacterias, disminuye el riesgo solo a personas con sistemas inmunológicos debilitados. También debe considerarse la contaminación microbiana si este producto cae en cuerpos de agua, sobre todo teniendo en cuenta los problemas de saturación y consecuente escorrentía presentados en el área de estudio como se ha

desarrollado en las fases anteriores, ya que puede favorecer desequilibrios ecológicos acelerados en el medio acuático.

Los principales impactos sobre la calidad de aguas superficiales son producto del alto contenido de materia orgánica contenido en las aguas mieles. Disminución del oxígeno disuelto, aumento en acidez y turbidez además de la posible eutrofización por el alto contenido de nutrientes como nitrógeno son parte de los efectos perjudiciales (Fernández & Springer, 2008). La zona de Los Santos al tener una tradición caficultora, es testimonio de lo anterior, principalmente en la afectación a quebradas y afluentes del río Pirrís, el cual cursa los principales centros poblados de la región. La composición elemental del fruto del café es la siguiente: nitrógeno 3 190 mg N/Kg de pulpa, fósforo 20 mg P/Kg de pulpa, potasio 62 000 mg K/Kg; además contiene calcio, magnesio, azufre, hierro, manganeso y boro en bajas concentraciones, derivado de esto, el agua embalsada en la represa puede presentar condiciones eutróficas (CCT, 1998).

En monitoreos realizados por el ICE entre 1995 a 1997, se hizo notorio el descenso de la calidad del agua del río Pirrís en temporada de cosecha (época seca), principalmente en el aumento de los valores de DBO y el descenso en los niveles de oxígeno disuelto. Observaciones de campo arrojaron las siguientes anotaciones textuales (CCT, 1998): acumulación de lodos negros mal olientes, atribuibles a descargas de beneficios de café, coloración del agua oscura y con presencia de burbujas producto de la anaerobiosis de los desechos del café, biota escasa, se aprecia ambiente propicio para la proliferación de mosquitos y moscas.

## **Proliferación de microbeneficios y sus impactos ambientales**

Particularmente, en la zona de Los Santos las cooperativas del café han marcado el desarrollo socioeconómico de la región. Las crisis del café han repercutido fuertemente en el país y han afectado el modelo cooperativista del sector. La respuesta ante la tendencia antes mencionada ha sido la creación de pequeños y medianos beneficios con el fin de obtener una comercialización más directa (Valenciano, 2010). La proliferación de los pequeños beneficiadores en la zona de Los Santos, es una tendencia interesante que se intensificó desde el año 2005 hacia la actualidad. El cantón de León Cortés es precisamente en donde este auge se ha acentuado en mayor medida (tabla 6)<sup>16</sup>.

---

<sup>1</sup> Umaña, G. Lista de Micro Beneficios establecidos desde 2005 en León Cortés. Ministerio de Agricultura y Ganadería. Comunicación personal vía correo electrónico.

**Tabla 34** Instalación de Microbeneficios en el cantón de León Cortés (2005-2011).

Inicio de funcionamiento	Numero de microbeneficios	Capacidad instalada de producción (fanegas)
2003	1	3000
2004	2	3300
2005	3	3000
2006	2	6000
2007	3	2200
2009	7	5250
2010	6	950
2011	2	750
<b>Total</b>	<b>26</b>	<b>24450</b>

Elaboración propia con base en datos de MAG (2012)<sup>2</sup>.

Al año 1997, se reportan 12 beneficios operando dentro de la totalidad de la cuenca del río Pirris, en comparación con la tabla 9, se denota el auge que han tenido los microbeneficios, registrándose 26 únicamente para el cantón de León Cortés. Las iniciativas de creación de pequeños beneficios en el cantón de León Cortés en su mayoría son resultado de asociaciones familiares, también destacan las sociedades anónimas y las asociaciones de productores en menor medida.

Como alternativa de manejo más económica, la aspersión de las aguas mieles sobre pasto estrella, es la opción más común en microbeneficios. Ante tal panorama, el ICAFE junto con el MINSA en 2009, emiten el documento "Tratamiento de las aguas de beneficiado por aspersión sobre pasto "estrella", en donde se contemplan las medidas a cumplir por parte de los beneficiadores interesados en aplicar el sistema en mención. Resulta evidente que si bien los requisitos parecen querer procurar la medición y control de los impactos del sistema, no se adecuan a las capacidades económicas y técnicas de la nueva oleada de microbeneficios.

## CONCLUSIONES

Las condiciones de suelo en general muestran características deficientes para la infiltración de agua, por lo que se debe trabajar con volúmenes bajos para procurar la asimilación de la carga de aguas mieles. Esto se puede lograr con la ampliación de las áreas de riego.

Las políticas de control no se pueden variar por el tamaño de la industria, ya que se trata de la misma actividad contaminante, no obstante, la proliferación de microbeneficios con cargas de procesamiento bajas, obliga a readecuar algunos de los parámetros contemplados en el reglamento en mención. Este último se basa en el

estudio del sistema de riego en tres beneficios distintos, en donde sus capacidades de procesamiento eran de 110 000, 32 000 y 18 000 fanegas por temporada productiva (Chacón, 2011), muy distantes de las capacidades de los microbeneficios. Debe ser importante que las instituciones encargadas de la confección y vigilancia del reglamento específico para la implementación del riego sobre pasto estrella, así como encargadas del resguardo de la salud y el medio ambiente tomen en cuenta la tendencia actual del aumento del número de microbeneficios como fuentes puntuales de contaminación y emitan las consideraciones necesarias que incluyan regulaciones específicas a cumplir por estos, tomando en cuenta las diferencias en el potencial contaminante y las capacidades técnicas y económicas que poseen.

Por último se deja en claro que las políticas institucionales en defensa del medio ambiente y la salud pública, no deben ser permisivas con los microbeneficios por su condición, sin embargo, se debe buscar de regulaciones y capacidades para que la situación no desencadene en cierres masivos o la actitud esquivada de sus encargados.

## BIBLIOGRAFIA

- Ahmed, R., Geuenich, H., & Müller, H. (1984). Pathogen distribution in waste water sprinkler irrigation. En *Zentralbl Bakteriologie Mikrobiologie Hygiene B. May* (págs. 179(2) 151-61). Alemania.
- Alvarado, M., & Forsythe, W. (2005). Variación de la densidad aparente en órdenes de suelos de Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 29 (1): p 85-94.
- Arias, A. (2001). Suelos Tropicales. San José, Costa Rica.: EUNED.
- CCT, C. C. (1998). Proyecto Hidroeléctrico Pirrís. En P. a. Electricidad, *Evaluación de Impacto Ambiental*. (Vol. Vol. II, págs. 70-128). San José, Costa Rica.
- Chacón. (2010). Manual de inscripción de sistema de tratamiento de aguas de Beneficiado con lecho de secado. En I. d. Rica.. Heredia, Costa Rica: Unidad de Industrialización, Laboratorio Químico.
- Chacón, R. (04-06 de 2011). Sistema de tratamiento de las aguas residuales del Beneficiado por Aspersión sobre Pasto Estrella. *Promecafe*, 7-11. Guatemala: IICA.
- Chinchilla, M., Mata, A., & Alvarado, M. (2011). . Capacidad del de las tierras para uso agrícola en la subcuenca media-alta río Pirrís. 35(1): 189-130. . Los Santos, Costa Rica: Agronomía Costarricense.

Chinchilla; Mata; Alvarado. (2011). Caracterización y clasificación de algunos ultisoles de la región de Los Santos. 35(1): 59-81. . Talamanca, Costa Rica: Agronomía Costarricense.

Chinchilla; Mata; Alvarado. (2011). Factores formadores y distribución de suelos de la subcuenca del río Pirrís. 35(1): 33-57. . Talamanca, Costa Rica.: Agronomía Costarricense.

CIAT, C. I. (1983). Oxisoles y Ultisoles en América Tropical. Distribución, importancia y propiedades físicas. *Guía de estudio para usada como complemento de la unidad audiotutorial sobre el mismo tema.*, 56. Cali, Colombia.

Delgado, A. (2008). Manejo de aguas, aguas residuales y desechos sólidos del beneficiado del Beneficio Juna León V. e Hijos, S. A, Heredia, Costa Rica. *Tesis Lic. Química Industrial*. Heredia, Costa Rica: Universidad Nacional.

Fernández, L., & Springer, M. (2008). El efecto de beneficios de café sobre los insectos acuáticos en tres ríos del Valle Central (Alajuela) de Costa Rica. . *Rev. Biología Tropical* ., 56 (4). 237-256.

Forsythe, W. (1985). Física de suelos: manual de laboratorio. . 212 . San José, Costa Rica: IICA.

Henríquez, & Cabalceta. (1999). Guía práctica para el estudio introductorio de los suelos con un enfoque agrícola. 111 . Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo.

Hermsmeier, J. (1966). Hydraulic conductivity and other physical characteristics of some wet soils in Southwestern Minnesota. Washington, D.C.: USDA.

ICE, I. C. (2011). *Inauguración planta hidroeléctrica Pirris* . Recuperado el 08 de 10 de 2012, de <http://atuladoice.blogspot.com/2011/09/inauguracion-planta-hidroelectrica.html>.

Jiménez, L., & Rigg, S. (1997). Impacto del procesamiento industrial del café (*Coffea arábica*) en las aguas superficiales: estudio de caso en la provincia de Heredia. 130 . San José, Costa Rica: Universidad de Costa Rica.

Kulandaivelu, V., & Bhat, R. (05-06 de 2011). Changes in the physico-chemical and biological quality attributes of soil following amendment with untreated coffee processing wastewater. *European Journal of Soil Biology*, 50, 39-43.

Kutilek, M., & Nielsen, D. (1994). Soil Hydrology. En *Geo Ecology textbook* (pág. 370 ). Cremlingen: Catena Verlag.

- Linkimer, L., & Aguilar, T. (2000). Estratigrafía sedimentaria. En Denyer, & Kussmau (Edits.), *Geología de Costa Rica* (págs. 515, 42-63). Tecnológica de Costa Rica.
- López, R. (2002). Degradación del Suelo. Causas, procesos, evaluación e investigación. En *Centro Interamericano de Desarrollo e investigación ambiental y territorial*. (2ª ed. ed.). Merida, Venezuela: Universidad de Los Andes.
- Loría, R., Berrocal, M., Partanen, T., Álvarez, B., & Córdoba, L. (2007). Trabajadoras y trabajadores inmigrantes en la zona cafetalera de los santos. *Censo de población temporal, albergues, salud y sus determinantes*. Costa Rica: Cosecha 2004-2005. .
- Loría, R., Partanen, T., Berrocal, M., Álvarez, B., & Córdoba, L. (2008). Determinants of Health in Seasonal Migrants: Coffee Harvesters in Los Santos, . En *Int J Occup Environ Health*. (págs. 14: 129–137). Costa Rica. .
- Loría; Partanen. (2011). La recolección de café, una labor por visibilizar. *Programa de la estrategia de seguridad y salud en el trabajo*, 10. Heredia, Costa Rica: OISS (Organización Iberoamericana de Seguridad Social).
- Montero, A., & Sandí, J. (2009). La contaminación de las aguas mieles en Costa Rica: un conflicto de contenido ambiental (1840-1910). En *Diálogos, Revista Electrónica de Historia*. N° 1 (Vol. Vol. 10 , págs. 1-15).
- Moreno, A. (1979). Caracterización de las aguas residuales del beneficiado de café. *Centro de Investigación en Café*. San José, Costa Rica: Instituto del Café de Costa Rica.
- Nebel, B., & Vright, R. (1999). Ciencias ambientales: Ecología y desarrollo sostenible. Pearson Educación.
- Núñez, J. (1981). Fundamentos de Edafología. San José, Costa Rica.: EUNED.
- O'Hara, R., & Rubin, R. (2005). Reducing bioaerosol dispersion from wastewater treatment and its land application: a review and analysis. . En *J Environ Health* (págs. 68(2):24-9).
- Porras, D. (1999). Estudio comparativo de diferentes mezclas de microorganismos comerciales para la degradación aerobia de los desechos del beneficiado de café. 106. San José, Costa Rica: Universidad de Costa Rica.
- Porta, J., López, M., & Roquero, C. (2003). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 929 . Madrid, España: Mundi-Prensa.

Pritchett, W. (1986). Suelos Forestales. En c. y. Propiedades. México D.F: Universidad de Florida, Gainesville. Editorial Limusa, S.A. .

Suarez, F. (1979). Conservación de suelos. San José, Costa Rica: Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas (IICA).

Teltsch, B., & Atzenelson, E. (1978). Airborne Enteric Bacteria and Viruses from Spray Irrigation with Wastewater. En *Applied and environmental microbiology*. No. 2 (Vol. Vol. 35).

Valenciano, A. (2010). Adaptabilidad de las familias agrícolas ante presiones económicas y ecológicas: un caso de café de altura en León Cortés. En *Economía y Sociedad*. (37; 38) (págs. 81-102). Heredia, Costa Rica.

Villareal, M., Rodríguez, R., & Villalobos, L. (1999). Poblaciones microbiales presentes en suelos de pasturas bajo diferentes condiciones de manejo en la región de San Carlos, Costa Rica. . *XI Congreso Nacional Agronómico*. San José, Costa Rica.

Wilding, P., Smeck, E., & Hall, F. (1983). Pedogenesis and soil taxonomy. En E. S. V. Netherlands.

## **B.37.P. Estudio de calidad del agua en acuífero Benito Juárez de Zacatecas, México**

Navarro Osbaldo <sup>1a</sup>, González Julian<sup>1</sup>, Júnez-Ferreira, H.E. <sup>1</sup>, Chávez Dagoberto<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Maestría en Ingeniería Aplicada, Universidad Autónoma de Zacatecas.

Ave. Ramón López Velarde No. 801 Centro, Zacatecas, Zacatecas. México C.P. 98010

[1a@navarrosoliso@yahoo.com.mx](mailto:1a@navarrosoliso@yahoo.com.mx)

### **INTRODUCCION**

Un programa de desarrollo sustentable en regiones de cualquier tipo de clima requiere del conocimiento de cómo se comporta el agua subterránea, ya que es necesario tener respuestas claras sobre el movimiento del agua en el subsuelo, por lo que para comprender su funcionamiento se requiere entender a este recurso como vulnerable en términos de calidad-cantidad y su dependencia de los otros componentes del ambiente (Maderey, 2005). Diversos estudios de hidrogeoquímica en acuíferos se han realizado con el objetivo de identificar los procesos geoquímicos y su relación con la calidad del agua (Fehdi, Rouabhia, Baali, & Boudoukha, 2009), (Horst, Mahlke, Lopez-Zavala, & Mayer, 2011), (Rasaouli & Seyed, 2012) donde el análisis de la calidad del agua subterránea basado en la generación de mapas en un Sistema de Información geográfica (SIG) es un componente fundamental para una planeación estratégica del uso del recurso hídrico (Adhikary, Jyotiprava, Chandrasekharan, Rajput, & Dubey, 2012), (Júnez-Ferreira, Bautista-Capetillo, & González, 2013). El objetivo de este trabajo fue definir las familias de agua, plantear las posibles zona de recarga y se clasificar el agua para uso agrícola.

### **MATERIALES Y METODOS**

El acuífero de Benito Juárez se localiza en la parte sur del estado de Zacatecas en México y geográficamente sus coordenadas son 102°43'37.8" → 102°49'24.4" longitud oeste y 22°33'23.5" → 22°41'43.2" latitud norte (CONAGUA, 2013). La precipitación es de 410 a 450 mm/año, valor promedio de temperatura de 16 °C y de acuerdo a la clasificación de W. Köppen, el clima: es del tipo semiseco BS1kw, con lluvias en verano y en menor proporción en invierno. En la Figura 1 se describe su ubicación del acuífero y su relación geográfica con el acuífero de Calera. La infraestructura hidráulica para este acuífero fue cuantificado en censo realizado en el 2009 por parte de la CONAGUA (Comisión Nacional del Agua –Organismo regulador en México-) con apoyo de la Universidad Autónoma de Zacatecas, donde se localizaron 120 aprovechamientos hidráulicos los cuales 73 son de pozo profundo, 44 son norias, se tiene 1 tajo y 2 aprovechamientos tipo papalote (González & Chávez, 2009). El uso del suelo se tiene

clasificado en 6 tipos; pastizal natural, agricultura de riego, matorral crasicaule, agricultura de temporal, pastizal inducido y matorral sarcocaula, solo se localizan 4 áreas que se consideran urbanas. Se efectuó una campaña de muestreo entre los meses de marzo y mayo del 2013, la planeación de las actividades en campo se realizó con la finalidad de abarcar el área total del acuífero, el total de muestras tomadas fue de 34 al identificar que los puntos de extracción clasificadas como norias están sin utilizarse al literalmente secarse por las condiciones de lluvia de los últimos 4 ó 5 años. Los análisis realizados fueron los siguientes:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ , Fe, Mn,  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  (iones principales), además de las mediciones directas en el campo del pH, CE (Conductividad eléctrica) y T (Temperatura) que son las recomendadas por Jousma (2006), se complementó con la determinación de hierro (Fe) manganeso (Mn) y zinc (Zn) además de oxígeno disuelto, dureza y alcalinidad. La totalidad de las mediciones se hicieron con equipo y material del Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental del programa de Posgrado de la Unidad Académica de Ingeniería I de la Universidad Autónoma de Zacatecas “Francisco García Salinas”. La toma de muestra se llevó a cabo bajo los lineamientos descritos en APHA-SMWW 2006 y la normativa mexicana vigente en 2013 como son: filtración a 0,45 micras para las muestras destinadas a determinación de metales disueltos además de la acidificación a  $\text{pH} \leq 2$  con  $\text{HNO}_3$ , acidificación con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a las muestras para la determinación de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  en ambos casos como medio de preservaciones, las muestras se trasladaron al laboratorio con temperatura máximo de  $4^\circ\text{C}$ . El análisis geoestadístico fue elaborado utilizando el Sistema de Información Geográfica ArcGis 10.0 que permite obtener estimaciones para cada parámetro con la generación de mapas de su distribución espacial, mientras que el análisis de los datos obtenidos se llevó a cabo con el software AquaChem con el cual se puede interpretar la información de la calidad de aguas al tener una base de datos totalmente modificable e incluye un conjunto importante de herramientas de análisis de la información.

## RESULTADOS

### Familias de aguas

Las aguas subterráneas son agrupadas en familias dependiendo de los iones dominantes presentes (Abdulaziz, 2008), (Garfias, Arroyo, & Aravena, 2010), (Gibrilla, y otros, 2010). Del cuadro 1 se desprende que la composición el agua subterránea del acuífero es principalmente bicarbonatada cálcica, solo se presentan tres puntos de aprovechamiento como bicarbonatada mixta y solo una como bicarbonatada sódica, está última corresponde a un punto de aprovechamiento localizado en el límites sur del acuífero en la comunidad El Tepetate. La distribución especial de las familias de agua se muestra en la Figura 2. Aunque las reacciones y procesos químicos que se desarrollan dentro de un acuífero son muy variados, como norma general, se observa que las aguas subterráneas con menor tiempo en el subsuelo son generalmente bicarbonatadas, después predomina el sulfato y después el cloruro, está es la evolución conocida como “Secuencia de Chebotarev” lo que sugiere poco tiempo de traslado del

agua subterránea en el acuífero (Chebotarev, 1995) que se describe en el siguiente esquema.

	→→→ <b>Recorrido y tiempo de permanencia en el acuífero</b> →→→			
<b>Aniones predominantes</b>	$\text{HCO}_3^- \rightarrow \rightarrow$	$\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \rightarrow$	$\text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{Cl}^- \rightarrow$	$\text{Cl}^- \rightarrow$
	<b>Aumento de la salinidad</b> →→→→→			

## Identificación de posibles zonas de recarga

Se efectuó un análisis geoestadístico para los iones mayores, cuyo primer paso fue evaluar si los valores obtenidos presentaban una distribución normal, además de una verificación visual del histograma generado para cada uno de los parámetros, tomando en cuenta algunos valores estadísticos a manera de indicativo de la proximidad a una distribución normal como la oblicuidad (falta de simetría) cercana a 0, la curtosis cercana a 3 y resultados muy similares en la media-mediana, realizando una transformación logarítmica de los datos obtenidos para nitratos, sulfatos, hidrogeno carbonatos (bicarbonatos) calcio, magnesio, sodio y potasio se obtuvo la representación espacial con estimaciones para cada parámetro. Se generaron mapas de distribución espacial que en general muestran un incremento de las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos de sur a norte, excepto para el nitrato y sodio para los cuales se tiene los valores más altos en la parte sur del acuífero. Algunas mediciones de niveles de agua de algunos pozos sugieren flujo preferencial de suroeste al noreste. En los pozos donde se tiene predominio de iones bajo la secuencia  $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$  fue identificada una secuencia A, en otros pozos fue identificada una secuencia B, donde los cloruros ha sustituido a los sulfatos lo cual se esquematiza en la figura 3.

## Calidad del agua de riego

La FAO (2013) a través de documento “Evaluación de la Calidad del agua” describe diferentes características a determinar para clasificar el agua de riego que puede abordarse desde distintos puntos de vista como son clasificaciones generales o de valores específicos de calidad para determinado ión, cultivo y área. Desde cualquier ámbito, tres parámetros químicos son aceptados como criterios a tener en cuenta; la salinidad, la sodicidad y la toxicidad de iones específicos, donde dos de los parámetros más importantes para determinar la calidad del agua para riego agrícola son los de conductividad eléctrica CE y el Índice de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) con los que se establece una clasificación del agua para riego según las normas del Personal del Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos donde:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$$

Para el acuífero Benito Juárez se tiene un promedio de CE en 0.540 dS/m, por lo que se considera baja en sales (Rhoades, Kandiah, & Mashali, 1992), por consiguiente la productividad no se verá afectada en el agua utilizada para regar. Se puede relacionar el RAS con los niveles de salinidad (CE), de tal manera que a un nivel de RAS determinado, la infiltración aumenta en relación con la salinidad, de esta manera los niveles de RAS y CE tienen que interpretarse conjuntamente para evaluar posibles problemas de las aguas de riego, considerando la clasificación de Rhoades et al., 1992, se tiene un agua C<sub>1</sub>S<sub>1</sub>; sin embargo, si se emplea la clasificación de Wilcox el agua del acuífero Benito Juárez se clasifica como C<sub>2</sub>S<sub>1</sub>, es decir, agua con contenidos moderados de salinidad y baja en sodio, clasificación descrita en la figura 4. Estos datos coinciden o son similares a los reportados por otros autores (Perea & Rodríguez, 2009), (Aghazadeh, 2010) y difieren de otros (Alexakis, 2011).

## DISCUSION Y CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados y discusión generada en la investigación se pueden obtener las siguientes conclusiones; los parámetros analizados cumplen con la NOM-127-SSA1-1994 para consumo humano. Un estudio posterior debe realizarse con un esquema que incluya las características que completen los requerimientos de esta norma. Además esta agua puede ser utilizada sin problemas para las actividades agrícolas e industriales. Basados en los constituyentes iónicos del agua subterránea, predominan las aguas bicarbonatadas cálcicas, con solo dos bicarbonatadas mixtas y solo una bicarbonatada sódica. La predominación de valores del hidrogeno carbonato (bicarbonatos) sugieren bajo tiempo de recorrido del agua subterránea para este acuífero. La secuencia de Chebotarev sugiere dos patrones de flujo, uno que viene del noroeste y otro que entra del sur, ambos con dirección preferente hacia el área norte-central del acuífero. Estos resultados concuerdan con el incremento de los parámetros fisicoquímicos de sur a norte pero difieren con el modelo conceptual hidrodinámico que establece una dirección de flujo preferente de norte a sur (CONAGUA, 2013). Por lo que algunos estudios deben realizarse posteriormente para la validación de esta zona como área de descarga. Un paso posterior en esta investigación es obtener un modelo hidrodinámico conceptual del acuífero Benito Juárez, y posteriormente un modelo hidrogeoquímico basado en la formación geológica y los datos de calidad del agua subterránea.

## BIBLIOGRAFIA

- Abdulaziz, M. (2008). "Hydrogeology and hydrochemistry of a shallow aquifer, western Saudi Arabia". *Hydrogeology Journal.*, Vol. 16( No. 1), 155-165.
- Adhikary, P., Jyotiprava, D. C., Chandrasekharan, H., Rajput, T. B., & Dubey, S. (2012). "Evaluation of groundwater quality for irrigation and drinking using GIS and geostatistics in a peri-urban area of Dheli, India. *Arabian Journal Geosciences*, Vol. 5(No. 6), 1423-1434.
- Aghazadeh, N. M. (2010). "Assessment of Groundwater Quality and its Suitability for Drinking and Agricultural Uses in the Oshnavieh Area, Northwest of Iran". *Journal of Environmental Protection*, Vol. 1(No 1), 30-40.
- Alexakis, D. (2011). Assessment of water quality in the Messolonghi-Eoliko and Neochorio region (West Greece) using hydrochemical and statistical analysis methods. . *Environmental Monitoring and Assessment*. 182( No 1-4), 397-413.
- APHA. (2006). "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". Washington, E.U.A.: SMWW.
- Chebotarev, I. I. (1995). "Metamorphism of natural water in the crust of weathering". *Geochimica et Cosmochimica*, Vol. 8, 22-48.
- CONAGUA, C. N. (2013). *Disponibilidad del agua subterránea*. . Obtenido de <http://www.conagua.gob.mx/disponibilidad.aspx?n1=3&n2=62&n3=94>
- FAO. ( 2013). *Calidad de agua para la agricultura*. Obtenido de Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura: <http://www.fao.org/docrep/003/t0234e/t0234e01.htm>
- Fehdi, C., Rouabhia, A., Baali, F., & Boudoukha, A. (2009). The hydrogeochemical characterization of Morsott-El Aouinet aquifer, Northeastern Algeria. *Environment Geology*, Vol. 58( No 7), 1611–1620.
- Garfias, J., Arroyo, A., & Aravena, R. (2010). Hydrochemistry and origins of mineralized waters in the Puebla aquifer system, México. *Environmental Earth Sciences.*, Vol. 59(No 8), 1789-1805.
- Gibrilla, A., Osaé, S., Akiti, T., Adomako, D., Ganyaglo, S., Bam, E., y otros. (2010). Hydrogeochemical and Groundwater Quality Studies in the northern part of Densu River Basin of Ghana. *Journal Water Resource and Protection*, Vol. 2(No 12), 1071-1081.

- González, T. J., & Chávez, C. D. (2009). *Informe técnico de levantamiento de aprovechamientos subterráneos del Acuífero Benito Juárez, Zacatecas*. CONAGUA, México.
- Horst, A., Mahlkecht, J., Lopez-Zavala, M., & Mayer, B. (2011). "The origin of salinity and sulphate contamination of groundwater in the Colima State, Mexico, constrained by stable isotopes". *Environmental Earth Sciences*, Vol. 64(No 7), 1931-1941.
- Jousma, G. (2006). "Guía para el seguimiento general de las aguas subterráneas". . Obtenido de IGRAC Centro internacional de investigación de las aguas subterráneas.:  
[www.unigrac.org/dynamics/modules/SFIL0100/view.php?fil\\_Id=138](http://www.unigrac.org/dynamics/modules/SFIL0100/view.php?fil_Id=138)
- Junez-Ferreira, H., Bautista-Capetillo, C., & González, T. J. (2013). "Análisis geoestadístico de cuatro iones mayoritarios y arsénico en el Acuífero Calera, Zacatecas". *Tecnologías y Ciencias del agua.*, Vol. 4(No. 1), 179-185.
- Maderey, L. (2005). .El recurso agua en México: Un análisis geográfico. En *Instituto de Geografía*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. . (2013). *Calidad de agua para la agricultura*. Obtenido de FAO: <http://www.fao.org/docrep/003/t0234e/t0234e01.htm>.
- Perea, R., & Rodríguez, M. (2009). Water quality for different uses in the main groundwater bodies of Guadalquivir River Watershed, Atlantic Basin, Spain. *Environment Earth Sciences.*, Vol. 59(No. 1), 75-86.
- Rasaouli, F., & Seyed, A. (2012). "Hydrogeochemistry and water quality assessment of the Kor-Sivand Basin, Fars province, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 184(No 4), 4861-4877.
- Rhoades, J., Kandiah, A., & Mashali, A. (1992). The use of saline waters for crop production. *Irrigation and drainage*.(Paper No. 48), 133.

Valores obtenidos para los iones mayores										
Muestra	USO	meqL <sup>-1</sup>								FAMILIA
		HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	
1	Potable	3.36	0.31	0.63	0.49	3.52	0.64	0.25	0.19	Bicarbonatada-Cálcica
2	Agrícola	3.44	0.25	0.21	0.07	3.11	1.28	0.12	0.18	Bicarbonatada-Cálcica
3	Agrícola	3.20	0.28	0.25	0.08	2.82	0.02	0.42	0.04	Bicarbonatada-Cálcica
4	Agrícola	3.04	0.33	0.17	0.14	1.61	1.49	0.17	0.25	Bicarbonatada-MIXTA
5	Potable	3.12	0.17	0.27	0.08	2.62	0.89	0.08	0.12	Bicarbonatada-Cálcica
6	Potable	3.20	0.26	0.46	0.11	2.73	1.26	0.08	0.15	Bicarbonatada-Cálcica
7	Potable	3.04	0.18	0.04	0.04	2.19	0.41	0.05	0.06	Bicarbonatada-Cálcica
8	Riego	2.88	0.18	0.21	0.05	2.52	0.48	0.49	0.15	Bicarbonatada-Cálcica
9	Riego	2.80	0.30	0.56	0.13	2.28	1.61	0.26	0.28	Bicarbonatada-Cálcica
10	Riego	3.68	0.27	0.46	0.01	3.21	0.21	0.04	0.05	Bicarbonatada-Cálcica
11	Riego	3.36	0.36	0.54	0.02	2.27	0.72	1.48	0.22	Bicarbonatada-MIXTA
12	Riego	3.04	0.38	0.58	0.07	2.70	1.57	0.22	0.22	Bicarbonatada-Cálcica
13	Potable	2.80	0.35	0.31	0.04	2.88	0.29	0.15	0.17	Bicarbonatada-Cálcica
14	Riego	3.52	0.28	0.38	0.02	3.45	0.84	0.11	0.19	Bicarbonatada-Cálcica
15	Potable	3.12	0.34	0.27	0.12	3.83	0.64	0.11	0.16	Bicarbonatada-Cálcica
16	Riego	3.36	0.46	0.94	0.04	2.22	1.00	0.77	0.21	Bicarbonatada-Cálcica
17	Potable	2.88	0.47	0.42	0.26	2.93	0.51	0.07	0.18	Bicarbonatada-Cálcica
18	Riego	3.36	0.26	0.25	0.11	2.93	0.36	0.05	0.06	Bicarbonatada-Cálcica
19	Riego	2.88	0.17	0.15	0.07	2.70	0.83	0.10	0.14	Bicarbonatada-Cálcica
20	Riego	3.76	0.46	0.25	0.09	2.40	1.22	0.15	0.21	Bicarbonatada-Cálcica
21	Riego	3.28	0.85	1.56	0.08	3.78	0.99	0.52	0.24	Bicarbonatada-Cálcica
22	Riego	4.00	0.54	0.48	0.09	3.13	0.26	0.25	0.16	Bicarbonatada-Cálcica
23	Riego	3.84	0.49	0.31	0.04	3.05	0.65	0.10	0.12	Bicarbonatada-Cálcica
24	Riego	3.68	0.42	0.42	0.17	3.22	0.55	0.14	0.21	Bicarbonatada-Cálcica
25	Riego	4.08	0.47	0.48	0.08	3.33	0.61	0.17	0.17	Bicarbonatada-Cálcica
26	Riego	3.52	0.46	0.50	0.04	2.62	0.66	0.33	0.15	Bicarbonatada-Cálcica
27	Riego	4.00	0.56	0.38	0.00	2.18	1.34	0.41	0.36	Bicarbonatada-Cálcica
28	Riego	4.16	0.62	0.50	0.08	3.24	0.65	0.10	0.13	Bicarbonatada-Cálcica
29	Riego	3.76	0.75	1.06	0.11	3.48	0.88	0.06	0.24	Bicarbonatada-Cálcica
30	Potable	3.84	0.70	0.15	0.09	3.24	0.71	0.09	0.09	Bicarbonatada-Cálcica
31	Potable	3.60	0.29	0.54	0.10	3.33	0.58	0.06	0.05	Bicarbonatada-Cálcica
32	Riego	3.92	0.32	0.35	0.02	2.91	2.42	0.01	0.03	Bicarbonatada-Cálcica
33	Riego	4.00	0.30	0.63	0.03	2.58	1.85	0.47	0.46	Bicarbonatada-MIXTA
34	Potable	2.88	0.19	0.06	0.11	1.81	2.42	0.01	0.05	Bicarbonatada-Sódica

Cuadro 15 Valores obtenidos para los iones mayores

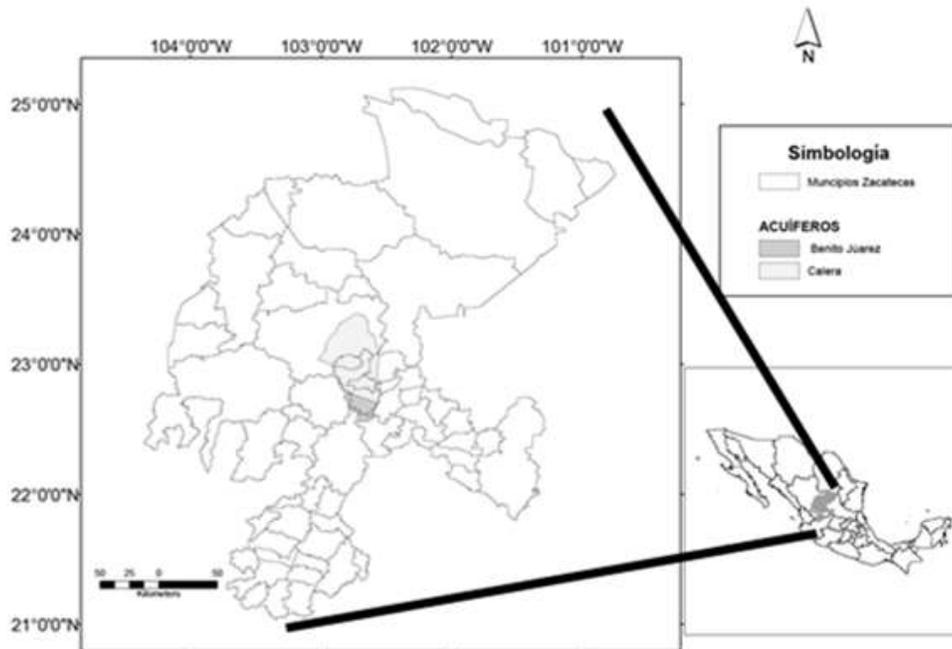


Figura 67 Localización del acuífero Benito Juárez

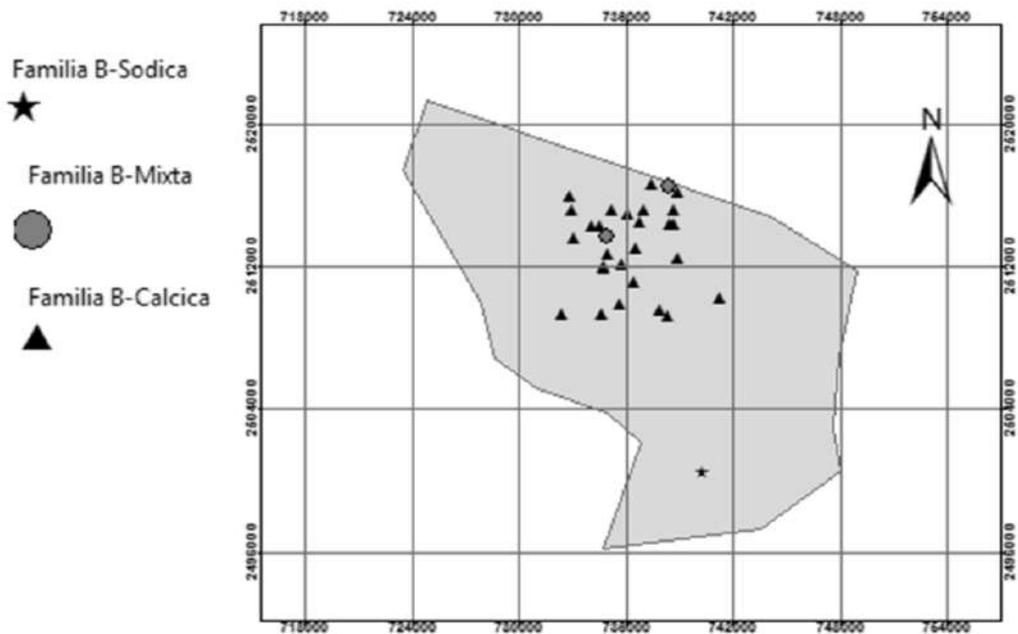
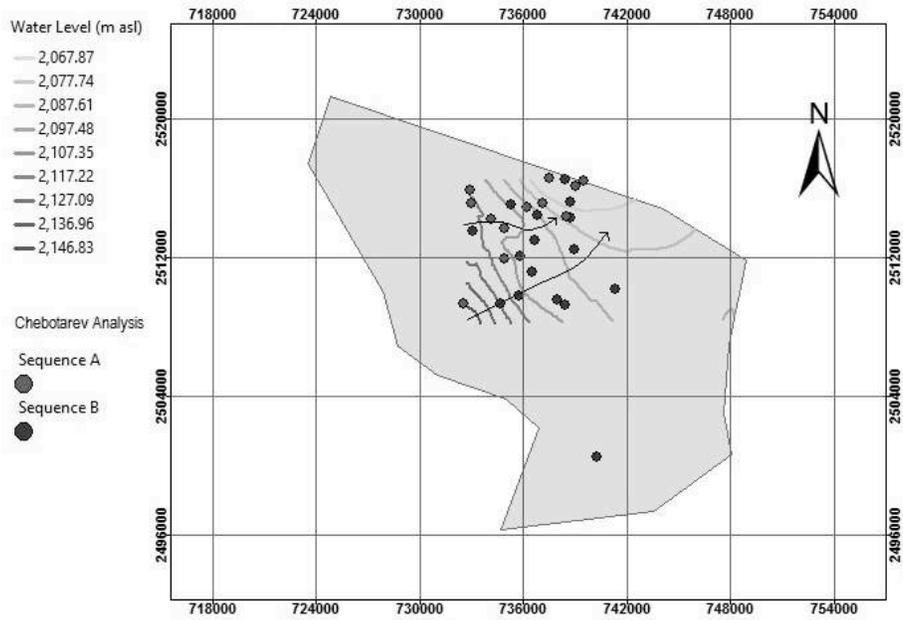
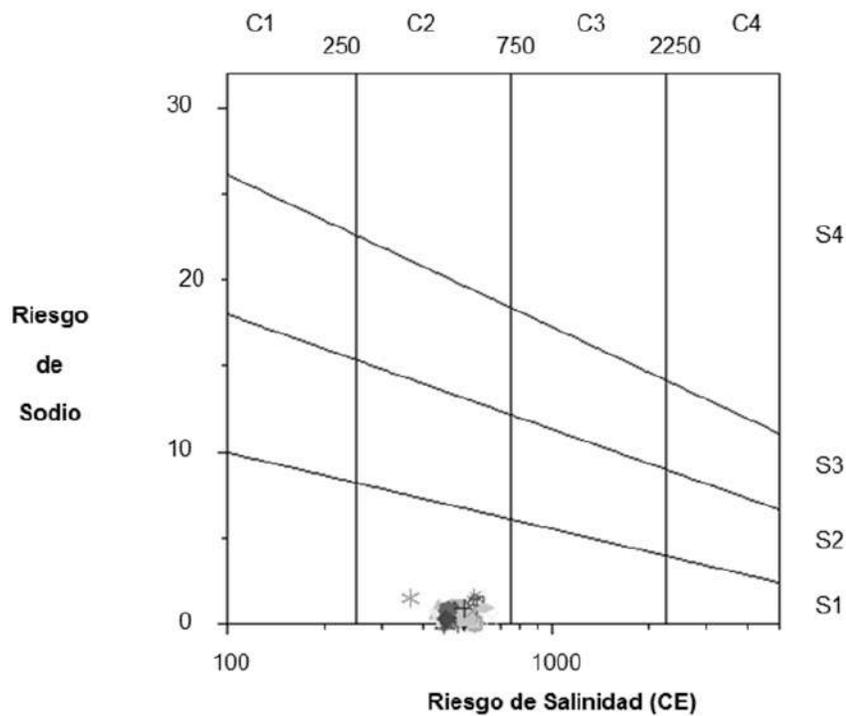


Figura 68 Familias de aguas



**Figura 69** Posibles patrones de flujo



**Figura 70** Clasificación Wilcox para calidad de Agua de riego

## **B.38.P. Bases para la Gestión del Ruido Urbano en el contexto de la Salud en las ciudades**

### **Guidelines for Urban Noise Management within the context of health in cities**

Orozco Medina, Martha Georgina<sup>1</sup>, Figueroa Montaña, Arturo<sup>2</sup>, García Velasco, Javier<sup>1</sup>

mgeorozco@gmail.com; morozco@cucba.udg.mx; Arturo.figueroa@cucei.udg.mx; garciavelasco@gmail.com

<sup>1</sup> (Instituto de Medio Ambiente y Comunidades Humanas, Departamento de Ciencias Ambientales, CUCBA, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco. México)

<sup>2</sup> (Departamento de Ciencias físicas, CUCEI, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco. México)

## **RESUMEN**

El ruido como contaminante en las ciudades tiene una pobre importancia a nivel de gestión pública, puesto que raras veces se le incluye como parte del monitoreo, caracterización, reglamentación y evaluación de efectos a la salud. En esta propuesta se hace un análisis de la contaminación por ruido en ciudades y en particular de una ciudad simbólica de México, y referente de Latinoamérica que es Guadalajara, Jalisco. Así mismo, se plantean los lineamientos clave para la gestión del ruido considerando aspectos relativos a la salud como un eje fundamental del bienestar de los habitantes en las ciudades.

A partir de diferentes estudios de ruido en la ciudad, en los que se han generado datos, se constata que eventos como la obra pública, la actividad recreativa, las vialidades, los talleres, etc., generan niveles que repercuten directamente en la salud de las personas, influyendo en su bienestar y calidad de vida, en virtud de que la exposición a tales niveles superan los máximos permisibles por la legislación y por las recomendaciones de organizaciones como la Organización Mundial de la Salud, la Organización Internacional del Trabajo, la Agencia de protección ambiental de los Estados Unidos, por citar algunas. La propuesta que aquí se presenta hace hincapié en la necesidad de promover la gestión del ruido en las ciudades como una política pública que trascienda plazos administrativos y que además sensibilice a los diferentes sectores, público, empresarial, social en la importancia de contar con espacios acústicos en las ciudades más confortables y saludables.

**Palabras clave:** Gestión, Ruido, Ciudades

## ABSTRACT

Noise pollution in cities has not been taken into account when setting public management policies, since it is rarely included as part of monitoring, characterization, regulation and evaluation of health effects. This proposal makes a historical analysis of noise pollution in cities, and in particular it focuses on the Latin American city of Guadalajara as one of the major cities of Mexico. It also highlights key guidelines for considering noise management as part of governmental health policies which are fundamental for the welfare of city dwellers. It is learned from performed studies in cities that building of public infrastructure, recreational activity, road building, repairing facilities, etc., generate noise levels that directly affect people's health, thus affecting well-being and quality of life, since exposure levels usually exceeds maximum allowable criteria of local noise policies as well as international policies, as it is the case of the World Health Organization standards, Environmental Protection Agency, or even recommended occupational standards by labour authority. Presented proposal emphasizes the need to promote and management policies in cities as part of public policies that transcend administrative periods and also sensitize the public, business and social sectors in order to understand the importance of healthy acoustic spaces for the comfort and health of citizens.

**Keywords:** management, noise, cities

## INTRODUCCION

El contexto de la salud en las ciudades, implica toda una serie de criterios relacionados con la calidad ambiental, la presencia de contaminantes, la infraestructura urbana, la movilidad, la actividad productiva y de servicios, la planeación territorial, la ubicación de núcleos de vivienda, la percepción social, la estructura y dinámica poblacional y por ende el sentirse bien o la satisfacción de sus habitantes.

Uno de los elementos que más influye en esta condición de bienestar y salud de los habitantes es el ruido, el cual tiene una serie de limitantes relacionadas con su atención, monitoreo, registro y gestión.

Los niveles de ruido en la ciudad, se asocian con la actividad productiva, las deficiencias de la red vial, la saturación del tráfico vehicular, la creciente actividad recreativa, comercial y de la construcción. La sociedad actual, es crecientemente ruidosa; la presencia de mayor intensidad sonora en el ambiente, va a la par de los pocos esfuerzos efectivos para resolver dicha problemática. No se trata únicamente de avanzar en regulaciones y normatividad, se requiere un cambio cultural de fondo, transversal, que cree conciencia en los tomadores de decisiones, en los empresarios, en los industriales, en los constructores y también en la ciudadanía en general. ((Orozco & González, 2012)

Es deseable que la gestión del medio ambiente en las ciudades, incluya un compromiso compartido de todos los sectores, comunidad-sector productivo-empresa-universidad-gobierno; los intentos de remediar los problemas ambientales requieren de una visión transversal. La gestión de residuos, las campañas de reforestación, la contaminación del aire y del agua, saltan a la vista, y son parte de las agendas políticas sobre todo a nivel de campaña, pero el ruido y su gestión no se prioriza en las agendas federales, estatales y municipales y su atención por parte de la autoridad sanitaria en lo que a regulación comunitaria se refiere no es del todo conveniente, a diferencia del ruido industrial que al menos en las grandes factorías, si es un elemento clave de evaluación y seguimiento con relación a la exposición en los trabajadores.

Guadalajara, metrópoli, segunda ciudad más grande de México, tiene avances importantes en diferentes aspectos de regulación y normativa ambiental, se han implementado diversos esquemas legales en materia de medio ambiente, con relación a emisiones al aire, descargas al agua, estrategias relacionadas con la conservación y protección de recursos naturales, sin embargo el estudio de ruido ha quedado relegado por parte de las autoridades en materia de medio ambiente a inspecciones puntuales en atención a denuncias, y al apoyo esporádico en ciertos estudios que la Universidad de Guadalajara, a través del Instituto de Medio Ambiente y Comunidades Humanas, ha realizado. Aun así con los recursos humanos, técnicos y materiales de dicha instancia universitaria, se han implementado una serie de proyectos para contribuir al conocimiento de éste contaminante y se han propuesto bases para su gestión, cara a una demanda cada vez más creciente de la sociedad de esta localidad de contar con espacios que reúnan condiciones de calidad acústica, ambiental hacia el bienestar.

Con esta propuesta de bases para la gestión del ruido urbano en el contexto de la salud en las ciudades, se intenta sugerir una serie de estrategias que sitúen a la contaminación por ruido como una prioridad, y que las acciones que tengan como objetivo su identificación, caracterización, diagnóstico, regulación, control y seguimiento sean elementos clave en las agendas políticas y en los planes institucionales.

## **METODO**

La metodología cualitativa, ofrece la posibilidad de acercarse al estudio de un fenómeno a través del abordaje de una estrategia de investigación fundamentada en una descripción del evento que aporte elementos críticos y analíticos con el apoyo de protocolos de observación, participación, registro de los datos y que finalice con una discusión (Revuelta & Sánchez, 2009).

Así mismo para describir las fases que comprende el estudio se debe tener en cuenta el cubrir los elementos que integran el marco informativo, la introducción, el marco teórico, el marco metodológico y el marco administrativo (de la Hernán, Hashimoto, & Machado, 2005) con base a lo anterior, para efectos de la siguiente propuesta se abordará el tema en dos fases, primeramente en la fase de análisis retrospectivo, se hace una revisión y

análisis documental, en el que se relatan algunos conceptos clave en el abordaje del tema, así como también, se recuperan ciertos sucesos que a manera de base teórica, ofrecen un apartado en el que se discuten ciertos antecedentes en materia de gestión de ruido, salud y ciudades, que permiten contar con elementos conceptuales acerca del problema y que son un elementos fundamentales para el desarrollo de la siguiente fase, en la que se integra una propuesta, a partir de un tratamiento analítico de la información relativa a algunas estrategias de gestión de ruido en las ciudades y se presentan una serie de propuestas de participación de manera que se motiva e incentiva la atención del problema de ruido y sus implicaciones en el contexto de la salud.

## **RESULTADOS Y DISCUSION**

### **Análisis retrospectivo**

Desde un punto de vista histórico, es en 1961, cuando en Reino Unido, se crea una comisión encargada de estudiar el ruido y de recomendar una serie de medidas para su atenuación.

En otro contexto, la Organización mundial de la Salud, con relación a la higiene de la vivienda, refiere que es importante una protección adecuada contra el ruido y lo reconoce como un factor esencial para la salubridad del medio residencial por lo que recomienda que los planes de urbanismo, regulen las actividades ruidosas en zonas habitacionales. Así mismo en el 1963, en la URSS, se fundaba un comité que establecía normas para regular la intensidad de ruido permisible, siendo así que en 1972, se decreta al ruido como un contaminante más ((OMS), 1999).

El ruido está considerado como aquel sonido indeseable, desagradable, inesperado o molesto, está directamente relacionado con la actividad específica que se esté realizando, el lugar y el nivel de atención o concentración que se requiera para su desarrollo. (Martínez, 2002).

El ruido puede provocar o incrementar la probabilidad de generar síntomas relacionados con cualquier condición nerviosa, sobre todo cuando una persona está predispuesta a ello; son frecuentes efectos como irritabilidad, agresividad, fatiga, desajustes y conflictos de carácter social. (Orozco, Coronado, Villalpando, Robles, Zavala, & Bañuelos, 2004).

El ruido como tal, está asociado a múltiples actividades cotidianas de la vida actual, incluso muchas de ellas consideradas como fundamentales o de vital importancia, tales como el transporte, la construcción, la recreación, la producción, etc., lamentablemente, poco se ha hecho en este campo y a pesar de los esfuerzos de investigadores regionales, la incipiente legislación y las instituciones públicas relacionadas con esta problemática, parece ser que faltan aún, mayor atención e interés al ruido ambiental, la

contaminación acústica, sus efectos, su ordenamiento, así como el control, la técnica y lucha contra ese factor de riesgo y contaminación. (Martínez, 2002).

Otra referencia más ratifica que uno de los problemas de contaminación menos atendido en México es la contaminación por ruido. La OMS considera que el límite recomendable para no afectar el oído es de 85 decibeles. (Jiménez, 2002).

Cabe destacar que en lo que se refiere al “ruido”, las actuales tendencias demuestran que puede llegar a convertirse en una de las fuentes contaminantes más importantes, causantes de malestar, problemas fisiológicos y psicológicos, así como de interferencia en el desarrollo normal de las actividades cotidianas en la actualidad, es causa evidente de molestia en la población. (García, 1991).

A diferencia de otros problemas ambientales, la contaminación acústica sigue en aumento y produce un número cada vez mayor de reclamos por parte de la población. Ese incremento no es sostenible debido a las consecuencias adversas, tanto directas como acumulativas, que tiene sobre la salud, también afecta a las generaciones futuras y tiene repercusiones socioculturales, psicológicas y de salud, estéticas y económicas, los esfuerzos que se hagan para continuar avanzando en la caracterización, vigilancia, evaluación de efectos y puesta en marcha de alternativas de solución, debieran estar formando parte de las agendas en los tres niveles de gobierno, en el sector ambiental y de salud, y como un ejercicio necesario en la programación institucional y en su caso académica para la investigación, educación y sensibilización acerca de este problema ambiental grave y creciente. (Orozco, 2008).

Los estudios de Ruido en la ciudad de Guadalajara, datan de 1995, y los esfuerzos documentados presentan aportes en diferentes ámbitos, con un interesante potencial diagnóstico y de aplicación de medidas correctivas.

**Tabla 35** Principales Proyectos de Ruido Urbano en Guadalajara

PROYECTO	PRINCIPALES APORTACIONES
Mapa de ruido en la zona centro de Guadalajara / 1995	Primer mapa de ruido en la ciudad.  Análisis de las condiciones de ruido en relación con la caracterización de la zona.  Contar con una herramienta de apoyo para generar propuestas y medidas de atención.
Estudio de percepción social del ruido en Guadalajara / 1996	Conocer los principales síntomas percibidos por los pobladores en relación, a la molestia a causa del ruido,  Orientar futuros estudios en función de las necesidades percibidas por los pobladores.

Jóvenes, sonidos, ruido y salud / 1997	Presenta una serie de posiciones en relación a las molestias producidas por el ruido, de su presencia en la ciudad, de la forma de rechazo ante los ruidos, así como de hábitos y costumbres ante sonidos.
Análisis sobre la valoración de molestia y daños a la capacidad auditiva por exposición a ruido ambiental en la zona centro de Guadalajara / 1998	Valoración de daños a la capacidad auditiva, postura anímica respecto a este contaminante por diferentes grupos, así como el análisis o perspectiva que puede tener este tipo de estudios, en términos de salud laboral, y en particular en ambientes abiertos.
Elementos clave para la valoración del riesgo por ruido ambiental en las fiestas de octubre, Guadalajara /1998	Cuestionamiento de una serie de características y fenómenos que se asocian al ruido en centros de diversiones.  Desarrollo de una metodología de evaluación de riesgo y propuesta de acciones prioritarias con relación al riesgos y ruido en ferias.
Propuesta de elementos a considerar en torno a la ley estatal del equilibrio ecológico y protección al ambiente en materia de ruido /1999	Propuestas que integra elementos integrales para regular normativamente las emisiones de este contaminante a nivel técnico, jurídico y social.
Estrategia en apoyo a la homogenización de conceptos en torno al ruido /2000	Unirse a una propuesta internacional, la cual basada en un sondeo puede permitir tener una referencia más homogénea y equiparable cuando se trata de hacer comparaciones o proyecciones en torno al estudio y percepción del ruido en diferentes localidades.
Diagnóstico de Ruido Ambiental en torno a las Estaciones de la Red de Monitoreo Atmosférico, 2001	Se generó un estudio en colaboración con COESE - SEMADES, con financiamiento otorgado a través del Comité Metropolitano de la Calidad del Aire, es el único proyecto de Ruido ambiental que se ha hecho con el apoyo y colaboración del Gobierno del Estado
Mapa de ruido en puntos críticos de la zona metropolitana de Guadalajara, 2003 y 2005	Iniciativa metropolitana con los H. Ayuntamientos de la urbe para registrar las condiciones urbanas y acústicas, primer mapa de ruido en su tipo a nivel nacional, actualización del de 1995.
Estudio de ruido en puntos críticos de la zona centro de Tlaquepaque, 2003	Se desarrolla este proyecto como una caracterización ambiental de una zona de importancia artesanal, turística y comercial de la metrópoli tapatía.
Ruido en el centro histórico de Zapopan, 2004	Iniciativa que reporta las condiciones sonoras de un punto clave de la economía y cultura de nuestra ciudad, da cuenta de condiciones urbanas, viales y de áreas verdes presentes
Estudio de Ruido en la Escuela Preparatoria no. 10, 2005	Analiza aspectos relacionados con percepción del ruido y contaminación ambiental en general.
Estudio de ruido en Planteles Escolares de la Zona centro de Guadalajara, 2005	Identificación de molestias relacionadas con el ruido en la escuela y su efecto en el deterioro del rendimiento escolar. Se reportan los niveles de ruido detectados en escuelas ubicadas en zonas conflictivas del centro de la ciudad.

Diagnóstico de Ruido y Contaminantes Ambientales en el paso a desnivel de San Juan de Dios, 2007	Estudio que reporta aspectos ambientales que inciden directamente en la salud de las personas expuestas en esta zona comercial y concentración urbana de la ciudad.
Diagnóstico de Ruido en Centros Comerciales de la Ciudad de Guadalajara, 2008	Se analizan condiciones acústicas, y percepción de la población como base para sugerir a los comerciantes y autoridades, medidas de atención.
Percepción del ruido y efectos a la capacidad auditiva por uso de audífonos en estudiantes universitarios, 2011	Estudio en el que se encuestaron estudiantes universitarios expuestos al uso de reproductores de música con audífonos, y se les aplicaron audiometrías y sondeos de percepción como base para crear conciencia e incidir en la reducción de exposición voluntaria a alta intensidad sonora.
Calidad Ambiental y Ruido en puntos críticos por tráfico vehicular, en la ciudad de Guadalajara, 2012	Caracterizar los niveles de ruido en puntos de tráfico vehicular como base de un problema de contaminación y en apoyo a un análisis retrospectivo de ruido en la ciudad.
Condiciones Ambientales, laborales y de salud en obras públicas, 2013	Dadas las condiciones críticas a las que se exponen los trabajadores de la obra pública en Guadalajara, es necesario generar datos que permitan incidir en la atención de este grave problema laboral, ambiental y de salud.

(Orozco, 2013)

El tener un seguimiento de niveles de ruido registrados en diferentes puntos de la ciudad y bajo diferentes circunstancias ofrece una base teórica para hacer comparaciones históricas, retrospectivas y entre localidades, al igual que evaluar la efectividad de adecuaciones viales y el beneficio en calidad ambiental y acústica que pueden significar.

## Ruido y salud

En comparación con otros contaminantes, el control del ruido ambiental se ha limitado por la falta de conocimiento de sus efectos sobre los seres humanos, la escasa información sobre la relación dosis-respuesta y ausencia de criterios definidos. Si bien se considera que la contaminación acústica es principalmente un problema de "lujo" en los países desarrollados, no se puede pasar por alto que la exposición es a menudo mayor en los países en desarrollo debido a la deficiente planificación y construcción de los edificios. ((OMS), 1999).

La contaminación por ruido ha llamado la atención como elemento necesario para su gestión, en gran parte debido a la conciencia de sus efectos sobre los humanos y a la sanidad pública como aspecto que detona una serie de reclamos y molestias en comunidades expuestas. El ruido afecta a la vida humana en muchas maneras, es determinante en aspectos esenciales como el sueño, la audición, la salud física y mental y la comunicación. Independientemente de la fuente, el ruido es un

contaminante y además de contribuir a los niveles de estrés y al deterioro de la audición, otras disfunciones del cuerpo aún están por ser comprendidas plenamente (McEwen, 2004).

Lo que puede ser un ruido inquietante para una persona puede ser un sonido agradable para otra. Por ejemplo, algunas personas disfrutan escuchar música a volumen alto que puede ser molesto para otros. No es el tono o el volumen de un sonido el que lo hace insoportable. De hecho, el carácter repetitivo, la distracción que causa y la falta de control sobre él son las principales razones por las que el ruido provoca irritación. Se ha observado que el ruido súbito e inesperado puede provocar cambios fuertes en el organismo, como el incremento en la presión sanguínea, en la frecuencia cardíaca y en la contracción muscular. Por otra parte la digestión, las contracciones estomacales, el flujo de saliva y jugos gástricos se ve disminuido o interrumpido totalmente. Así mismo, el ruido generado por el tráfico de la ciudad, el tráfico aéreo, el ruido de las fábricas o de las áreas de trabajo y el vecindario, pueden provocar molestia, alteraciones del sueño y cardiovasculares, así como bronquitis, infecciones recurrentes y severidad de ellas (García, 1991).

Algunos de los impactos del ruido en la salud pueden no ser tan evidentes y perceptibles. Los trastornos del sueño son probablemente la fuente más generalizada de molestia causada por el ruido.

Los principales efectos adversos sobre la salud reconocidos por la Organización Mundial de la Salud (1999):

- Efectos auditivos: discapacidad auditiva incluyendo tinnitus, (escuchar ruidos en los oídos cuando no existe fuente sonora externa), dolor y fatiga auditiva
- Perturbación del sueño y todas sus consecuencias a largo y corto plazo
- Efectos cardiovasculares
- Respuestas hormonales (hormonas del estrés) y sus posibles consecuencias sobre el metabolismo humano y el sistema inmune
- Rendimiento en el trabajo y la escuela
- Molestia
- Interferencia con el comportamiento social (agresividad, protestas y sensación de desamparo)
- Interferencia con la comunicación oral

El ruido lleva implícito un fuerte componente subjetivo. Un mismo sonido puede ser considerado un elemento molesto para unas personas mientras que por otras no. Esto depende de las características del receptor y del momento que se produce el ruido. La presencia del sonido es consustancial en nuestro entorno y forma parte de los

elementos cotidianos que nos envuelven. Pero el sonido se puede convertir en el agresor del hombre en forma de ruido, es un contaminante de primer orden y puede generar unas patologías específicas. (Tolosa, 2003).

## Esquema de Gestión de ruido en la ciudad

A diferencia de otros problemas ambientales, la contaminación acústica sigue en aumento y produce un número cada vez mayor de reclamos por parte de la población. Ese incremento no es sostenible debido a las consecuencias adversas, tanto directas como acumulativas, que tiene sobre la salud. También afecta a las generaciones futuras y tiene repercusiones socioculturales, estéticas y económicas ((OMS), 1999).

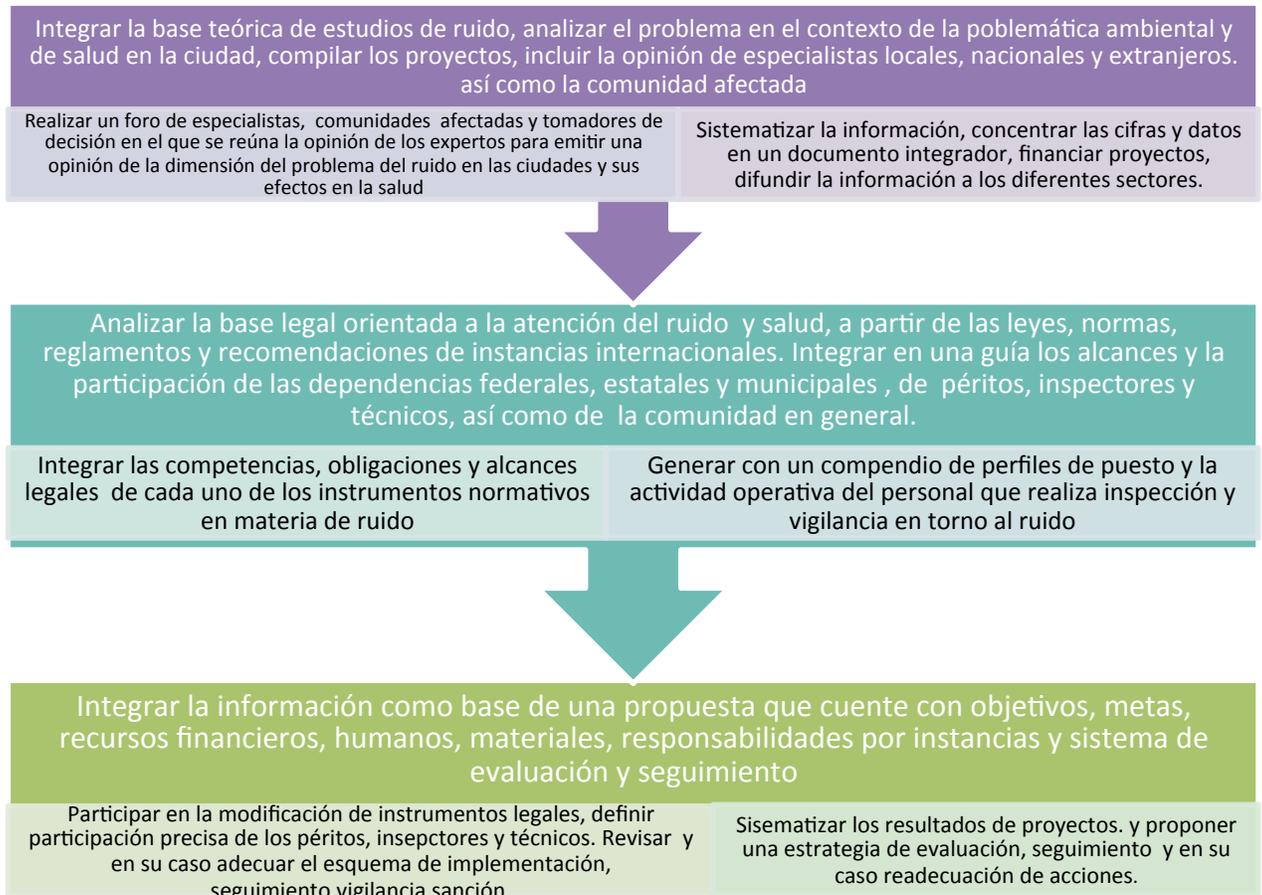


**Figura 71** Factores ligados a la gestión del ruido en las ciudades (Elaboración propia, 2013)

Con la presente propuesta se detallan algunos elementos para orientar la gestión de ruido en el contexto de la salud en las ciudades, siempre y cuando en la operación de los proyectos no prevalezcan intereses políticos, como el caso de plazos administrativos ligados al cambio político en los niveles de gobierno municipales, estatales y federales, que limitan la operación de proyectos estratégicos.

- Compromiso de autoridades para disponer recursos para capacitación para técnicos, supervisores y encargados de hacer cumplir las disposiciones legales
- Campañas publicitarias para sensibilizar a la población.
- Financiamiento de proyectos de investigación de exposición y respuesta al ruido.
- Proyectos de monitoreo permanente y encuestas de percepción.
- Publicación de resultados de proyectos y realización de programas gobierno-empresa-universidad-comunidad.

- Esquema de denuncia-atención al ruido de vecindad y el proveniente de establecimientos recreativos, industriales y de servicios.



Elaboración propia, 2013

## CONCLUSIONES

La carencia de compromiso político, empresarial y comunitario, la tecnología, industrialización y la saturación vial, ha significado un deterioro en la calidad acústica en las ciudades, así mismo, la falta de proyectos integrales ruido y salud influyen para que su gestión sea débil. Cuando se presenta un esquema legal insuficiente, corrupción, falta de personal capacitado y equipo especializado en el diagnóstico y monitoreo, se traducen en carencias que repercuten en la búsqueda de soluciones al problema de ruido en la ciudad. De la forma en la que se recuperen las experiencias de éxito en la gestión de ruido y salud en las ciudades, se puede hablar de una estrategia integral para la atención del problema.

Ordenamiento, planificación del territorio, desarrollo urbano sustentable, compatibilidad de uso del suelo, áreas verdes, zonas de amortiguamiento y cinturones de transición entre zonas de intensa actividad vial, industrial, comercial, de transporte para salvaguardar la tranquilidad en zonas habitacionales, de descanso, de estudio, de cuidados hospitalarios, son una serie de acciones que se pueden visualizar en nuevos desarrollos periurbanos.

Proponer la gestión del ruido y salud como parte de las políticas públicas, significa aspirar a mejores condiciones acústicas para satisfacción de sus habitantes, bienestar y calidad de vida para las comunidades urbanas.

## BIBLIOGRAFIA

- García, A. (1991). Efectos del ruido sobre la salud. En a. I. Ingeniería Municipal. España.
- Hernán, A., Hashimoto, M., & Machado, E. (2005). Investigar en educación, fundamentos, aplicación y nuevas perspectivas. Madrid: Editorial Dilex, S. I.
- Jiménez, C. B. (2002). La contaminación ambiental en México. México D.F: LIMUSA.
- Martínez, P. (2002). Ruido Ambiental y Contaminación Acústica. Zapopan, Jalisco.: AMATE.
- McEwen, B. (2004). Protection and Damage from Acute and Chronic Stress Allostasis and Allostatic Overload and Relevance to the Pathophysiology of Psychiatric Disorders. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 1032:1–7.
- OMS, O. M. (1969). Contaminación del Aire en el Medio Urbano, particularmente por vehículos de motor, serie de informes técnicos . (No. 410). Ginebra, Suiza.
- OMS, O. M. (1999). Guías para el ruido urbano. Londres, Reino Unido. .
- Orozco, M. (2008). Elementos Clave para la gestión de ruido urbano. En *El análisis de ruido en Guadalajara. En Curiel, B. Investigación socioambiental, paradigmas aplicados en salud ambiental y educación ambiental*. Guadalajara, México: Universidad de Guadalajara.
- Orozco, M. (2013). Apuntes curriculares para el curso de toxicología Ambiental. . En CUCBA. Zapopan. Jal. México.: Universidad de Guadalajara. .

ISBN: 978-9968-641-26-5

Orozco, M., & González, E. (2012). El Ruido en Ciudades Latinoamericanas, Bases orientadas a su gestión. . Guadalajara, Jal. México.: Universidad de Guadalajara, Universidad de la República.

Orozco, M., Coronado, F., Villalpando, G., Robles, J., Zavala, M., & Bañuelos, M. (2004). el ruido en el centro histórico de Zapopan, Guadalajara. . México.: Universidad de Guadalajara. .

Revuelta, D., & Sánchez, G. (2009). Programa de Análisis Cualitativo para la Investigación en espacios virtuales de información. España.: Universidad de Salamanca.

Tolosa, C. (2003). Efectos del ruido sobre la salud, discurso inaugural del curso académico. España: Real Academia de Medicina de las Islas Baleares.

## **B.39.P. Aplicación del índice de integridad biótica en una laguna de alta montaña, como herramienta de gestión ambiental**

Vianny Plaza Ortega<sup>1</sup>, Mónica Patricia Valencia Rojas<sup>2</sup>, Apolinar Figueroa Casas<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Estudiante de Biología, [viviluna18@gmail.com](mailto:viviluna18@gmail.com).

<sup>2</sup> Estudiante de doctorado en Ciencias Ambientales, [mpvalenciar@gmail.com](mailto:mpvalenciar@gmail.com)

<sup>3</sup> Director Grupo de Estudios Ambientales (GEA), [apolinarfigueroa@gmail.com](mailto:apolinarfigueroa@gmail.com)

<sup>1,2,3</sup> Grupo de Estudios Ambientales (GEA), Universidad del Cauca, Colombia; tel: **+57 2 8209800 ext. 2607/2645**

### **INTRODUCCION**

La laguna de San Rafael, es un sistema de alta montaña, expuesto a actividades de subsistencia como la pesca tradicional, la quema, el turismo y el pastoreo, siendo ésta última la actividad que más presión ejerce en el sistema debido a la descomposición de la materia orgánica que llega a la laguna por escorrentía superficial. Además, el pisoteo constante del ganado, en determinadas áreas del perímetro de la laguna ha generado compactación del terreno y pérdida de la capacidad de regulación hídrica que posee el sistema facilitando así la formación de especies vegetales invasivas y la pérdida de coberturas vegetales nativas, consecuencias que ya han sido reportadas anteriormente para ésta actividad por otros autores (Cleef, 2008); (van der Hammen, 2008); (Vargas, Premauer, & Cárdenas, 2002).

Aunque la aplicación del Índice de Integridad Biótica (IBI), es una herramienta altamente usada en regiones templadas (Bryce, Hughes, & Kaufmann, 2002); (Crewe & Timmermans, 2005); (Karr J. R., 1991); (O'Connell, Jackson, & Brooks, 1998), en la región tropical, la aplicación del IBI data desde hace 20 años, a través del uso de comunidades de peces, macroinvertebrados, plantas vasculares y aves (Jaramillo-Villa & Pellegrini Caramaschi, 2008).

La aplicación del IBI en una laguna de alta montaña colombiana, constituye un avance en términos del uso de herramientas integradoras para el monitoreo y seguimiento de sistemas acuáticos. Este trabajo tuvo como objetivo, determinar la integridad de la laguna de San Rafael, a través del IBI, empleando las aves como elementos de medición.

## METODOLOGIA

### Área de Estudio

La laguna de San Rafael, se ubica en un pequeño valle aluvial a 3300msnm al nororiente del Parque Nacional Natural (PNN) Puracé, en el sector de San Rafael (UAESPNN, 2004), tiene una profundidad relativamente baja 5 m, mantiene las propiedades físico-químicas características de un cuerpo de agua oligotrófico y está rodeado de especies vegetales como *Calamagrostis effusa*, *Cortaderia* sp., *Carex jamesonii*, *Carex bonplandii*, *Blechnum loxense*, y plantas acuáticas como *Callitriche* sp., *Isoetes killipii*, *Myriophyllum quitense*, *Potamogeton paramoanus*, entre otras.

### Desarrollo del índice de integridad biótica (IBI)

Se eligió un grupo faunístico de fácil determinación taxonómica como las aves, con grupos en los diferentes gremios tróficos, de buena calidad como bioindicador, pero sobretodo donde el trabajo con éste grupo no comprometiera el estado de conservación de la comunidad trabajada, siguiendo las premisas establecidas por Karr (1991).

Para ésto, se realizó seis muestreos donde se registró las especies de aves de la zona, por observación directa y registros auditivos, utilizando puntos de conteo de 20 m de radio (Ralph, Geupel, Pyle, Martin, DeSante, & Milá, 1996), durante 10 minutos por cada punto, a lo largo y ancho de la laguna.

Para la observación de las aves se usó binoculares (8 X 42 mm, marca Tasco) y para el registro auditivo se utilizó una grabadora (Sony cassette-corder TMC - 200DV/150). El tratamiento taxonómico siguió los lineamientos de Remsen (2012).

Igualmente y a fin de recrear las condiciones de mínimo impacto de la laguna de San Rafael, se trabajó con registros históricos de aves (Córdova-Avalos, Alcántara-Carbajal, Guzmán-Plazola, Mendoza-Martínez, & González-Romero, 2009) que datan de más de 50 años atrás, obtenidos de las bases de datos de las colecciones del Instituto de Ciencias Naturales (ICN) y el Museo de Historia Natural de la Universidad del Cauca (MHNUC) y a través de revisiones bibliográficas de estudios sobre la zona y el departamento del Cauca e.g. (Ayerbe-Quiñones, López-Ordóñez, González-Rojas, Estela, Ramírez-Burbano, & Sandoval-Sierra, 2008); (Montezuma, 2010); (UAESPNN, 2004) y (Vidal Maldonado, 2012)

El desarrollo de la aplicación del índice de integridad biótica (IBI), se basó en (Córdova-Avalos, Alcántara-Carbajal, Guzmán-Plazola, Mendoza-Martínez, & González-Romero, 2009) de la siguiente manera:

Se buscó una condición de referencia del sitio evaluado, que representara la mejor situación de integridad biológica a fin de ser comparado con los datos actuales.

Todas las especies de aves que se registraron en la zona se clasificaron en las subdivisiones de hábitat trabajadas, entendiendo como hábitat el tipo de asociación vegetal (Canterbury, Martin, Petit, Petit, & Bradford, 2000), y según su distribución espacial de acuerdo a las fuentes de contaminación presentes para el sistema lagunar.

Se seleccionó 15 variables ecológicas (Tabla 1) que dan indicios de cómo está la comunidad de aves de la zona estudiada, respetando las categorías de clasificación (composición y riqueza, gremios tróficos, estatus migratorio y estado de la población) propuestas por (Karr, Fausch, Angermeier, Yant, & Schlosser, 1986).

Estas variables fueron evaluadas mediante la prueba de correlación de Spearman ( $p \leq 0.05$ ), que permitió conocer si se correlacionan positiva o negativamente con las actividades antrópicas de mayor incidencia en la zona; así mismo se generó una prueba de similitud de Jaccard entre el registro histórico y el registro actual de aves.

**Tabla 36** Variables ecológicas seleccionadas para el IBI

<b>Variables ecológicas</b>	<b>Respuesta predicha al impacto humano</b>	<b>Valor al sitio de referencia</b>	<b>Variables ecológicas</b>	<b>Respuesta predicha al impacto humano</b>	<b>Valor al sitio de referencia</b>
Riqueza de especies	Disminuye	10	# de especies generalistas o tolerantes	Aumenta	1
# de especies residentes y migratorias que componen el sistema lagunar	Disminuye	10	# de especies de aves omnívoras	Aumenta	1
# de especies residentes del sistema lagunar	Disminuye	10	# de especies de aves piscívoras	Disminuye	10
# de especies migratorias	Disminuye	10	# de especies de aves que se alimentan de animales (carnívoro)	Disminuye	10
# de especies de aves acuáticas estrictas	Disminuye	10	# de especies de aves herbívoras bentónicas o de buceo	Aumenta	1

# de especies de aves acuáticas no estrictas	Disminuye	10	# de especies de aves granívoras	Aumenta	1
# de especies de aves terrestres	Aumenta	1	# de especies de aves insectívoras	Disminuye	10
# de especies bajo categoría de amenaza	Disminuye	10			

A las variables de la condición de referencia se le otorgó un puntaje máximo y a partir de ese valor de puntuación se otorgó los puntajes para las demás variables, siguiendo el método de interpolación lineal utilizado por Córdova-Avalos et al. (2009), donde:

Valor intermedio= (valor observado en campo/valor de registro histórico) \* valor al sitio de referencia.

La puntuación final del IBI para los sitios evaluados se determinó mediante la siguiente ecuación (Córdova-Avalos et al.2009):

$$IBI = \sum_{i=1}^n \frac{\text{puntaje de las } n \text{ variables} \times 10}{\text{número de variables}}$$

La interpretación del valor final del IBI para la laguna de San Rafael varió de 0 a 100 donde de 91-100 se consideró excelente, de 81-90 buena, 71-80 regular, 61-70 aceptable, 51-60 umbral o mínima conservación y < 50 pobre, según Córdova-Avalos et al. (2009).

Las pruebas estadísticas, análisis de agrupamiento y curvas de acumulación, se realizaron con los paquetes estadísticos SPSS 15.0 (SPSS, 2006), PAST 2.15 (Hammer, Harper, & Ryan, 2001) y StimateS 7.5.2 (Colwell, 2006), respectivamente.

## RESULTADOS

Se registró 30 especies de aves terrestres, acuáticas estrictas y acuáticas no estrictas según (Ruíz-Guerra, 2012), pertenecientes a 19 familias y 8 órdenes (Apéndice 1). De éstas, dos especies son endémicas y casi-endémicas (*Oxyura jamaicensis* y *Eriocnemis mosquera*, respectivamente); tres especies se encuentran dentro de alguna categoría de amenaza según el libro rojo de aves de Colombia (Renjifo, Franco-Maya, Amaya-

Espinel, Kattan, & López-Lanús, 2002), dos en la categoría En Peligro (EN) y una en Vulnerable (Vu).

Las especies registradas pertenecen a 14 gremios, mientras que, a partir de la revisión de información histórica se reportó 9 gremios para el área de estudio. El gremio Insectívoro fue el mejor representado (*Cistothorus platensis*, *Grallaria rufula*, *Calidris bairdii*, entre otros) para las tres subdivisiones de hábitat trabajadas.

## **Aplicación del índice de integridad biótica**

Se listó un número de 29 especies de aves con reporte en los últimos 50 años, para la laguna de San Rafael, el páramo de Puracé y Pilimbalá, registradas en las colecciones zoológicas del ICN y MHNUC

El porcentaje de similitud de Jaccard fue del 21 % entre los datos obtenidos en el registro de campo y los datos utilizados para el registro histórico, lo que pone en manifiesto el escaso conocimiento de este grupo para este sector.

Los resultados de la correlación de Spearman mostraron que variables ecológicas como: Aves en el sistema lagunar de San Rafael ( $r=0.900$   $p < 0,05$ ), Aves migratorias y residentes ( $r=0.900$   $p < 0,05$ ), Aves migratorias ( $r=0.975$   $p < 0,05$ ) y Total de especies ( $r=0.900$   $p < 0,05$ ), presentan una alta correlación con las actividades antrópicas, representada en cambios en la composición de especies para las variables analizadas.

El valor del índice de integridad biótica para el sistema lagunar de San Rafael fue de 96.55, lo que, confirma el buen estado de la laguna y la incluye en la categoría Excelente.

## **DISCUSION**

Aunque en teoría, las lagunas con bajos niveles de nutrientes y escasa vegetación, resultan ser poco atractivos para especies de Anátidos y aves acuáticas en general (Blanco, 1999), se observó la presencia de especies de aves asociadas a ambientes acuáticos como *Anas andium* y *Gallinago nobilis*, probablemente por los bordes con extensos pastizales, los cuales proveen sitios de refugio, nidación y alimentación para las aves acuáticas (Blanco, 1999).

La presencia de especies como *G. rufula*, *G. nobilis* y *P. brasilianus* en la zona de estudio, reflejan el potencial biológico de este sector y el buen estado de la laguna de San Rafael ya que permite ser sitio de nidación de aves asociadas a estos ambientes, lo cual fue confirmado por los valores obtenidos con el IBI.

El desarrollo del IBI fue algo complejo debido a la poca similitud de los datos como consecuencia de los vacíos existentes tanto en los registros históricos, los estudios sobre ecología de las especies de aves en el país, el conocimiento de los procesos que han marcado las variaciones en los gradientes ambientales a nivel temporal, sumado a esto el pequeño tamaño del sistema evaluado con respecto a otros estudios (Córdova-Avalos, Alcántara-Carbajal, Guzmán-Plazola, Mendoza-Martínez, & González-Romero, 2009); (Crewe & Timmermans, 2005); (Howe, Regal, Hanowski, Niemi, Danz, & Smith, 2007) y la baja riqueza de especies reportada para la laguna, influyó a que las variables ecológicas seleccionadas presentaran una tendencia a ser poco específicas.

Al igual que otros estudios, la aplicación del IBI tomando como elementos de medición a las aves, reafirma que este grupo es idóneo para estimar la condición de conservación en ambientes acuáticos, ya que la composición y estructura trófica de las aves en un determinado sistema, esta mediado por los agentes de estrés que se encuentren en la zona de estudio (Bryce, Hughes, & Kaufmann, 2002); (Canterbury, Martin, Petit, Petit, & Bradford, 2000); (Córdova-Avalos, Alcántara-Carbajal, Guzmán-Plazola, Mendoza-Martínez, & González-Romero, 2009); (O'Connell, Jackson, & Brooks, 1998).

La aplicación del índice en un sistema léntico alto-andino, constituye un elemento novedoso y alternativo que permitió conocer el estado en que se encuentra la laguna de San Rafael a causa de las actividades antrópicas de la zona, el excelente resultado obtenido con esta herramienta de evaluación rápida fue confirmado por los resultados obtenidos en el trabajo de grado **“Alteraciones antrópicas de la laguna de San Rafael (Parque Nacional Natural Puracé), a través de través de tres subdivisiones de hábitat**, mediante la aplicación del Índice Integrado Relativo de Antropización (INRA) modificado por Martínez Dueñas (2010).

## CONCLUSIONES

Los resultados evidenciaron que pese a las actividades que se desarrollan en la zona, la laguna muestra un excelente estado de integridad gracias a la figura de protección que brinda Parques Nacionales y el valor cultural que tiene este cuerpo de agua para las comunidades indígenas que habitan el territorio.

Los índices de integridad biótica, constituyen una herramienta alternativa, rápida y costo-eficiente de monitoreo y seguimiento de ecosistemas acuáticos, el cual brinda resultados que permiten conocer la integridad de un sistema, facilitando de esta manera el diseño de herramientas de gestión ambiental que promuevan un desarrollo sostenible de estos ambientes encaminados al uso adecuado de los servicios ambientales que prestan. Sin embargo, es necesaria la estandarización del método mediante comparación con otros ecosistemas, para así mejorar la selección de atributos biológicos y obtener resultados más confiables.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Resguardo Indígena de Puracé, al Parque Nacional Natural Puracé y sus funcionarios, a los auxiliares de campo, a Germán Gómez y a Héctor Ramírez por los aportes y revisiones del documento. Igualmente, agradecemos a la Vicerrectoría de Investigaciones de la Universidad del Cauca y los programas de Biología y Doctorado en Ciencias Ambientales del Alma mater

## BIBLIOGRAFIA

- Ayerbe-Quiñones, F., López-Ordóñez, J. P., González-Rojas, M. F., Estela, F. A., Ramírez-Burbano, M. B., & Sandoval-Sierra, J. V. (2008). Aves del departamento del Cauca-Colombia. *Biota Colombiana*.
- Blanco, D. E. (1999). Los humedales como hábitat de aves acuáticas. En A. I. Malvarez (Ed.), *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. (págs. 219-228). Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe-ORCYT-.
- Bryce, S. A., Hughes, R. M., & Kaufmann, P. R. (2002). Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. . *Environmental management* , 30(2), 294-310.
- Canterbury, G. E., Martin, T. E., Petit, D. R., Petit, L. J., & Bradford, D. F. (2000). Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. . *Conservation Biology*, 14(2), 544-558.
- Cleef, A. M. (2008). Influencia humana en los páramos Memorias Panorama y perspectivas sobre la gestión ambiental de los ecosistemas de páramo. Procuraduría General de la Nación.
- Colwell, R. K. (2006). Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Version 7.5.2). Connecticut.
- Córdova-Avalos, A., Alcántara-Carbajal, J. L., Guzmán-Plazola, R., Mendoza-Martínez, G. D., & González-Romero, V. (2009). Desarrollo de un índice de integridad biológica avifaunístico para dos asociaciones vegetales de la reserva de la biosfera pantanos de Centla, Tabasco. . *Universidad y ciencia*.

- Crewe, T. L., & Timmermans, S. T. (2005). Assessing biological integrity of Great Lakes coastal wetlands using marsh bird and amphibian communities. . *Project# WETLAND3-EPA-01 Technical Report*. Canada: Bird Studies Canada.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. (Version 2.15).
- Hofstede, R. (1995). The effects of grazin and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian páramo grasslands. *Plant and Soil*, 173, 111-132.
- Howe, R. W., Regal, R. R., Hanowski, J., Niemi, G. J., Danz, N. P., & Smith, C. R. (2007). An index of ecological condition based on bird assemblages in Great Lakes coastal wetlands. *Journal of Great Lakes Research*, 33(sp3), 93-105.
- Jaramillo-Villa, U., & Pellegrini Caramaschi, É. (2008). Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecol. Bras*, 12(3), 442-462.
- Karr, J. R. (1991). Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological applications*, 1(1), 66-84.
- Karr, J. R., Fausch, K. D., Angermeier, P. L., Yant, P. R., & Schlosser, I. J. (1986). Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale. *Illinois Natural History Survey, Champaign, Special Publication*, 5.
- Martínez Dueñas, W. A. (2010). INRA- Índice Integrado Relativo de Antropización: Propuesta técnica-conceptual y aplicación. *Revista Intropica*, 5, 45-54.
- Montezuma, M. F. (2010). Aproximación al conocimiento a la estructura del ecosistema laguna de la Magdalena (PNN-Puracé) e identificación de posibles tensores relevantes sobre sus componentes e interrelaciones. *Unpublished Tesis de pregrado*,. Universidad del Cauca, Popayán.
- O'Connell, T. J., Jackson, L. E., & Brooks, R. P. (1998). The bird community index: A tool for assessing biotic integrity in the Mid-Atlantic Highlands (No. 98-4). Pennsylvania: U. S. Environmental Protection Agency, Region III.
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F., & Milá, B. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Albania, C.A: Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
- Remsen, J. V., Cadena, C. D., Jaramillo, A., Nores, M., & Pacheco, J. F.-E. (2012). *A classification of the bird species of South America*. Obtenido de American Ornithologists' Unio: <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>

- Renjifo, L. M., Franco-Maya, A. M., Amaya-Espinel, J. D., Kattan, G. H., & López-Lanús, B. (2002). Libro rojo de aves de Colombia. Bogotá, Colombia: Instituto de investigación en recursos biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio del Medio Ambiente.
- Ruíz-Guerra, C. (2012). Listado de Aves Acuáticas de Colombia. Asociación Calidris.
- SPSS, I. (2006). SPSS for Windows (Version 16.0). Chicago: SPSS Inc.
- UAESPNN. (2004). Plan de manejo Parque Nacional Natural Puracé.
- van der Hammen, T. (2008). El páramo: de la destrucción a la conservación Memorias Panorama y perspectivas sobre la gestión ambiental de los ecosistemas de páramo. Procuraduría General de la Nación.
- Vargas, O., Premauer, J., & Cárdenas, C. d. (2002). Efecto del pastoreo sobre la estructura de la vegetación en un páramo húmedo de Colombia. *Ecotrópicos Sociedad Venezolana de Ecología*, 15(1), 35-50.
- Vidal Maldonado, C. C. (2012). Relación de procesos de fragmentación ecosistémica con diversidad de comunidades de aves frugívoras e insectívoras en dos sectores altoandinos de la cordillera central en el departamento del Cauca. *Unpublished Tesis de pregrado*. Universidad del Cauca, Popayán.

**Apéndice 1** Listado de especies de Aves registrados en la laguna de San Rafael para el año 2013

<b>FAMILIA</b>	<b>NOMBRE CIENTÍFICO</b>
Anatidae	<i>Oxyura jamaicensis</i>
Anatidae	<i>Anas andium</i>
Anatidae	<i>Anas discors</i>
Anatidae	<i>Anas georgica</i>
Apodidae	<i>Streptoprocne zonaris</i>
Trochillidae	<i>Eriocnemis mosquera</i>
Scolopacidae	<i>Gallinago nobilis</i>
Scolopacidae	<i>Calidris melanotos</i>
Scolopacidae	<i>Calidris bairdii</i>
Falconidae	<i>Caracara cheriway</i>
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>
Falconidae	<i>Phalcoboenus carunculatus</i>
Turdidae	<i>Turdus fuscater</i>
Emberizidae	<i>Catamenia homochroa</i>
Thraupidae	<i>Diglossa humeralis</i>
Grallaridae	<i>Grallaria rufula</i>
Thraupidae	<i>Anisognathus igniventris</i>
Furnariidae	<i>Asthenes fuliginosa</i>
Furnariidae	<i>Hellmayrea gularis</i>
Tyrannidae	<i>Ochthoeca fumicolor</i>
Thraupidae	<i>Diglossa lafresnayii</i>
Grallaridae	<i>Grallaria quitensis</i>
Parulidae	<i>Myioborus ornatus</i>
Troglodytidae	<i>Cistothorus platensis</i>
Emberizidae	<i>Atlapetes pallidinucha</i>
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>
Psittacidae	<i>Leptosittaca branickii</i>
Strigidae	<i>Asio flammeus</i>
Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>
Charadriidae	<i>Vanellus resplendens</i>

## **B.40.P. Físico-química de una laguna de alta montaña y su relación con las plantas de la zona litoral**

Vianny Plaza Ortega<sup>1</sup>, Mónica Patricia Valencia Rojas<sup>2</sup>, Apolinar Figueroa Casas<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Estudiante de Biología, [viviluna18@gmail.com](mailto:viviluna18@gmail.com).

<sup>2</sup>Estudiante de doctorado en Ciencias Ambientales [mpvalenciar@gmail.com](mailto:mpvalenciar@gmail.com)

<sup>3</sup>Director Grupo de Estudios Ambientales (GEA), [apolinarfigueroa@gmail.com](mailto:apolinarfigueroa@gmail.com)

<sup>1,2,3</sup>Grupo de Estudios Ambientales (GEA), Universidad del Cauca, Colombia; tel: **+57 2 8209800 ext. 2607/2645**

### **INTRODUCCION**

La laguna de San Rafael, es un sistema de alta montaña, expuesto a actividades de subsistencia como la pesca tradicional, la quema, el turismo y el pastoreo, lo que le genera alteraciones en el sistema que se ven representadas por cambios en la físico-química y la disminución del espejo de agua, el cual es considerado como la consecuencia más notable (Donato, 2001); (Joaqui, 2005); (Múñoz, 2008).

Los cambios en la físico-química de los ambientes acuáticos, se debe principalmente a las actividades humanas, y afectan las condiciones de las cuencas de drenaje, el aporte de agua, sedimentos, la productividad y los niveles de nutrientes (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008), factores que favorecen ampliamente el desarrollo de la vegetación acuática en los cuerpos de agua ubicados en los trópicos (Kiersch, Mühleck, & Gunke, 2004); (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008).

Las plantas acuáticas o macrófitos, pueden indicar el estado de salud ambiental y ecología de algunos cuerpos de agua, ya que están relacionadas con el nivel de eutrofización y su composición varía frente a factores como el cambio climático (Durán-Suárez, Terneus-Jácome, Gavilán-Díaz, & Posada-García, 2011); (García Murillo, Fernández Zamudio, Cirujano, & Sousa, 2006), condiciones físicas, químicas y biológicas del cuerpo de agua, así como procesos antrópicos (Durán-Suárez, Terneus-Jácome, Gavilán-Díaz, & Posada-García, 2011); (Jansen & Robertson, 2001); (Vargas, Premauer, & Cárdenas, 2002).

Este trabajo, tuvo como objetivo determinar cómo las condiciones físico-químicas de la laguna comprometen el crecimiento de plantas acuáticas en la zona litoral.

## METODOLOGIA

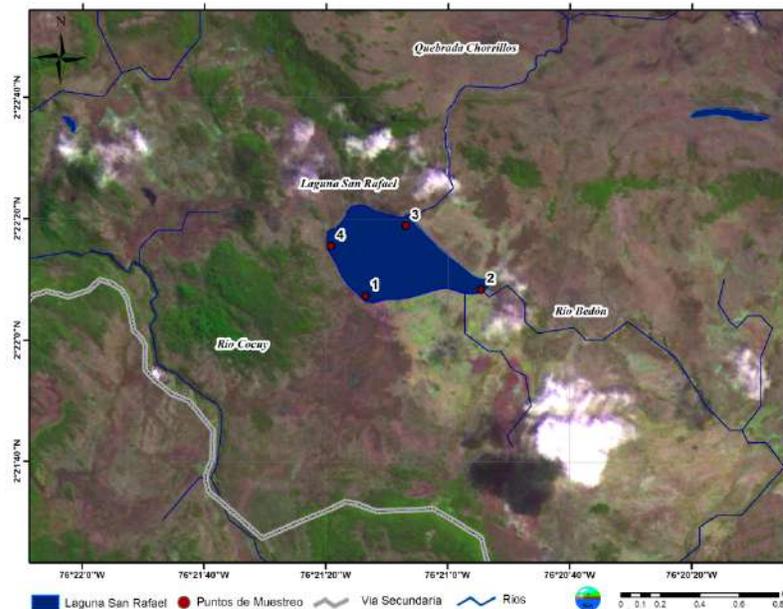
### Área de Estudio

La zona de estudio (sistema lagunar de San Rafael), se encuentra ubicada en el páramo de Puracé, Sector San Rafael, al nororiente del Parque Nacional Natural Puracé, en el departamento del Cauca, Colombia. El sistema léntico se ubica en un pequeño valle aluvial a 3300msnm; actualmente tiene una profundidad relativamente baja 5 m, recibe agua constantemente de la quebrada de Chorrillos, sus suelos son superficiales y pobremente drenados (Joaqui, 2005) debido al origen glacial de la laguna.

### Parámetros físico-químicos del agua

Se realizó un muestreo estratificado simple; se dividió la laguna en 4 sitios clave, según parámetros locales del cuerpo de agua (características físicas, climáticas y fuentes de contaminación) (Figura 1).

**Figura 72** Sitios de muestreo físico-química y plantas de la zona litoral



Las muestras fueron colectadas en botellas de plástico de 1L previamente rotulado, la colecta de la muestra se hizo a favor de la corriente para evitar el burbujeo y la inoculación de sedimentos; las variables medidas (Tabla 1) se analizaron en los Laboratorios del Grupo de Estudios Ambientales (GEA) y la Universidad del Cauca.

**Tabla 37** Variables físico-químicas medidas en la laguna de San Rafael.

<b>Parámetro</b>	<b>Lugar de medición</b>	<b>Método de colecta</b>	<b>Método de análisis</b>
Temperatura (°C)			
Oxígeno disuelto (mg/L)			
Saturación de OD (%)	In situ	Sonda Multiparamétrica HACH HQ40d multi	
TDS (mg/L)			
Salinidad (ppt)			
Conductividad (µS/cm)			
pH ([H <sup>+</sup> ])		Botellas plásticas de 1 litro,	pH-metro
Compuestos nitrogenados (mg/L)	Ex situ	conservadas a 4°C	Kits aquamerk®
Fosfatos (mg/L)			
Sulfatos (mg/L)			Turbidimetría

### **Muestreo de plantas de ribera o macrófitas de la zona litoral**

Se realizó cuatro transectos de 15x2m cada uno, con cinco parcelas de 2x1m en cada transecto sobre el borde del sistema a evaluar, en los mismos puntos de muestreo de la fisicoquímica del agua; el muestreo de cada parcela se hizo aleatoriamente durante toda la fase de campo de la investigación.

Posteriormente, se realizó una prueba de similitud de Jaccard entre los sitios de muestreo de vegetación. Finalmente, la relación de cada parámetro fisicoquímico y la presencia de plantas en la zona litoral de la laguna se evaluaron mediante una prueba de U de Mann Whitney. Las pruebas estadísticas y análisis de agrupamiento, se realizaron con los paquetes estadísticos SPSS 15.0 (SPSS, 2006), PAST 2.15 (Hammer, Harper, & Ryan, 2001).

### **Resultados**

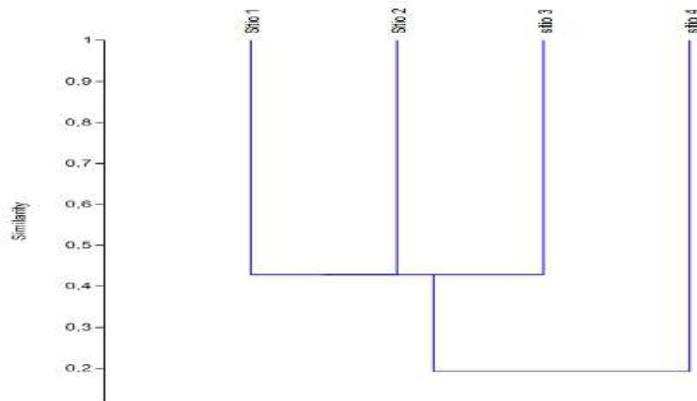
Durante la investigación se presentaron dos temporalidades: los meses secos correspondieron a marzo y abril de 2013 y los meses de lluvias o precipitaciones fuertes correspondieron a febrero y agosto de 2013. Durante los meses de lluvia se observó que los nutrientes, el Oxígeno Disuelto y el porcentaje de saturación tienen una tendencia a incrementar, mientras que el pH y la temperatura tienden a disminuir. Los valores de físico-química obtenidos para la laguna de San Rafael, se relacionan en el apéndice 1

En cuanto a vegetación, se reportó 23 especies de plantas de ribera en la laguna de San Rafael, pertenecientes a 16 familias; la familia con mayor abundancia de especies alrededor de la laguna fue Poaceae (Tabla 2), y la especie más representativa fue *Carex jamesonii* la cual se registró en 12 de las 20 parcelas muestreadas.

**Tabla 38** Listado de plantas de la zona litoral de la laguna de San Rafael.

<b>FAMILIA</b>	<b>NOMBRE CIENTÍFICO</b>
Poaceae	<i>Calamagrostis effusa</i>
Poaceae	<i>Bromus catharticus</i>
Cyperaceae	<i>Carex jamesonii</i>
Isoetaceae	<i>Isoetes killipii</i>
Ranunculaceae	<i>Ranunculus nubigenus</i>
Equisetaceae	<i>Equisetum bogotense</i>
Plantaginaceae	<i>Callitriche</i> sp.
Rosaceae	<i>Lachemilla paludicola</i>
Cyperaceae	<i>Carex bonplandii</i>
Haloragaceae	<i>Myriophyllum quitense</i>
Poaceae	<i>Xyris</i> sp.
Plantaginaceae	<i>Plantago australis</i>
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton paramoanus</i>
Orobanchaceae	<i>Bartsia</i> sp.
Myrtaceae	<i>Myrteola nummularia</i>
Blechnaceae	<i>Blechnum loxense</i>
Hypericaceae	<i>Hypericum laricifolium</i>
Juncaceae	<i>Juncus stipulatus</i>
Gunneraceae	<i>Gunnera magellanica</i>
Asteraceae	<i>Hieracium frigidum</i>
Asteraceae	<i>Bidens andicola</i>
Ranunculaceae	<i>Ranunculus</i> sp.
	Sp 1

De acuerdo a la prueba de similitud de Jaccard (Figura 3), los sitios de muestreos 1, 2 y 3 presentan baja similitud (42 %), y así mismo el sitio 4 muestra una similitud del 20% con respecto al grupo anterior. Estos análisis concuerdan con las observaciones en campo, que evidenciaron que los sitios 1 y 3 presentan un mayor número de herbáceas con relación al resto de sitios, principalmente al sitio 4 el cual estuvo compuesto por especies gramíneas y donde era fácil observar suelo firme desprovisto de vegetación. El sitio 2, presentó un mayor número de plantas de ribera incluyendo especies herbáceas, gramíneas, y especies de arbustos en proceso de crecimiento, al igual que el sitio 3, probablemente debido a que en el sitio 2 no se evidencia aún efectos del impacto antrópico señalados en este estudio, y a la ubicación del sitio sobre la desembocadura de la laguna, favoreciendo de esta manera que se complemente la vegetación del sistema léntico y lóxico.

**Figura 73** Prueba de similitud de Jaccard para sitios de muestreo.

Se encontró una relación de preferencia de algunas plantas a parámetros como: conductividad, salinidad, pH y nutrientes, según la prueba de U de Mann Whitney ( $p < 0,05$ ) (Apéndice 2). Aunque no se evidenció mediante los análisis estadísticos, los sitios con mayor temperatura, presentaron mayor riqueza de especies de macrófitos; así mismo los sitios que presentaron mayor conductividad reportaron una menor riqueza de especies.

Durante todo el muestreo fue común encontrar la especie *Myriophyllum quitense* al interior de la laguna a excepción del sitio 1. También se reportó la especie *Potamogeton paramoanus* abundantemente en los sitios 2 y 3.

## DISCUSION

Las dos temporalidades durante el muestreo no tuvieron relevancia en la composición de las especies de plantas encontradas, sin embargo es preciso aclarar que contrario a lo expresado por otros autores (Durán-Suárez, Terneus-Jácome, Gavilán-Díaz, & Posada-García, 2011) en los meses de marzo y abril (tiempo seco), las plantas se encontraron reproductivamente más activas que en tiempo de lluvias, es decir se facilitó encontrarlas con presencia de flor y en algunos casos infrutescencia. Probablemente este fenómeno esté ligado a que en el mes de marzo y sin condiciones de precipitación fuerte, hubo una crecida en la laguna que pudo influenciar en la reproductividad de las plantas y a la constante brisa o páramo que cae en éste tipo de ecosistemas.

Aunque la laguna de San Rafael presenta procesos de intervención antrópica (pastoreo extensivo) en algunas zonas aledañas, el estado oligotrófico y la poca intervención humana, permiten la estabilidad de las variables físico-químicas al mismo tiempo que evita la colmatación e invasión de la laguna por el crecimiento excesivo de estas

plantas, las cuales requieren de condiciones eutróficas con altos niveles de nutrientes (De la Barra R, 2003); (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008).

La homogénea composición vegetal encontrada para la laguna de San Rafael, puede deberse a la estabilidad de los parámetros físicos y químicos, representados éstos últimos en los bajos niveles de nutrientes si se compara con ecosistemas eutróficos donde los altos niveles de nutrientes, aportados por actividades antrópicas severas favorece la riqueza específica de macrófitos; el rápido crecimiento de las plantas acuáticas involucra la producción de biomasa (Durán-Suárez, Terneus-Jácome, Gavilán-Díaz, & Posada-García, 2011); (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008) y puede atentar con la estabilidad de los lagos, creando condiciones anóxicas en algunas partes y fomentando la rápida colmatación.

La abundancia de la especie *P. paramoanus* en los sitios 2 y 3 puede estar influenciado porque ambos sitios colindan con los sistemas lóticos de la zona, lo que incrementaría los requerimientos nutritivos y de hábitat de la especie, ya que debido a la geomorfología de la laguna éstos sitios favorecen el paso de la intensidad lumínica a través del agua, como consecuencia de la poca profundidad de la laguna en éstos sitios, permitiendo de esta manera el crecimiento de la especie.

La baja conductividad y salinidad de la laguna de San Rafael permite el crecimiento de especies de géneros como *Isoetes*, *Callitriche*, que están catalogadas como plantas exclusivas de aguas no mineralizadas, muy claras casi que transparentes (De la Barra R, 2003). Los resultados obtenidos en el estudio coinciden con lo reportado por De la Barra (2003) para lagunas de Bolivia que presentan valores similares de estos parámetros. El registro de *M. quitense* a lo largo del cuerpo de agua, y el reporte de ésta especie en lagos eutróficos (Durán-Suárez, Terneus-Jácome, Gavilán-Díaz, & Posada-García, 2011), demuestran la independencia de la especie a las condiciones tróficas de los cuerpos de agua debido a su plasticidad para soportar cambios en la salinidad (De la Barra R, 2003); (Durán-Suárez, Terneus-Jácome, Gavilán-Díaz, & Posada-García, 2011) y corrobora que no todas las especies de macrófitas como es el caso de *M. quitense* pueden ser usadas como indicadores de contaminación de cuerpos de agua (De la Barra R, 2003); (Kiersch, Mühleck, & Gunke, 2004).

Cabe resaltar, que durante la investigación, no se registró especies de macrófitos flotantes, cuya presencia según Fontúrbel (2003) y Melzer (1999) indica el estado eutrófico de un ambiente acuático con un alto nivel de confiabilidad debido a que dependen de un incremento en los valores de fósforo, carbono orgánico y nitrógeno.

## CONCLUSIONES

Debido a la calidad limnológica de la laguna, su escasa riqueza en especies macrófitas, y la poca intervención del hombre, se considera que la laguna de San Rafael mantiene un estado de conservación propio de ecosistemas de alta montaña. Sin embargo, la relación encontrada con los parámetros físico-químicos evaluados, son sólo un aporte en la presencia de especies vegetales en el sistema lagunar, por lo que se asume que otros factores ambientales externos, no evaluados en el trabajo condicionan el crecimiento de plantas en la zona litoral de la laguna de San Rafael.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al resguardo indígena de Puracé, al Parque Nacional Natural Puracé y sus funcionarios, a los programas de Biología y Doctorado en Ciencias Ambientales de la Universidad del Cauca por el apoyo en la realización del trabajo de grado **“Alteraciones antrópicas del sistema lagunar de San Rafael (Parque Nacional Natural Puracé) a través de tres subdivisiones de hábitat”**. Igualmente, a los monitores y especialistas en botánica del Herbario de la Universidad del Cauca, a la Vicerrectoría de Investigaciones de Unicauca, y a Héctor Ramírez por los aportes y revisiones del documento.

## BIBLIOGRAFIA

De la Barra R, N. (2003). Clasificación ecológica de la vegetación acuática en ambientes lacustres de Bolivia. . *Revista boliviana de ecología y conservación ambiental*, 13, 65-93.

Donato, J. C. (2001). Fitoplancton de los lagos andinos del norte de sudamérica (Colombia). Santafe de Bogotá, D.C., Colombia: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.

Durán-Suárez, L. R., Terneus-Jácome, H. E., Gavilán-Díaz, R. A., & Posada-García, J. A. (2011). Composición y estructura de un ensamble de plantas acuáticas vasculares de una represa alto andina (Santander. En *Actual Biol* (págs. 33(94), 51-86.). Colombia.

Fontúrbel Rada, F. (2003). Algunos criterios biológicos sobre el proceso de eutrofización a orillas de seis localidades del lago Titikaka. *Ecología Aplicada*, 2(1).

- García Murillo, P., Fernández Zamudio, R., Cirujano, S., & Sousa, A. (2006). Aquatic macrophytes in Doñana protected area (SW Spain). *Limnetica*, 25(1-2), 71-80.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. (Version 2.15).
- Jansen, A., & Robertson, A. I. (2001). Relationships between livestock management and the ecological condition of riparian habitats along an Australian floodplain river. *Journal of Applied Ecology*, 38, 63-75.
- Joaqui, S. C. (2005). Análisis multitemporal de las coberturas vegetales para ecotopos paramunos caracterizando las intervenciones antrópicas, en una ventana del Parque Nacional Natural Puracé. *Unpublished Tesis de Pregrado*. Universidad del Cauca, Popayán.
- Kiersch, B., Mühleck, R., & Gunke, G. (2004). Las macrófitas de algunos lagos altoandinos del Ecuador y su bajo potencial como bioindicadores de eutrofización. . *Revista de Biología Tropical*, 52(4).
- Melzer, A. (1999). Aquatic macrophytes as tools for lake management. . *Hidrobiología*, 395-396, 181-190.
- Múñoz, F. F. (2008). Caracterización biofísica, análisis espacio temporal y de intervenciones antrópicas, para humedales altoandinos, caso tipo laguna de San Rafael (Zona Norte) Parque Nacional Natural Puracé y Humedal de Calvache. *Unpublished Tesis de Pregrado*. Universidad del Cauca, Popayán-Cauca.
- Roldán Pérez, G. A., & Ramírez Restrepo, J. J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical. Academia de Ciencias Exactas Físicas y Naturales.
- SPSS, I. (2006). SPSS for Windows (Version 16.0). Chicago: SPSS Inc.
- Vargas, O., Premauer, J., & Cárdenas, C. d. (2002). Efecto del pastoreo sobre la estructura de la vegetación en un páramo húmedo de Colombia. . *Ecotrópicos Sociedad Venezolana de Ecología*, 15(1), 35-50.

**Apéndice 2** Físico-química de la laguna de San Rafael

Meses	Puntos	pH [H+]	Temperatura (°C)	Conductividad (µS/cm)	TDS (mg/L)	Salinidad (ppt)	OD (%)	OD (mg/L)	Amonio (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
Febrero (1)	1	5,99	10,6	24,8	11,6	0,03	71,3	5,28	0,098	0,042	1,74	0,37
	2	6,768	10,3	12,804	5,928	0	99,2	6,93	0,074	0,024	1,55	0,776
	3	5,512	9,9	19,744	9,472	0,01	104	7,53	0,098	0,032	1,44	0,446
	4	6,808	9,3	28,398	13,146	0,01	99,8	7,75	0,072	0,03	1,806	0,542
Marzo (2)	1	6,456	13,504	23,736	11,604	0,01	78,746	5,47	0,032	0,04	1,66	0,476
	2	6,422	15,2	13,594	6,52	0,01	96,388	6,454	0,03	0,036	1,652	0,482
	3	5,922	13,76	6,37	2,778	0,002	96,74	6,702	0,036	0,036	1,862	0,48
	4	6,048	11,632	16,81	7,88	0,006	76,074	5,506	0,032	0,034	2,034	0,27
Abril (3)	1	6,636	15,528	17,22	8,086	0,018	91,754	6,238	0,044	0,038	1,38	0,114
	2	6,892	11,714	23,998	11,218	0,012	84,258	6,074	0,048	0,04	1,486	0,17
	3	6,65	12,404	14,356	6,742	0,002	86,576	6,244	0,068	0,036	1,418	0,136
	4	7,31	19,54	25,654	12,91	0,022	83,854	5,622	0,058	0,038	1,594	0,162
Agosto (4)	1	6,17	9,71	19,8	9,518	0,01	62,484	4,81	0,116	0,048	1,806	0,236
	2	6,626	8,45	8,252	4,176	0	101,19	7,016	0,058	0,05	1,698	0,27
	3	6,156	8,66	15,112	7,436	0,01	102,52	7,534	0,038	0,042	1,74	0,204
	4	6,464	8,78	11,444	5,388	0	104,106	8,09	0,044	0,042	1,714	0,25

**Apéndice 3** Relación de plantas con variables físico-químicas, según la prueba U de Mann Whitney

<b>Especie</b>	<b>Conductividad (<math>\mu</math>S/cm)</b>	<b>Temperatura (<math>^{\circ}</math>C)</b>	<b>TDS (mg/L)</b>	<b>Salinidad (ppt)</b>	<b>Oxígeno disuelto (%)</b>	<b>Oxígeno disuelto (mg/L)</b>	<b>pH [H+]</b>	<b>Amonio NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg/L)</b>	<b>Nitrito NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg/L)</b>	<b>Nitrato NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/L)</b>	<b>Fosfato PO<sub>4</sub><sup>-</sup> (mg/L)</b>
<i>Calamagrostis effusa</i>	,933(a)	,866(a)	1,000(a)	,553(a)	,553(a)	,553(a)	,866(a)	,553(a)	,866(a)	,735(a)	,142(a)
<i>Bromus catharticus</i>	,008(a)	,024(a)	,011(a)	,005(a)	,115(a)	,699(a)	,241(a)	,757(a)	,351(a)	,067(a)	,006(a)
<i>Carex jamesonii</i>	,343(a)	,851(a)	,427(a)	,792(a)	,910(a)	,624(a)	,792(a)	,678(a)	,792(a)	,343(a)	,098(a)
<i>Isoetes killipii</i>	,734(a)	,970(a)	,734(a)	,384(a)	,678(a)	,734(a)	,039(a)	,427(a)	,970(a)	,910(a)	,384(a)
<i>Ranunculus nubigenus</i>	,750(a)	,682(a)	,892(a)	,494(a)	,335(a)	,750(a)	,178(a)	,682(a)	,554(a)	,682(a)	,178(a)
<i>Equisetum bogotense</i>	,718(a)	,779(a)	,841(a)	,239(a)	,718(a)	,239(a)	1,000(a)	,904(a)	,312(a)	,904(a)	,444(a)
<i>Callitriche sp.</i>	,023(a)	,063(a)	,035(a)	,853(a)	,315(a)	,579(a)	,003(a)	,796(a)	,353(a)	,436(a)	,739(a)
<i>Lachemilla paludicola</i>	,456(a)	,603(a)	,552(a)	,824(a)	,656(a)	,230(a)	,112(a)	,080(a)	,261(a)	,456(a)	,331(a)
<i>Carex bonplandii</i>	,063(a)	,247(a)	,105(a)	,529(a)	,529(a)	,912(a)	,579(a)	,684(a)	,739(a)	,739(a)	,052(a)
<i>Myriophyllum quitense</i>	,912(a)	,853(a)	,853(a)	,190(a)	,280(a)	,353(a)	,000(a)	,043(a)	,280(a)	,315(a)	,063(a)
<i>Xyris sp.</i>	,672(a)	,933(a)	,800(a)	,553(a)	,553(a)	,735(a)	,053(a)	,349(a)	,866(a)	,395(a)	,553(a)
<i>Plantago australis</i>	,039(a)	,290(a)	,050(a)	,099(a)	,249(a)	,892(a)	,148(a)	,820(a)	,335(a)	,249(a)	,001(a)
<i>Potamogeton paramoanus</i>	1,000(a)	,497(a)	1,000(a)	,445(a)	,866(a)	1,000(a)	,053(a)	,098(a)	,933(a)	,800(a)	,553(a)
<i>Bartsia sp.</i>	,216(a)	,765(a)	,258(a)	,216(a)	,479(a)	,921(a)	,093(a)	,546(a)	,842(a)	,479(a)	,007(a)
<i>Myrteola nummularia</i>	,146(a)	,054(a)	,146(a)	,258(a)	,216(a)	,305(a)	,146(a)	1,000(a)	,479(a)	,689(a)	,616(a)
<i>Blechnum loxense</i>	,904(a)	,968(a)	,841(a)	,547(a)	,353(a)	,353(a)	,009(a)	,718(a)	,312(a)	,109(a)	,397(a)
<i>Hypericum laricifolium</i>	,892(a)	,820(a)	,750(a)	,249(a)	,554(a)	,335(a)	,064(a)	,554(a)	,178(a)	,148(a)	,494(a)
<i>Juncus stipulatus</i>	,026(a)	,015(a)	,062(a)	,239(a)	,494(a)	,779(a)	,109(a)	,353(a)	,353(a)	,006(a)	,274(a)
<i>Gunnera magellanica</i>	,247(a)	,218(a)	,353(a)	,853(a)	,684(a)	,971(a)	,218(a)	,353(a)	,218(a)	,853(a)	,684(a)
<i>Hieracium frigidum</i>	,019(a)	,179(a)	,019(a)	,216(a)	,146(a)	,546(a)	,546(a)	,546(a)	,118(a)	,479(a)	,002(a)
<i>Bidens andicola</i>	,766(a)	,412(a)	,656(a)	,882(a)	,824(a)	,603(a)	,295(a)	,095(a)	,824(a)	,046(a)	,941(a)
<i>Ranunculus sp.</i>	,190(a)	,052(a)	,123(a)	,853(a)	,436(a)	,912(a)	,015(a)	,353(a)	,579(a)	,009(a)	,739(a)
sp 1	,792(a)	,851(a)	,678(a)	,305(a)	,343(a)	,039(a)	1,000(a)	,427(a)	,384(a)	,343(a)	,571(a)

## **B.41.P. Microfinanzas. Incorporación de criterios ambientales en los modelos de riesgo de crédito**

**Raquel Arguedas Sanz<sup>1</sup>**

(Teléfono: +34 91 3986346 , [rarguedas@cee.uned.es](mailto:rarguedas@cee.uned.es))

**Damián de la Fuente Sánchez<sup>2</sup>**

(Teléfono: +34 91 3986349 , [dfuente@cee.uned.es](mailto:dfuente@cee.uned.es))

**Inmaculada Pra Martos<sup>3</sup>**

(Teléfono: +34 91 3986371 , [ipra@cee.uned.es](mailto:ipra@cee.uned.es))

<sup>1,2,3</sup> *Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Departamento de Economía de la Empresa y Contabilidad; UNED (España)*

### **INTRODUCCION**

Desde sus comienzos, en la década de los setenta, el sector de las microfinanzas se ha extendido por todo el mundo, consolidándose su papel fundamental en la reducción de la pobreza por una doble vía: facilitando el acceso al crédito de las capas más desfavorecidas de la sociedad y permitiendo el desarrollo del tejido productivo y el carácter emprendedor de los beneficiarios de los microcréditos.

Sin embargo, el deterioro de la coyuntura económica internacional a consecuencia de la crisis financiera iniciada en verano de 2007, está suponiendo una amenaza para la sostenibilidad de las entidades de microfinanzas (en adelante IMF), que se encuentran con dificultades para obtener financiación tanto de bancos como de inversores privados, en momentos en que demanda de microcréditos sigue creciendo. Además, la crisis ha tenido como efecto inmediato un deterioro en la calidad de la cartera crediticia de estas entidades y un aumento de los gastos en el área de recuperaciones de créditos impagados.

Por otro lado, el desconocimiento que tienen el mercado y los supervisores sobre el nivel de riesgo que asume cada IMF parecen estar directamente relacionados con el mantenimiento de una regulación exigente en exceso y con las limitaciones para acceder a fuentes de financiación.

En este escenario adverso, las IMF se ven abocadas a encontrar nuevas formas de gestión que permitan aumentar su eficacia y mejorar la gestión del riesgo. La mejora en la transparencia que ello traerá consigo, facilitará el acceso a fuentes de financiación estables y de menor coste.

Por último, las IMF pueden también desempeñar un papel destacado en el logro del desarrollo sostenible por la vía de favorecer la financiación de actividades productivas respetuosas con el medio ambiente. La consideración de criterios ambientales en los procesos crediticios puede, además, facilitar el acceso a fondos socialmente responsables por parte de las IMF.

La presente comunicación se plantea dos objetivos. El primero de ellos es estudiar los beneficios que conlleva la aplicación de los modelos de riesgo de crédito en las IMF, que se pueden resumir en una mejora en la eficiencia y un mayor conocimiento sobre el nivel de riesgo que asumen. El segundo objetivo de la comunicación es analizar la incorporación de criterios ambientales en los modelos de riesgo y las ventajas que conlleva.

## **Microfinanzas y desarrollo**

Desde su nacimiento, el sector de las microfinanzas se ha manifestado como uno de los más dinámicos e innovadores dentro del mundo de la cooperación al desarrollo, adaptándose a las nuevas situaciones y a los distintos contextos.

En sus comienzos, las microfinanzas adoptaron la forma de microcréditos o “programas de concesión de pequeños créditos a los más necesitados de entre los pobres para que éstos puedan poner en marcha pequeños negocios que generen ingresos con los que mejorar su nivel de vida y el de sus familias” (1ª Conferencia Internacional sobre Microfinanzas, Washington D.C., febrero de 1997)<sup>17</sup>.

Las cifras avalan la importancia de los microcréditos: 195 millones de clientes en todo el mundo a 31 de diciembre de 2011, de los cuales 125 millones subsisten con menos de un euro al día. El 88,8% de los clientes más pobres corresponde a la zona de Asia y el Pacífico, seguido en importancia por Africa Subsahariana con un 6,9% y en un tercer lugar aparece América Latina y el Caribe, con un 2,4% (Reed, 2013).

En cuanto a la evolución de la cartera de microcréditos, y centrándonos en América Latina y el Caribe, su crecimiento en 2012 fue del 22%, con diferencias considerables entre subregiones: más de un 30% en México, un 22% en Sudamérica y solamente un 5% en Centro América y el Caribe (Martínez, 2013).

Aunque hasta la fecha no ha sido posible evaluar con cierta precisión la efectividad y el impacto de los programas sobre las magnitudes económicas agregadas de los países

---

<sup>17</sup> Las entidades pioneras en la concesión de microcréditos las podemos encontrar en Asia y América Latina. Entre ellas cabe citar al Grameen Bank (Bangladesh) creado en 1983 por el profesor universitario Muhammad Yunus para facilitar el acceso al crédito en zonas rurales, a BancoSol, institución financiera creada en 1992 para fortalecer las microempresas en Bolivia, y a Women’s World Banking (WWB), red de instituciones de microfinanzas que desde 1979 facilita el acceso a productos financieros a mujeres de bajos ingresos en 28 países.

beneficiarios<sup>18</sup>, su relevancia para el microempresario que lo recibe es innegable. En un mundo donde todavía mil doscientos millones de personas subsisten con menos de un euro al día<sup>19</sup>, los microcréditos concedidos sin ningún tipo de aval parecen ser la única alternativa de financiación para los más desfavorecidos<sup>20</sup>.

Con el paso del tiempo, se constató que el acceso al crédito no era suficiente para alcanzar el objetivo de reducción de la pobreza, y que era necesario acompañarlo de otros servicios financieros. De esta forma nace el concepto de microfinanzas, que incluye, además de los microcréditos, otro tipo de servicios financieros también importantes para los microempresarios como los productos de ahorro, seguros, préstamos para la adquisición de viviendas y servicios de transferencia de fondos, entre otros. Por último, y teniendo en cuenta el carácter de servicio integral de las microfinanzas, dentro de su ámbito se incluyen también otros servicios complementarios dirigidos a impulsar la creación y el desarrollo de pequeñas actividades productivas, como son los servicios de asistencia técnica y capacitación empresarial.

## La sostenibilidad de las IMF

Siguiendo a Lacalle (2010) y *MIX Market*<sup>21</sup>, las IMF pueden ser clasificadas bajo dos grandes epígrafes: por un lado Organizaciones No Gubernamentales (ONGs) y Fundaciones y, por otro, Instituciones Financieras.

La distinción es muy relevante para los objetivos del presente trabajo, ya que condiciona las fuentes de financiación disponibles. Así, las ONG y fundaciones, al no ser instituciones financieras, no están sometidas a la regulación de ese tipo de entidades y pueden conceder préstamos a sus beneficiarios pero no pueden captar ahorro. Por lo tanto, su fuente de financiación principal la constituyen las donaciones y subvenciones.

A su vez, bajo el epígrafe de Instituciones financieras, cabe distinguir diversos tipos de IMF. En primer lugar aparecen las denominadas “instituciones financieras reguladas”, que son entidades especializadas en el microcrédito que generalmente tienen su origen en ONGs que posteriormente se han transformado en instituciones financieras formales con el fin de tener acceso a la captación de depósitos y lograr de esta forma la autosostenibilidad.

---

<sup>18</sup> En UMM (2010a) se resumen los diferentes enfoques para la evaluación del impacto social de los programas de microcrédito.

<sup>19</sup> Informe 2013 de los Objetivos de Desarrollo del Milenio emitido por Naciones Unidas.

<sup>20</sup> En la última década también hemos asistido a una expansión sin precedentes de las microfinanzas en Europa, por su potencial para luchar contra los efectos negativos de la actual crisis económica (ESADE, 2011).

<sup>21</sup> *MIX Market* o *Microfinance Information Exchange* es una organización con sede en Washington DC cuyo objetivo es la recopilación y tratamiento de información microfinanciera.

En segundo lugar, son también instituciones financieras las IMF que adoptan la forma de cooperativas de ahorro y de crédito. Estas entidades están sometidas tanto a la legislación vigente sobre cooperativas, como a la normativa que regula a las instituciones financieras formales y se financian los ahorros de sus socios, por lo que no dependen de subsidios externos<sup>22</sup>.

El tercer tipo de institución financiera que opera en microfinanzas son los bancos comerciales. Aunque éste no es el tipo de actividad en el que la banca comercial suele basar su negocio, en los últimos años se ha abierto un nicho de mercado dada la creciente demanda de recursos financieros por parte de los más desfavorecidos.

En un último apartado estarían las instituciones financieras filiales de un banco comercial. La ventaja que supone constituir una filial especializada en las microfinanzas tiene que ver con el logro de una cierta independencia de la matriz en lo referente a las políticas y metodologías de crédito y en los sistemas de información.

Tanto los bancos comerciales como sus filiales están autorizados a captar depósitos, siguiendo las normas que regulan la actividad de las instituciones financieras en cada país.

Uno de los principales retos que se presentan a las IMF es lograr la autosuficiencia o sostenibilidad. Se dice que una IMF es autosuficiente desde el punto de vista financiero cuando es capaz de cubrir todos sus costes operativos y financieros, y, adicionalmente, obtener un margen para cumplir sus objetivos de crecimiento en el futuro<sup>23</sup>.

En las últimas décadas, y ante el fracaso de gran número de programas oficiales de microcréditos basados en subsidios externos, se ha reconocido la necesidad de reducir la dependencia de esta fuente de financiación y sustituirla por capital procedente de inversores particulares e institucionales.

Otras vías que se señalan en la literatura para alcanzar la autosuficiencia financiera son:

1. La reducción de los costes unitarios. Dadas las características de la clientela de las instituciones microfinancieras y el reducido importe de los préstamos concedidos, los costes de transacción y los cargos administrativos unitarios son muy elevados.
2. El establecimiento de tipos de interés que cubran los costes operativos y financieros.

---

<sup>22</sup> Además de las cooperativas de crédito, otros ejemplos de captación de fondos procedentes del ahorro para financiar la concesión de microcréditos los podemos encontrar en los bancos comunales, en los grupos de autoayuda (*Self Help Groups*) y en los fondos rotatorios. En todos estos casos, los miembros del grupo ahorran periódicamente pequeñas cantidades de dinero para prestarse entre ellos, pudiendo servir esos ahorros como garantía de los capitales prestados. Sin embargo, es importante señalar que, detrás de estos grupos formados por personas de una misma comunidad, hay una IMF que los promueve y que no puede captar ahorro de forma directa si no está constituida como entidad bancaria.

<sup>23</sup> En Márquez y Rico (2010) puede verse una breve explicación sobre las diferentes acepciones del término "autosuficiencia" en una IMF.

Este segundo punto, la fijación del tipo de interés adecuado y la disyuntiva entre maximizar el resultado financiero o el impacto social ha sido objeto de gran controversia desde el nacimiento de los programas de microcrédito. La pregunta que se han hecho los investigadores es si los tipos de interés deben ser iguales a los del mercado o si, buscando la autosuficiencia financiera, deben ser aquéllos que permitan cubrir todos los costes operativos y financieros, aunque esto signifique unos tipos de interés muy superiores a los del mercado<sup>24</sup>.

## **La utilización de modelos internos de riesgo en por las IMF**

Las normas que regulan en la actualidad la actividad de las IMF son múltiples y muy heterogéneas<sup>25</sup>. En primer lugar, por la diversidad de instituciones que actúan. Hemos de recordar aquí la distinción fundamental, ya comentada, entre las IMF que tienen el carácter de institución financiera y las que no lo tienen. Las primeras pueden captar depósitos y están sometidas a las mismas normas que el resto de las instituciones financieras, mientras que las segundas se rigen por otro tipo de normativa. En segundo lugar, también entra en juego la legislación particular al respecto existente en cada país.

Uno de los aspectos principales de la regulación que afecta a las entidades financieras es el referido a la exigencia de unos requisitos mínimos de capital que garantice la solvencia de las entidades y proteja a los depositantes y la estabilidad de sistema financiero en su conjunto.

Las normas de capital que regulan la actividad de las instituciones financieras están contenidas en los sucesivos acuerdos de capital emitidos por el Comité de Supervisión Bancaria de Basilea<sup>26</sup>, que han sido recogidos por la regulación particular de los países miembros. En el primero de ellos, emitido en 1988 y conocido como Basilea I, se estableció el marco general para medir la adecuación de capital y los niveles mínimos que las autoridades de los países miembros del Comité tendrían que establecer en sus países respectivos<sup>27</sup>.

---

<sup>24</sup> Una opción que se considera aceptable, a juicio de algunos autores, es que los tipos de interés de los microcréditos sean similares o relativamente superiores a los establecidos por los intermediarios financieros formales, pero más bajos que los de los intermediarios informales.

<sup>25</sup> En Trujillo (2012) puede verse un análisis detallado de la regulación de las microfinanzas en América Latina.

<sup>26</sup> El Comité de Supervisión Bancaria de Basilea (CSBB) fue creado en 1974, por los gobernadores de los bancos centrales de los países del G-10, como foro para la cooperación regular en materia de supervisión bancaria. En la actualidad está integrado por los bancos centrales y representantes de alto nivel de las autoridades supervisoras de los siguientes países miembros: Argentina, Australia, Bélgica, Brasil, Canadá, China, Francia, Alemania, Hong Kong SAR, India, Indonesia, Italia, Japón, Corea, Luxemburgo, Méjico, Países Bajos, Rusia, Arabia Saudí, Singapur, Sudáfrica, España, Suecia, Suiza, Turquía, Gran Bretaña y Estados Unidos. El Comité de Basilea no es un órgano legislativo. Su función es elaborar recomendaciones de supervisión, que no se aplican por sí mismas y que solo pueden tener efecto cuando las autoridades nacionales las adoptan en cada jurisdicción.

<sup>27</sup> Para el sector de las microfinanzas, tanto el Comité de Supervisión Bancaria de Basilea como otros organismos internacionales como CGAP (*Consultative Group to Assist the Poor*), BID (Banco Interamericano de Desarrollo) y ASBA (Asociación de Supervisores Bancarios de las Américas) han emitido una serie de documentos con los principios generales que deben guiar la normativa interna de las IMF en cada país.

En 2006 se publicó el segundo Acuerdo de Capital, Basilea II, que por primera vez permite la utilización de modelos internos de riesgo para estimar las necesidades de capital de cada entidad financiera. Se entiende por modelo interno de riesgo, el conjunto de reglas, políticas, procedimientos, sistemas y sistemas de medición del riesgo que una entidad dispone, y que emplea en la toma de decisiones.

Para poder desarrollar un modelo interno de riesgo<sup>28</sup>, las entidades financieras deben ser capaces de estimar de forma objetiva la capacidad de cada uno de los clientes para cumplir con las obligaciones crediticias contraídas con la entidad financiera en un horizonte de tiempo determinado, o lo que es lo mismo, deben poder estimar su probabilidad de impago o incumplimiento. Para ello necesitan disponer de un sistema de calificación crediticia, que en el ámbito de las carteras minoristas (personas físicas y pequeños negocios) recibe la denominación de *scoring*. Los sistemas de *scoring* son herramientas estadísticas que permiten clasificar a los clientes/operaciones en segmentos homogéneos de riesgo, de forma que dentro de cada segmento todos los clientes tienen la misma probabilidad de impago.

Esta diferenciación del riesgo se realiza teniendo en cuenta las características individuales del cliente y de la operación, en concreto se tienen en cuenta los datos del cliente, tanto personales (nivel de estudios, edad, nivel de ingresos, estado civil, etc.) como de vinculación con la entidad financiera (saldo activo sobre ingresos, saldo medio de pasivo, etc.), así como datos relativos a la operación (tipo de producto, etc.). Se trata de datos de naturaleza cuantitativa y cualitativa.

Si bien es cierto que las IMF comparten muchos procedimientos con las entidades financieras tradicionales, la utilización de modelos de calificación crediticia ha sido poco habitual en ellas por distintas razones<sup>29</sup>. La primera de ellas está relacionada con las características particulares de las operaciones que realizan, diferentes de las que realiza la banca tradicional en algunos aspectos resumidos en la tabla 1.

---

<sup>28</sup> En Pra *et al.* (2010) puede verse un análisis de la aplicación de modelos de riesgo de crédito en entidades financieras.

<sup>29</sup> En Lara (2010) se analiza en detalle la aplicación de modelos de *scoring* en las IMF.

**Tabla 39** Diferencias entre la actividad de la banca tradicional y las microfinanzas

	<b>Instituciones financieras tradicionales</b>	<b>IMF</b>
<b>Objetivos de la entidad y tipo de organización</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Objetivo de tipo económico: maximizar el beneficio</li> <li>▪ Organización centralizada, con sucursales dispersas geográficamente</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Objetivos prioritarios de tipo social</li> <li>▪ Organización descentralizada</li> </ul>
<b>Características cliente</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Numerosos clientes de todo tipo, tanto empresas como particulares</li> <li>▪ Dispersión geográfica de los clientes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Mayoría de clientes microempresarios, con ingresos reducidos</li> <li>▪ Concentración geográfica de clientes</li> </ul>
<b>Características producto</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Préstamos de diversa cuantía y duración</li> <li>▪ Frecuente la devolución de los préstamos con cuotas mensuales</li> <li>▪ Se suelen aportar garantías formales</li> <li>▪ Préstamos individuales</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Préstamos de cuantía reducida y duración inferior al año.</li> <li>▪ Frecuente la devolución de los préstamos con cuotas mensuales</li> <li>▪ No hay garantías formales, basados en la confianza</li> <li>▪ Frecuente préstamos a grupos con garantía solidaria</li> </ul>

*Fuente:* Elaboración propia

Como se señala en MS (2011), la actividad del microcrédito se basa en una estrecha relación con el cliente, con visitas frecuentes por parte del analista de la IMF, en las que se recoge información sobre la marcha negocio y la situación general del cliente y su entorno. Además, en la evaluación del riesgo crediticio del cliente se tienen en consideración aspectos psicosociales como son el apoyo familiar, la respetabilidad del cliente en su comunidad y otras circunstancias que pueden ser un indicador de su

grado de arraigo, como sus propiedades o el tiempo de residencia en la localidad. Todos estos aspectos pueden ser difíciles de cuantificar e incorporar en los modelos de decisión.

La segunda razón de peso que ha dificultado la utilización de modelos de calificación crediticia por parte de las IMF tiene que ver con el reducido tamaño de estas entidades, especialmente cuando no se han constituido como entidades financieras, como es el caso de las ONG o las fundaciones. Y estrechamente relacionados con el motivo anterior aparecen otras barreras como la escasez de recursos económicos para desarrollar o adquirir los modelos, la falta de datos históricos de calidad y un nivel de conocimientos financieros insuficientes.

Los principales beneficios que se derivan de la utilización de sistemas de *scoring* y de su integración en la gestión de la IMF se pueden resumir en los siguientes puntos:

- Posibilitan una reducción de costes y una mejora de la eficiencia en la evaluación de las operaciones. Con un sistema de *scoring*, dicha evaluación se hace de forma más objetiva, y no basada únicamente en la opinión del analista. Por otro lado, el sistema de *scoring* facilita el establecimiento de criterios mínimos para la concesión y optimiza el tiempo que los analistas dedican al estudio de las operaciones, con la consiguiente reducción de costes.
- Sirven de ayuda en la definición y gestión de políticas de crédito y establecimiento de límites de concentración. Permite establecer procedimientos en función del riesgo de forma que no todas las operaciones tengan que pasar por los mismos órganos de decisión.
- En lo que respecta a la fijación de precios, la utilización de herramientas de *scoring* facilita el establecimiento de una relación entre el tipo de interés que ha de aplicarse al préstamo y la puntuación obtenida (a mayor riesgo, mayor tipo de interés). En la actualidad, los tipos de interés que se fijan en las operaciones de microcréditos suelen ser bastante homogéneos y están muy cerca del límite máximo fijado por el regulador. Como consecuencia de lo anterior, los precios se mantienen elevados y se favorece a los “peores” clientes, lo que dificulta el crecimiento de las IMF<sup>30</sup>.
- Por otro lado, permiten hacer un seguimiento de la evolución de la cartera, al generar alertas sobre el posible deterioro de la calidad crediticia de los clientes. De esta forma, la entidad puede llevar a cabo las actuaciones necesarias con la mayor prontitud para minimizar las pérdidas en su cartera.

---

<sup>30</sup> Esta posibilidad de fijar precios según el riesgo ha de ser compatible con los objetivos y la función social que se haya fijado la entidad. Tendrá que encontrar un justo equilibrio entre dicha función social y la supervivencia de la IMF.

- Son la base para la medición del riesgo de crédito, ya que permiten estimar los parámetros internos que requieren los modelos internos como input para estimar las necesidades de capital de la entidad.

Normalmente los sistemas de *scoring* van acompañados de políticas o reglas adicionales que complementan la decisión del modelo de admisión y ayudan a incorporar elementos que no pueden ser tratados por el modelo, como puede ser la visión del riesgo que tiene la entidad financiera. En el siguiente apartado veremos cómo incorporar aspectos ambientales en el sistema de calificación crediticia a través de dichas políticas.

## **Incorporación de variables ambientales en el proceso de crédito de una IMF**

La crisis económica y la creciente preocupación por el deterioro ambiental son dos factores que han incidido en la exigencia de una mayor responsabilidad social y ambiental al sector financiero por parte de la sociedad. Las voces que señalan que las IMF han de promover actividades que, además de económicamente productivas sean sostenibles desde el punto de vista ambiental, se han multiplicado en todos los ámbitos (FMO , 2008); (GreenMicrofinance, 2007); (Rippey, 2009). Bajo este enfoque, el papel de las IMF no es solamente facilitar financiación, sino también proporcionar formación y asistencia técnica para promover el acceso a tecnologías limpias por parte de sus clientes (UMM , 2010b).

Los grupos de interés que presionan para que se consideren las variables ambientales en la actividad microcrediticia son muy diversos, entre ellos los bancos de desarrollo, movidos en parte por la fuerte presión de los inversionistas y las ONGs y comunidades locales, que ven amenazada su supervivencia a largo plazo.

Especialmente en América Latina, muchas IMF reconocen la importancia de integrar aspectos ambientales en el proceso crediticio, pero a la vez argumentan en contra señalando que los riesgos ambientales provocados por su actividad son limitados, dadas las características de sus carteras, y que no se debe olvidar que sus principales objetivos son promover el desarrollo económico (FMO , 2008). Otros inconvenientes que, a su juicio, se podrían derivar de incluir criterios ambientales en sus operaciones son un empeoramiento de la posición ante la competencia y una reducción de eficiencia por aumento en los trámites burocráticos. La falta de herramientas adecuadas para integrar los aspectos ambientales en el proceso crediticio es considerada como una dificultad añadida.

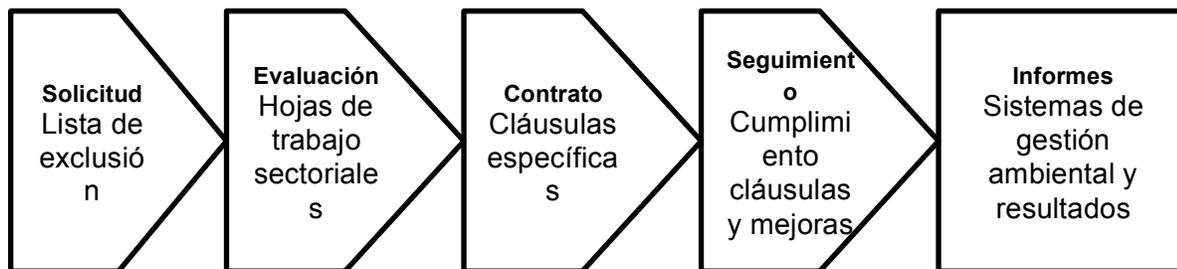
Algunos de los argumentos esgrimidos en favor de la consideración de criterios ambientales se refieren a una posible disminución de la tasa de morosidad, si el nivel de gestión ambiental se utiliza como de indicador de la calidad del cliente, y a un

posible aumento de la productividad cuando la contaminación ambiental va unida a un mal uso de los recursos.

Lo que sí parece indiscutible es que la inclusión de aspectos ambientales puede suponer mejorar la sostenibilidad de la IMF al permitirle el acceso a fuentes de financiación de menor coste, procedente de fondos socialmente responsables.

En la figura 1 se detallan las fases del proceso crediticio y la forma de incorporar las variables ambientales en cada una de ellas. En la fase de solicitud, la IMF puede elaborar una “lista de exclusión” con todas aquéllas actividades que no financiaría, bien porque así lo establece una norma nacional o internacional, o porque pueden causar problemas ambientales o sociales. La lista puede referirse a sectores o actividades específicas. En la fase de evaluación, la IMF puede preparar “hojas de trabajo” donde figuran los principales riesgos ambientales en cada sector, así como las alternativas sostenibles que se pueden proponer a los clientes. Estas hojas de trabajo serían la base para la elaboración posterior de listas de verificación para el analista de riesgos de la entidad. Cuando el importe del préstamo alcance una determinada cuantía y se aprecien riesgos ambientales considerables, se podría incluir cláusulas en el contrato que trataran de mitigar dichos riesgos. En la fase de seguimiento, se controlaría el cumplimiento de las cláusulas mencionadas y de las mejoras sugeridas por la IMF. Por último, en la elaboración de informes internos y externos debe explicarse cómo es el sistema de gestión de riesgos ambientales y los resultados alcanzados.

**Figura 74** Incorporación de aspectos ambientales en el ciclo crediticio.



*Fuente:* Elaboración propia a partir de FMO (2008)

## CONCLUSIONES

El sector de las microfinanzas se enfrenta a grandes retos derivados del panorama de crisis internacional y mayor dificultad de acceso a fuentes de financiación.

En este contexto, y para que la sostenibilidad de las IMF no se va amenazada, resulta fundamental aumentar la eficiencia y mejorar la transparencia sobre el nivel de riesgo asumido.

La utilización de modelos de riesgo similares a los que utiliza la banca tradicional, pero que tengan en cuenta las particularidades de las microfinanzas, y la incorporación de criterios ambientales en dichos modelos puede contribuir a lograr estos objetivos.

## BIBLIOGRAFIA

ASBA . (2010). Guía de principios para una efectiva regulación y supervisión de las operaciones de microfinanzas. *Documento de trabajo*. . Asociación de Supervisores Bancarios de las Américas.

FMO . (2008). *Pautas de gestión social y ambiental para Instituciones de Microfinanzas*. Obtenido de <http://www.fmo.nl/esg-tools>

GreenMicrofinance. (2007). Microfinance and the environment: setting the research and policy agenda. En *Conclusiones de la mesa redonda 5 y 6 de mayo de 2006*. Filadelfia.

Lacalle, M. (2010). Primer bloque de conceptos: del microcrédito a las microfinanzas. *Glosario básico sobre microfinanzas*. , 18-27. Foro Nantik Lum de Microfinanzas.

Lara, J. (2010). La gestión del riesgo de crédito en las instituciones de microfinanzas. *Tesis Doctoral*. Universidad de Granada.

Márquez, J., & S., R. (2010). Tercer bloque de conceptos: tipo de interés, autosuficiencia operativa y autosuficiencia financiera, alcance y escala. *Foro Nantik Lum de Microfinanzas*, 38-58.

Martínez, R. (2013). *Tendencias 2007-2012 del Mercado Microfinanciero de América Latina y El Caribe*. Informe del MIX y Fondo Multilateral de Inversiones. .

MS . (2011). Utilización de los modelos internos en el ámbito de las microfinanzas. *Documento de trabajo*. . España.: Management Solutions. .

ISBN: 978-9968-641-26-5

Pra, I., Ríos, A., Arguedas, R., & Casals, J. (2010). *Gestión y Control del Riesgo de Crédito con Modelos Avanzados*. Madrid.: Ediciones Académicas.

Reed, L. (2013). *The State of the Microcredit Summit. Campaign Report 2013*. Washington.: Proyecto de RESULTS Educational Fund. .

Rippey, P. (03 de 2009). *Microfinanzas y cambio climático. Amenazas y Oportunidades. Documento n° 53 de CGAP*.

Trujillo, V. (2012). *La Regulación de las Microfinanzas en América Latina. Tesis Doctoral*. Universidad de Salamanca.

UMM . (2010a). *Measuring the impact and social performance of microfinance*. Informe de las Jornadas organizadas por University Meets Microfinance y Universidad de Hannover,.

UMM . (2010b). *Microfinance Plus - The Potential of Linking Microfinance with Programmes in Health, Education, Environment and Value Chain Development*. Informe de las Jornadas organizadas por University Meets Microfinance y Universidad de Bérghamo.

## **B.42.P. Ceniza volcánica y salud pública, caso Popocatepetl**

Antonio Rivera-Tapia<sup>1</sup>, Fernando Hernández-Aldana<sup>2</sup>, Miguel Hernández-Espinosa<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones en Ciencias Microbiológicas, Instituto de Ciencias de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (ICBUAP), Puebla, México

<sup>2</sup> Centro de Química del ICBUAP

<sup>3</sup> Laboratorio de Zeolitas del ICBUAP

### **INTRODUCCION**

La protección a la salud se debe basar en minimizar los efectos ambientales en la mayor medida posible, demandándose políticas sociales que conviertan el crecimiento económico o lo apliquen en el desarrollo humano, haciendo hincapié de la importancia que tiene el desarrollo sustentable como parte de la solución a los problemas de salud. Por tales razones es recomendable que los sectores económico, social y ambiental se involucren en la protección y mejoramiento de la salud. Resaltando que hoy en día la economía y la salud pública están substancialmente determinadas por las condiciones del medio ambiente (Woodward, Hales, Litidamu, Phillips, & Martin, 2000).

Para identificar oportunamente los riesgos ambientales para los ecosistemas y la salud pública es necesario conocer las rutas de acceso de los agentes químicos y físicos al ambiente y, en cada caso, su velocidad de traslado y degradación, su acumulación e interacciones con los seres vivos (Connell, 1987). Los efectos adversos de la contaminación pueden manifestarse a corto plazo como se ha visto en el aumento de las consultas médicas por afecciones respiratorias, oculares y/o de la piel. Además se plantea que la contaminación también contribuye de forma importante a incrementar diversos padecimientos degenerativos (cardiovasculares, respiratorios y neurológicos), y en particular, al aumento en la frecuencia de cáncer, alteraciones del desarrollo y de padecimientos hereditarios (Navarro, Lifshitz, Wachter, & Hicks, 1997); (Mannino, Ruben, Holschun, Holschun, & Wilson, 1996); (Wasisaka, Yanagihashi, Sato, & Tomari, 1989).

La prevalencia incrementada de alergias en ciudades desarrolladas sugiere que factores ambientales, que actúan después del nacimiento, también contribuyen a regular el desarrollo y/o función de células relacionadas directamente con la respuesta inmune alérgica (Koenig, 1999). Existe una percepción general de que contaminantes presentes en el ambiente natural pueden actuar en conjunto con factores genéticos en el hospedero induciendo la sensibilización alérgica primaria (Holt, 1989).

La actividad del volcán Popocatepetl hasta ahora no ha significado un grave peligro en cuanto a destrucción física se refiere, pero las emanaciones de gases y ceniza pueden llegar a deteriorar el ambiente y el estado de la salud de la población (Osuna, 1997). La

ubicación geográfica del Popocatepetl lo coloca en una situación especial por los numerosos asentamientos humanos que rodean sus laderas, entre ellos el Distrito Federal, los Estados de Puebla, Morelos y Tlaxcala, siendo de gran interés social y económico.

El objetivo del presente trabajo fue realizar el análisis por microscopia electrónica de barrido de la ceniza exhalada por el volcán Popocatepetl y su relación con efectos en vías respiratorias en las poblaciones expuestas.

## **METODOS**

Los datos referentes a la actividad del volcán Popocatepetl fueron obtenidos de la red de monitoreo de la Universidad Nacional Autónoma de México. Las poblaciones aledañas al volcán fueron analizadas en relación a su edad, sexo, ocupación, tiempo de residencia, si referían molestias respiratorias, digestivas, oculares y/o de la piel, el tamaño de la muestra fue  $n=700$  y en un rango de edad de 13 a 40 años.

También se consultaron expedientes médicos del área de alergología del Hospital Universitario de Puebla y del Instituto del Seguro Social con la finalidad de conocer los datos referentes al número de consultas que tuvieron como causa rinitis alérgica no específica y/o asma no específica. Como datos de referencia se incluyeron informes médicos de los Estados de Baja California Sur, Chihuahua, Durango, Nuevo León, Quintana Roo y Yucatán.

Las muestras de ceniza que fueron colectadas en las localidades aledañas al volcán Popocatepetl fueron sometidas al estudio de microscopia electrónica de barrido para determinar el tamaño de la fracción respirable.

## **RESULTADOS**

Los datos de la actividad del volcán Popocatepetl a partir de 1994 hasta la fecha muestran que los años con mayor exhalación de ceniza han sido 1996 (41 %), 1997 (75 %), 1998 (66 %), 1999 (41 %), 2000 (83.3 %), 2001, (58 %), 2002 (54 %) y el año 2013 que durante el primer semestre presento actividad considerable.

Las principales afecciones referidas por las poblaciones aledañas al volcán son las de vías respiratorias, de la piel y oculares. Observándose que entre las afecciones de vías respiratorias respecto a las de la piel y oculares se presentó diferencia significativa ( $P<0.05$ ).

La consulta anual (alergología) para el Hospital Universitario y el Instituto Mexicano del Seguro Social mostró sus mayores porcentajes para los años de 1996, 2001 y 2002. La comparación entre los años 1996-1999 respecto a 2001-2002 presentó incremento

proporcional significativo entre el número de consultas y los eventos de exhalación de ceniza volcánica.

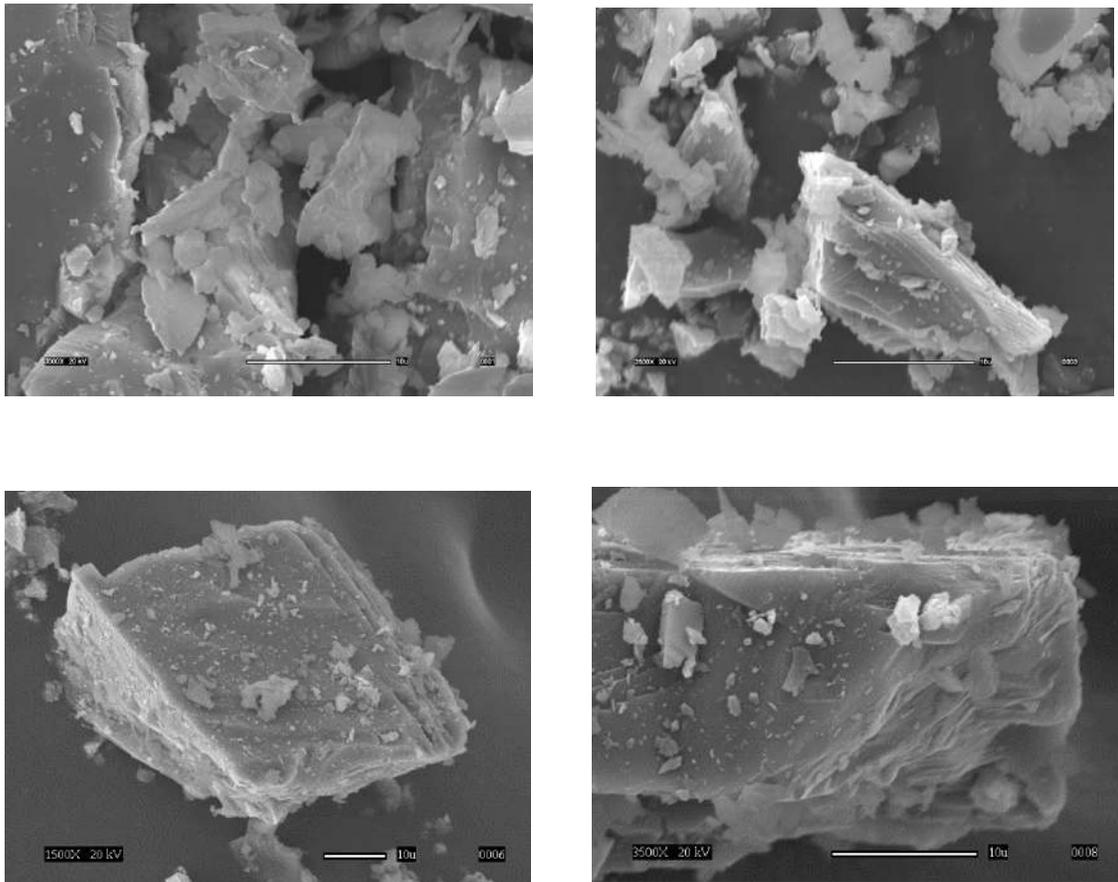
A partir del análisis de los expedientes médicos se presenta que las afecciones respiratorias son las más frecuentes, seguidas por las de piel, oculares y digestivas, sin embargo se observa que no existe diferencia significativa ( $P > 0.05$ ).

Los datos referentes a consulta en los Estados que se consideraron como referencia, muestran que en las regiones con mayor densidad poblacional, parque vehicular y que destacan por su actividad industrial, presentan un mayor número de consultas en el área de alergología.

El análisis macroscópico de la ceniza presentó diferentes características respecto a la localidad donde se colectó (Tabla 1), y el estudio por microscopía electrónica de barrido mostró presencia de fracción respirable menor a 10 micras, como resultado de su fragmentación y condicionando capacidad abrasiva (Figura 1).

**Tabla 40** Características de la ceniza en diferentes localidades de muestreo.

Localidad	Asignación	Color	Tamiz
Xalitxintla	P1	Gris claro	< 30 micras
San Nicolás	P2	Gris obscuro	< 20 micras
San Baltazar	P3	Gris claro	< 20 micras
Metepec	P4	Gris claro	< 20 micras
Atlixco	P5	Gris claro	< 20 micras
Cholula	P6	Gris obscuro	< 30 micras
San Pedro Benito	P7	Gris claro	< 40 micras
San Francisco	P7	Gris obscuro	< 30 micras
Cerro mágico	P9	Gris obscuro	< 20 micras



**Figura 75** Micrografía electrónica de barrido de ceniza precipitada en las localidades aledañas al volcán Popocatepetl, destacando la presencia de fracción respirable menor a 10 micras.

## DISCUSION

La contaminación atmosférica ha venido acompañando al hombre desde hace 500 años, siendo el primer caso de efectos severos el ocurrido en Londres en diciembre de 1952, donde los altos niveles de contaminación se asociaron con un alarmante incremento en el número de muertes. Otras ciudades donde se han presentado altos niveles de contaminación atmosférica son: Milán, Ankara, Melbourne, Buffalo, Tokio, Moscú, Río de Janeiro y México. La calidad del aire ahora se vigila más y las altas concentraciones de contaminantes observadas en los años 60's y 70's ya no se presentan. No obstante, la exposición continua a moderados niveles de contaminación por largos periodos de tiempo es un fenómeno que se da cotidianamente. Por tal razón ha cobrado importancia determinar los efectos causados por exposiciones más bajas,

así como los efectos por exposiciones prolongadas a contaminantes naturales como es el caso de los productos exhalados por la actividad del volcán Popocatepetl (Rosales, Torres, Olaiz, & Borja, 2001).

Las afecciones de vías respiratorias fueron las que refirieron con mayor frecuencia las poblaciones aledañas al volcán Popocatepetl, dichos padecimientos son causados principalmente por la contaminación ambiental, destacando la rinitis alérgica y el asma. Estos padecimientos afectan tanto adultos y niños, siendo más frecuente su aparición durante la infancia. La mayoría de los estudios sobre correlaciones entre la exposición a contaminantes atmosféricos y el número de consultas por enfermedades respiratorias se ha llevado a cabo en lugares que presentan concentraciones de contaminación elevadas, sin embargo, estudios realizados en lugares con bajos niveles de contaminantes también han identificado una correlación positiva (Ramírez, Andrade, González, & Celis, 2006); (Téllez, Romieu, Ruiz, Lezama, & Hernández, 2001).

Los datos referentes a la consulta del área de alergología en ambos hospitales censados con respecto a los episodios de mayor actividad del volcán Popocatepetl, permite observar que hay incremento en el número de consultas, lo anterior se explica en el entendido de que la exposición a la ceniza volcánica puede hacer sinergismo con factores abióticos y/o bióticos que promuevan la exacerbación de padecimientos respiratorios, mostrándose incrementos en la demanda de consultas en tiempo posterior a dicha actividad volcánica. El hecho de que no se presentó una correlación contundente entre la exhalación de ceniza y el número de consultas por afecciones respiratorias, permite considerar que existen y tienen un papel importante otros factores predisponentes en diversas afecciones respiratorias. Tal y como se puede apreciar en el incremento de consultas en el área de alergología en los Estados donde existe mayor densidad poblacional, parque vehicular y actividad industrial considerable; siendo un ejemplo particular el Estado de Chihuahua (Barraza, Sanin, Tellez, Lacasaña, & Romieu, 2001); (Hernández, y otros, 2007).

De los datos referentes a las características de las muestras de ceniza exhalada por el volcán Popocatepetl, es importante señalar que en la mayoría de las localidades estudiadas se llegan a precipitar partículas con un tamaño menor a 10 micras, dichas partículas pueden ingresar hasta nivel alveolar provocando daño abrasivo e incrustándose a nivel de células alveolares, dando paso a reacciones inflamatorias. Siendo importante considerar los componentes de las partículas, ya que se ha observado que el aire donde son más abundantes los álcalis suele producir efectos tóxicos más severos, en el mismo sentido, se ha visto que el potencial redox se ha asociado con el desarrollo de alveolitis neutrofílica, reacción de hipersensibilidad e incrementos en las infecciones pulmonares (Wilson, Stone, Cullen, Searl, Maynard, & Donaldson, 2000).

El diagnóstico referente a los efectos sobre la función pulmonar en personas expuestas a cenizas del volcán Popocatepetl mostró alteraciones en la función pulmonar. Por lo anterior, se sugiere que el patrón restrictivo corresponde a inflamación de la vía aérea y del intersticio pulmonar (Rojas, Noa, Pérez, & Villalba, 1995). Considerando que la capacidad para inducir daño por parte de las muestras de ceniza difiere, y que no presenta la misma capacidad hemolítica una muestra de ceniza de un evento explosivo

reciente con respecto a una muestra de ceniza sedimentada (Wilson, Stone, Cullen, Searl, Maynard, & Donaldson, 2000).

Se debe contemplar que la exposición moderada a la ceniza volcánica condiciona inflamación en vías respiratorias, bronquitis e incluso fibrosis pulmonar. Además, la exposición a la contaminación atmosférica representa un problema serio, ya que también se ha documentado ser causa de neuro-inflamación, alteración de la respuesta inmunológica innata del cerebro e incremento de los riesgos de eventos cardiovasculares (Brook, y otros, 2004); (Calderón, Solt, Henriquez, Torres, Nuse, & Herit, 2008). De tal forma, consideramos que un factor o factores físicos, químicos o biológicos condicionan y en ocasiones pueden llegar a potencializarse, derivando en efectos negativos en salud pública.

## **CRITICA DE RESULTADOS**

Ya que los patrones de exposición a contaminantes ambientales son diferentes entre la población se deben investigar los siguientes aspectos: explorar y cuantificar rangos de contacto, implementar y/o utilizar pruebas para el reconocimiento de consecuencias por la exposición, identificar por medio de estudios clínicos y epidemiológicos la asociación entre contacto ambiental y las enfermedades, y elucidar a nivel celular y molecular los mecanismos de las enfermedades ambientales.

## **CONCLUSIONES**

Los años 1997 y 2000 son los que han presentado mayor exhalación de ceniza por parte del volcán Popocatépetl.

La información censada de los anuarios Hospitalarios presentó incremento en el número de consultas por afecciones respiratorias.

El estudio realizado a la ceniza por microscopía electrónica de barrido mostró presencia de fracción respirable menor a 10 micras, lo cual condiciona efectos negativos en vías respiratorias.

## BIBLIOGRAFIA

- Barraza, V., Sanin, A., Tellez, R., Lacasaña, N., & Romieu, I. (2001). Prevalencia asma y otras enfermedades alérgicas en niños escolares de Ciudad Juárez. Chihuahua: Salud Pública Mex.
- Brook, R., Franklin, B., Cascio, W., Hong, Y., Howard, G., Lipsett, M., y otros. (2004). Air pollution and cardiovascular disease. En *Circulation* (págs. 109: 2655-2671).
- Calderón, G., Solt, C., Henriquez, R., Torres, J., Nuse, B., & Herrit, L. (2008). Long-term air pollution exposure is associated with neuroinflammation, an altered innate immune response, disruption of the blood-brain barrier, ultrafine particulate deposition, and accumulation of amyloid  $\beta$ -42 and  $\alpha$ -synuclein in children and young adult. *Toxicol Pathol.*
- Connell, D. (1987). Ecotoxicology a Framework for investigations of hazardous chemicals in the environment. . *Ambio*, 16: 47-50.
- Hernández, C., Barraza, V., Ramírez, A., Moreno, M., Miller, P., Carbajal, A., y otros. (2007). Morbilidad infantil por causas respiratorias y su relación con la contaminación atmosférica en Ciudad Juárez. Chihuahua: Salud Pública Mex.
- Holt, P. (1989). Environmental pollutants as co-factors in IgE production. *Curr Opin Immunol*, 1: 643-646.
- Koenig, J. (1999). Air pollution and asthma. *J Allergy Clin Immunol*, 104: 717-722.
- Mannino, D., Ruben, S., Holschun, F., Holschun, T., & Wilson, M. (1996). Emergency department visits and hospitalizations for respiratory disease on the island of Hawaii, 1981 to 1991. En *Hawaii Med* (págs. 55: 48-54.).
- Navarro, M., Lifshitz, A., Wachter, N., & Hicks, J. (1997). Changes in human serum antioxidant capacity and peroxidation after of exposure to air pollutants. . *Arch Med Res*, 28: 205-208.
- Osuna, C. (1997). Estudio físico químico y microbiológico de las cenizas del Popocatepetl. *Investigación hoy IPN*, 6: 43-47.
- Ramírez, S., Andrade, G., González, C., & Celis, R. (2006). Contaminantes atmosféricos y su correlación con infecciones agudas de las vías respiratorias en niños de Guadalajara. Jalisco: Salud Pública Mex.

- Rojas, R., Noa, O., Pérez, N., & Villalba, C. (1995). Efecto sobre la función pulmonar en personas expuestas a cenizas del volcán Popocatepetl. *Rev Inst Nac Enf Resp Mex*, 8: 112-118.
- Rosales, C., Torres, M., Olaiz, F., & Borja, A. (2001). Los efectos agudos de la contaminación del aire en la salud de las población: evidencia de estudios epidemiológicos. *Salud Pública Mex*.
- Téllez, R., Romieu, I., Ruiz, V., Lezama, M., & Hernández, A. (2001). Daily respiratory mortality and PM10 pollution in Mexico city. *Eur Respir J*.
- Wasisaka, I., Yanagihashi, T., Sato, M., & Tomari, T. (1989). Health effects on high-altitude populations. *Ambio*, 17: 31-35.
- Wilson, A., Stone, V., Cullen, R., Searl, A., Maynard, R., & Donaldson, K. (2000). In vitro toxicology of respirable Montserrat volcanic ash. *Occup Environ Med*, 57: 727-733.
- Woodward, A., Hales, S., Litidamu, N., Phillips, D., & Martin, J. (2000). Protecting human health in a changing world: the role of social and economic development. *Bull World Health Organ*, 78: 1148-1155.

## **B.43.P. Riqueza de especies vegetales nativas en depósitos de residuos de minería de plata en Oaxaca, México**

<sup>1</sup>Manuel Teodoro Tenango, <sup>2</sup>Felipe Palma Cruz, <sup>1</sup>Celerino Robles  
<sup>1</sup>Lab. de Suelos, CIIDIR-IPN-Un. Oaxaca, Hornos 1003. Santa Cruz Xoxocotlán.  
Oaxaca, México tel. 52 951 5170610. E-mail: [croblesp@ipn.mx](mailto:croblesp@ipn.mx). <sup>2</sup>[Instituto Tecnológico de Oaxaca. Sección de Graduados.](#)

### **RESUMEN**

México es el principal productor mundial de plata, Oaxaca es una de las entidades en donde se inició rápidamente (ca. 1550) la explotación minera posterior a la Conquista. Los jales, materiales residuales del proceso de separación y recuperación de la plata, constituyen uno de los mayores riesgos de impacto ambiental de la minería. Se midieron y georeferenciaron tres depósitos de jales en la comunidad de San Jerónimo Taviche (16°42'45.43"N, 96°35'43.00"O), a una altitud promedio de 1700 msnm. Los tipos de vegetación de la zona son matorral xerófilo y selva baja caducifolia. En cada área se realizó un censo de la flora arbustiva y un muestreo sistemático del estrato herbáceo, con cuadrantes de 1 m<sup>2</sup> cada 5 m. Los ejemplares fueron herborizados, identificados y depositados en el herbario del CIIDIR-Unidad Oaxaca (OAX). Con estos datos se obtuvieron índices de frecuencia, densidad y cobertura. Se registraron un total de 33 especies pertenecientes a 17 familias botánicas. La especie con mayor frecuencia fue *Clibadium surinamense* (Asteraceae), seguida por un pasto aún sin identificar (Poaceae). Se presentaron diferencias entre los diferentes depósitos de jales para las variables frecuencia y cobertura, probablemente asociadas al tiempo de permanencia de los depósitos en cada sitio. La revegetación de los sitios ha sido muy lenta y aun escasa, indicando la presencia de agentes fitotóxicos aun activos.

**Palabras clave:** riqueza vegetal, residuos de minería, revegetación

### **ABSTRACT**

Mexico is in the first world place in silver production, in Oaxaca this activity begin very early (ca. 1550) after the Conquest. The "jales", residual materials of the processes of silver separation and recovery, are one of the major risks of environmental impact of mining. Three sites with jales in the San Jeronimo Taviche town (16°42'45.43"N, 96°35'43.00"O and 1700 meters over sea level) were measured and georeferenced. Vegetation types in the zone are deciduous subdesert scrubland and drought deciduous

forest. In each area a census of brush flora and a systematic sampling for the herbaceous strata were realized. In the last case, quadrants of 1 m<sup>2</sup> every 5 m were sampled. The plants collected were herborized, identified and deposited in the CIIDIR- Unidad Oaxaca herbarium (OAX). These data were used to estimate frequency, density and coverture indexes. A total of 33 plant species belong to 17 botanical families were registered. The species with the highest frequency were *Clibadium surinamense* (Asteraceae) and a grass even unidentified (Poaceae). Differences between the jales areas for the variables frequency and coverture were registered, maybe associated to the time of deposit of residues in each area. Revegetation of the jales areas has been very slow and even scarce, what indicates the presence of phytotoxic active substances.

**Keywords:** plant richness, mining residues, revegetation.

## INTRODUCCION

A lo largo de su historia, la minería ha generado impactos negativos al ambiente provocados por excavaciones en el suelo, perforaciones al subsuelo, extracción de elementos minerales, generación de residuos peligrosos, entre otros. Uno de los procesos con mayor impacto a largo plazo es la generación de residuos producidos en las operaciones de separación y concentración de minerales, denominados jales, los cuales son depositados en obras específicas para su disposición final, conocidas como presas de jales (SEMARNAT, 2003). La legislación actual regula la disposición y control de dichas presas, sin embargo, la explotación minera en México, que data de la época de la conquista, ha tenido otro manejo en el pasado que hoy genera riesgos para el ambiente.

En San Jerónimo Taviche (Oaxaca, México) se registra que ha existido explotación de plata desde 1550, se considera una de las primeras zonas en ser explotada por los conquistadores en el país (Sánchez, 1993). En 1873 inicia un desplazamiento progresivo de la explotación tradicional y comienza un proceso de industrialización que incluye plantas de cianuración, concentradoras y de fundición para la extracción del mineral (Uribe, 2001). Las áreas de jal remanentes de estas explotaciones, implican todavía hoy en día cambios importantes que afectan al ecosistema, tales como reducción y pérdida de la biodiversidad, contaminación del suelo, erosión, modificación de las características físicas y químicas y una potencial fuente constante de contaminación a los mantos acuíferos, flora, fauna y civilización (Wong, 2003); (Singh, Raghubanshi, & Singh, 2004); (Galán & Romero, 2008); (Prieto, Sigala, Morales, García, & Velázquez, 2008).

En el proceso de revegetación de las áreas afectadas, las especies invasoras y pioneras juegan un papel fundamental (Conell & Slatyer, 1977); (Rodríguez, 2006). La colonización de este espacio por organismos terrestres que se establecen en los hábitats más adecuados, siguen un proceso de colonización natural, donde varios grupos pueden establecerse y hacer uso del mismo espacio en diferentes momentos, lo

que genera una dinámica de reemplazamiento (Krebbs, 1989). La ecología de comunidades estudia los impactos que tienen los contaminantes del suelo en la estructura y función de la comunidad ecológica. Según Nicholson y Safaya (1993), las características de la comunidad ecológica en cuestión pueden ser fuertes indicadores de la contaminación de los suelos, al observar principalmente los efectos en la vegetación.

El desarrollo actual de la restauración incluye técnicas biológicas para la revegetación de suelos contaminados basadas en la capacidad de algunas especies vegetales para tolerar, absorber, degradar, acumular y modificar compuestos contaminantes. En relación con los metales pesados, Garbisu et al. (2007) dicen que las técnicas más prometedoras son la fitoextracción y la fitoestabilización. La primera se refiere a la utilización de plantas para extraer los metales del suelo y acumularlos en tejidos de la planta; la segunda es la capacidad de las plantas y organismos asociados a la raíz para reducir la disponibilidad de los contaminantes.

El objetivo del trabajo es describir los indicadores ecológicos de la flora actualmente establecida en tres jales abandonados en el municipio de San Jerónimo Taviche (Oaxaca, México), con la finalidad de identificar especies con potencial para la restauración de los mismos.

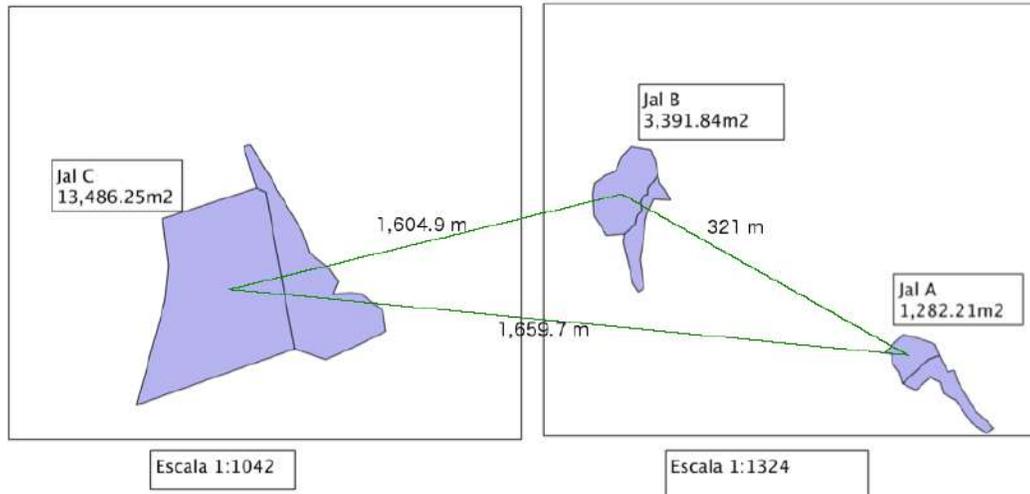
## **METODOLOGIA**

Se realizó un muestreo de la vegetación establecida en tres presas de jales abandonadas en el municipio de San Jerónimo Taviche, Oaxaca, y se obtuvieron valores de frecuencia y abundancia. Con estos datos se obtuvieron los índices de diversidad beta y se analizaron y compararon con un análisis cluster basado en incidencia, además de un escalamiento Multidimensional basado en abundancia y cobertura de cada especie.

### **Descripción del área de estudio**

El municipio de San Jerónimo Taviche se encuentra 46 km al sur de la Ciudad de Oaxaca, en el distrito de Ocotlán, y forma parte de la región de los Valles Centrales. Se ubica aproximadamente 14 km al este del municipio de Ocotlán, en las coordenadas 16°42'45.43"N, 96°35'43.00"O. La superficie es de 213.06 Km<sup>2</sup> a una altitud promedio de 1,700 msnm. La temperatura media anual es de 18° C y la precipitación promedio de 700 mm (Plan de desarrollo municipal, 2008 - 2010). El tipo de vegetación de la zona es considerado matorral xerófilo (Acosta, Flores, Saynes, Aguilar, & Manzanero, 2003).

Se delimitaron y georeferenciaron tres presas de jales (Figura 1) de acuerdo a las cualidades físicas del sustrato. Se caracterizan como áreas bien definidas, altamente erosionables, arcillosas y sin contenido aparente de materia orgánica.



**Figura 76** Plano de los tres polígonos que constituyen las presas de jales. Cada uno se presenta con una delimitación de sus escurrimientos, la superficie en m<sup>2</sup> y la distancia entre sí.

## Estudio de la vegetación

Dentro de cada presa de jales se realizó un censo total de la vegetación arbustiva establecida en cada área y se tomaron datos de diámetro basal (> 5 cm) y altura. Para el estrato herbáceo se realizó un muestreo sistemático con cuadrantes de 1 m<sup>2</sup> a cada 5 m, tomando datos de cobertura en porcentaje con respecto al cuadrante. Las especies vegetales encontradas en las áreas de estudio se identificaron con apoyo del Herbario del CIIDIR-Unidad Oaxaca (OAX). La nomenclatura de las mismas se cotejó con la base de datos del Sistema Integrado de Información Taxonómica para América del Norte (2013) y de trópicos.org (2013). Con estos datos se obtuvieron índices de abundancia de acuerdo con la metodología descrita por Mostacedo (2000). Los valores de cobertura para arbustivas se obtuvieron mediante la metodología descrita por Matteucci y Colma (1987), que utiliza el área basal con respecto a la superficie total evaluada. De acuerdo con la naturaleza de censo total del estrato arbustivo, los valores de frecuencia y densidad relativa arrojan los mismos resultados, por lo que los Valores de Importancia Relativa (VIR) para cada especie se obtuvieron de la sumatoria de frecuencia y cobertura únicamente (Mostacedo & Fredericksen, 2000); (Krebs, 1989).

## Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se utilizó la plataforma R 3.0.0 GUI 1.60 y la librería Vegan 2.0-7. El índice de Jaccard se obtuvo con la función *betadiver*, la cual calcula los valores de diversidad beta con los modelos descritos por Koleff et al. (2003), utilizando la matriz de datos de presencia – ausencia. El análisis cluster se realizó con la función *hclust* del mismo software estadístico. El cálculo de las disimilitudes se basó en datos de presencia - ausencia de cada especie por sitio, con el comando *vegdist*, utilizando el modelo de Jaccard, basado en el modelo de disimilitud de Bray-Curtis.

Como método de ordenación se utilizó el Escalamiento Multidimensional, el cual se calculó con el mismo software utilizando el comando *metaMDS*. Para la matriz de disimilitudes también se utilizó el modelo de Bray-Curtis, en este caso con datos de abundancia y cobertura, a fin de comparar esta ordenación con los modelos de presencia – ausencia.

## RESULTADOS Y DISCUSION

Se registraron 14 familias botánicas y 24 especies vegetales, de las cuales sólo seis están presentes en todos los sitios (Cuadro 1). El estrato herbáceo presenta un mayor número de especies (19) y las dos especies con los IVIR más altos que son Pasto 4 (IVIR = 99.72) y Pasto 3 (IVIR = 32.25), ambas de la familia Poaceae. El estrato arbustivo tiene también un papel importante en la estructura de la comunidad, ya que presenta los valores más altos después de las Poaceae. Las principales especies son *Clibadium surinamense* (IVIR = 21.83), *Vachellia pennatula* (IVIR = 10.04), *Barkleyanthus salicifolius* (IVIR = 7.86), *Brickellia veronicifolia* (IVIR = 7.31) y *Wigandia urens* (IVIR = 5.89).

**Cuadro 16** Listado de especies encontradas en el área de estudio y su presencia en cada uno de los sitios. VIR = Valor de Importancia Relativa. H = Herbácea; A = Árbol; Ar = Arbusto.

Familia	Especie
ACANTHACE AE	<i>Hemigraphis alternata</i> (Burm. f.) T. Anderson
ASTERACEA E	<i>Baccharis pteronioides</i> DC
ASTERACEA E	<i>Barkleyanthus salicifolius</i> (Kunth) H. Rob. & Brettell
ASTERACEA E	<i>Brickellia veronicifolia</i> (Kunth) A. Gray
ASTERACEA E	<i>Clibadium surinamense</i> L.
BORAGINAC EAE	<i>Wigandia urens</i> (Ruiz & Pav.) Kunth
CACTACEAE	cactus 7
CACTACEAE	<i>Nopalea sp</i>
CACTACEAE	<i>Opuntia bigelovii</i> Engelm.
CACTACEAE	<i>Opuntia pumila</i> Rose
CONVULVUL ACEAE	<i>Ipomoea violacea</i> L.
LAMIACEAE	<i>Salvia rosmarinifolia</i> G. Don
LAMIACEAE	<i>Salvia rosmarinifolia</i> G. Don
MIMOSOIDE	<i>Vachellia pennatula</i>

AE	(Schltdl. & Cham.) Seigler & Ebinger
MORACEAE	<i>Ficus benjamina</i> L.
ONAGRACE AE	<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton
POACEAE	Pasto 3
POACEAE	Pasto 4
PORTULACA CEAE	<i>Phytolacca icosandra</i> L.
SALICACEA E	<i>Salix mexicana</i> Seemen
SOLANACEA E	<i>aff. datura</i>
SOLANACEA E	<i>Lycianthes pilosissimum</i> (M. Martens & Galeotti) Bitter
SOLANACEA E	<i>Nicotiana glauca</i> Graham
VERBENACE AE	<i>Lantana camara</i> L.
<hr/>	
TOTAL	
<hr/>	

*Brickellia veronicifolia* se ha encontrado en terrenos agrícolas abandonados, ecosistemas afectados por erupciones volcánicas y en jales de mina abandonados (Vibrans, 1997); (Carrillo & González, 2006); (Hernández, Mondragón, Cristóbal, Rubiños, & Robledo, 2009). Vibrans (1997) reporta una excelente capacidad de esta especie para establecerse en tepetateras. Hernández et al. (2009) resaltan su capacidad para acumular Pb (21.19 mg/Kg), Carrillo y González (2006) detectaron su capacidad para extraer Cd (7.5 mg/Kg) y Zn (40 mg/Kg). *Nicotiana glauca* también ha sido reportada creciendo en jales de mina contaminados con As, sin embargo, Flores et

al. (2003) afirman que esta especie sólo es capaz de traslocar dicho elemento, mientras que Machado et al. (2013) reportan su capacidad de fitoextracción ( $17 \mu\text{g As g planta}^{-1}$ ; expuesta a  $1,233 \mu\text{g As g suelo}^{-1}$ ).

Según el índice de disimilitud de Jaccard, la diferencia entre los tres sitios es media, siendo la diferencia más alta entre el jal A y el jal C (Cuadro 2), la única especie que comparten de forma exclusiva es *Oenothera rosea*. Además, el jal C presenta características particulares de cobertura y abundancia de especies, esto se puede observar en el gráfico de la composición de los sitios a través del escalamiento multidimensional (Figura 3), donde la mayoría de las especies están cargadas hacia los jales A y B. Estos dos también presentan mayor similitud en los resultados del análisis cluster (Figura 2).

**Cuadro 17** Valores de diversidad beta para los tres sitios de acumulación de jales, según el modelo de Koleff et al. (2003)

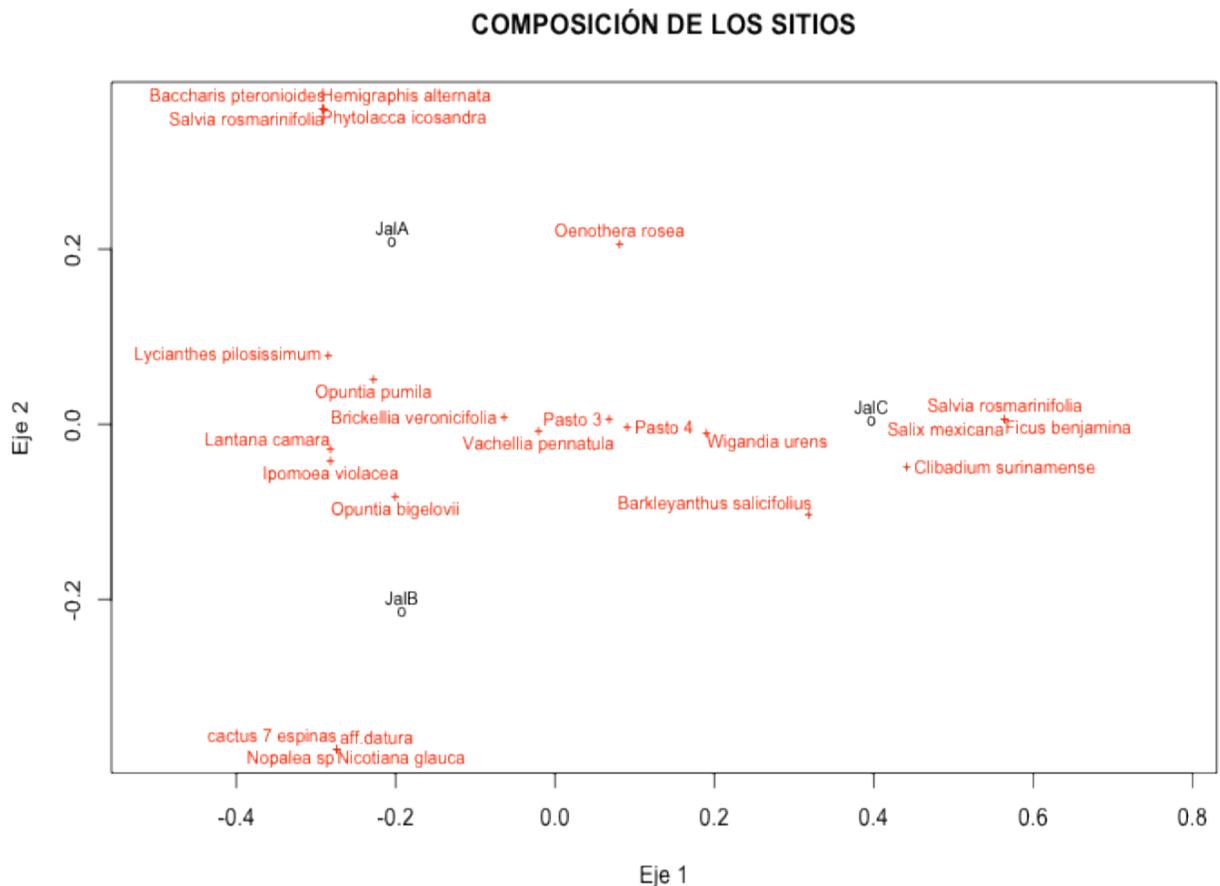
Índice de Jaccard		
	Jal A	Jal B
Jal B	0.450	
Jal C	0.368	0.421



**Figura 77** Análisis cluster para el agrupamiento de la flora de los tres sitios (jales), de acuerdo al índice de disimilitud de Jaccard.

En el gráfico de dispersión del escalamiento multidimensional (Figura 3) se observan 11 especies en la parte central, entre los tres jales; seis están presentes en todos los sitios y dos se comparten exclusivamente entre los jales A y B; sin embargo, las

características de abundancia y cobertura de las ocho especies son más similares entre estos dos jales, por lo que se observa una mayor carga de especies hacia la izquierda. *Clibadium surinamense* tiene presencia en el jal B, aunque muy escasa (abundancia = 2 individuos; cobertura = 0.0011 m<sup>2</sup>), lo cual genera que en el gráfico aparezca completamente cargada hacia el jal C, donde tiene más peso en las variables consideradas (abundancia = 198 individuos; cobertura = 1.32 m<sup>2</sup>). Aunque la similitud entre los tres sitios es apenas menor al 50 % según el índice de Jaccard (Cuadro 2 y Figura 2), el escalamiento multidimensional nos permite observar una mayor similitud en cuanto a la cobertura y la abundancia de las especies presentes en los jales A y B. *Brickellia veronicifolia*, especie reportada en la literatura como fitoextractora de metales pesados, presenta características muy similares de abundancia y cobertura en los tres sitios, lo cual se puede observar como un punto intermedio a los tres sitios en el gráfico de composición (Figura 3). La otra especie reportada por la literatura como tolerante, *Nicotiana glauca*, se encuentra presente únicamente en el Jal B.



**Figura 78** Gráfico de ordenación de las especies vegetales por sitio, de acuerdo a sus características de cobertura y abundancia.

## CONCLUSIONES

La riqueza vegetal y la cobertura en los jales de minería de plata son aun escasas, lo que permite suponer la presencia de contaminantes fitotóxicos. Se reportaron 24 especies vegetales pertenecientes a 14 familias. La estructura de la vegetación en los tres sitios indica que el jal C tiene amplias diferencias con los dos restantes, compartiendo muy pocas especies con ellos. Se reporta la presencia de *Brickellia veronicifolia* y *Nicotiana glauca*, ambas previamente reportadas en la literatura como especies con capacidad fitoextractora de metales pesados.

## BIBLIOGRAFIA

- Acosta, S., Flores, A., Saynes, A., Aguilar, R., & Manzanero, G. (2003). Vegetación y flora de una zona semiárida de la cuenca alta del río Tehuantepec, Oaxaca, México. *Polibotánica*, 16: 125 – 152.
- Carrillo, G., & González, C. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mine wastes. *Environmental Pollution* , 144: 84 – 92.
- Connell, J., & Slatyer, R. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. . *The American Naturalist* , 111: 1119 – 1144.
- Flores, T., Alarcón, H., González, E., & Olgún, E. ( 2003). Arsenic tolerating plants from mine sites and hot springs in the semi-arid region of Chihuahua, Mexico. *Acta Biotechnol* , (págs. 23: 113 – 119.).
- Galán, H., & Romero, B. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. *Revista de la Sociedad Española de Mineralogía*, 10: 48 – 60.
- Garbisu, C., Becerril, J., Epelde, L., & Alkorta, I. (2007). Bioindicadores de la calidad del suelo: herramienta metodológica para la evaluación de la eficacia de un proceso fitoremediador. *Ecosistemas*, 16 (2): 1 – 6.
- Hernández, A., Mondragón, R., Cristóbal, A., Rubiños, P., & Robledo, S. E. (2009). Vegetación, residuos de mina y elementos potencialmente tóxicos de un jal de Pachuca, Hidalgo, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 15: 109-114.
- Koleff, P., Gaston, K., & Lennon, J. (2003). Measuring beta diversity for presence – absence data. . *Journal of Animal Ecology* , 72: 367 – 382.

- Krebbs, C. ( 1989). En *Ecological methodology*. (pág. 654). New York.: Harper Collins Publishers.
- Machado, E., Calderón, J., Moreno, S., & Rodríguez, Z. (2013. ). Accumulation of arsenic, lead, copper and zinc and synthesis of phytochelatins by indigenous plants of a mining impacted area. . *Environ Sci Pollut Res* , 20: 3946 – 3955.
- Matteucci, S., & Colma, A. (1982). Metodología para el estudio de la vegetación. En *Serie Biología, monografía 22* (pág. 169 ). Washington, D.C: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.
- Mostacedo, B., & Fredericksen, T. ( 2000). Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. 87. Bolivia.
- Nicholson, A., & Safaya, N. ( 1993.). Restoring hazardous. How to incorporate ecological factors into design plants. *Environmental Science and Technology*, 27: 1022 – 1025.
- Plan de desarrollo municipal 2008. (2010.). San Jerónimo Taviche H. Oaxaca, México.: Ayuntamiento Constitucional.
- Prieto, R., Sigala, R., Morales, H., García, R., & Velázquez, S. (2008). Restauración de tepetateras en Minas. *Folleto técnico no. 34*, 26 . Durango, México: INIFAP.
- Rodríguez, L. ( 2006). Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when and why these impacts occur. . *Biological Invasions* , 8: 927 – 939.
- Sánchez, C. (1993). Territorio y minería en Oaxaca: la explotación de minerales metálicos al inicio de los noventa. *Investigaciones Geográficas, México*, 26, 214, 65-90.
- SEMARNAT. (2003). Norma Oficial Mexicana 141. Que establece el procedimiento para caracterizar los jales, así como las especificaciones y criterios para la caracterización y preparación del sitio, proyecto, construcción, operación y pos operación de una presa de jales. *Diario Oficial de la Federación*, 09 de agosto de 2004.
- Singh, A., Raghubanshi, A., & Singh, J. (2004). Impact of native tree plantations on mine spoil in a dry tropical environment. *Forest Ecology and Management*, 187: 49 – 60.
- Sistema Integrado de Información Taxonómica para América del Norte. (06 de 07 de 2013). Obtenido de <http://itis.gbif.net/>.

ISBN: 978-9968-641-26-5

Tropicos.org. . (06 de 07 de 2013). *Missouri Botanical Garden*. Obtenido de Missouri Botanical Garden, 4344 Shaw Boulevard, Saint Louis, Missouri.: <http://www.tropicos.org>

Uribe, S. (2001). Economía y mercado en la minería tradicional mexicana 1873 – 1929. *Revista de Indias XLI* 222, 267 – 290.

Vibrans, H. (1997). Lista florística comentada de plantas vasculares silvestres en San Juan Quetzalcoapan, Tlaxcala, México. . *Acta Botánica Mexicana*, (págs. 38: 21 – 67.).

Wong, M. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. . *Chemosphere* , 5: 775 – 780.

## **B.44.P. Morfología de pólenes alergénicos en el campus Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana**

Sepúlveda Sánchez, José D.<sup>1</sup>, Medina Acosta, Ma. de Montserrat<sup>2</sup> y Martínez-Bernal, Angélica<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Microscopía Electrónica, Edificio de la Ciencia y Tecnología Ambiental, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México 09340, D.F., México. sepulvedajd@hotmail.com. Tel: 5804 6487.

<sup>2</sup> Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México 09340, D.F., México. cocoyomontse@gmail.com; mba@xanum.uam.mx. Tel: 5804 4700.

### **INTRODUCCIÓN**

La atmósfera que respiramos es diversa en partículas biológicas y antropogénicas. Ambas juegan un papel importante en la calidad del aire y, por lo tanto, en la salud. En el caso de las partículas biológicas, principalmente granos de polen y esporas, su origen y producción es a través del proceso fenológico de los grupos de plantas y de hongos presentes en diversos tipos de vegetación, tanto primaria como secundaria, y a la vegetación urbana en donde existen áreas verdes. Las áreas metropolitanas, conformadas por un conjunto de ciudades y pueblos relativamente cercanos, requieren que la ocupación y perturbación de los territorios contemplen la delimitación de espacios destinados a las áreas verdes (PAOT, 2010).

El concepto de área verde y su importancia dentro de una zona urbana, ayuda a su manejo, administración y gestión, entendiéndose como toda superficie cubierta de vegetación, natural o inducida, localizada en parques, jardines, plazas jardinadas o arboladas, jardineras, alamedas, cerros, colinas, elevaciones y depresiones orográficas, pastizales naturales y áreas rurales de producción forestal, agroindustrial, o que presten servicios ecoturísticos, así como zonas de recarga de mantos acuíferos, localizadas en bienes del dominio público en el área metropolitana (PAOT, 2010).

Por lo tanto, la relación de las áreas verdes urbanas en las grandes ciudades dependerá de aspectos sociales, ambientales y estéticos. Es imprescindible desarrollar áreas con vegetación para garantizar la sustentabilidad de las zonas urbanas, siendo un desafío su mantenimiento y cuidado, ya que con esto se asegura la regulación de la temperatura, la captación de carbono, humedad, ruido y polvo. Por otro lado, las áreas verdes permiten que la calidad de vida y el estado de ánimo de los habitantes, originen tranquilidad y disminución del estrés, lo que repercute obviamente en la salud de los habitantes de las grandes ciudades (Martínez González & Chacalo Hilu, 1994; Chacalo Hilu & Corona y Nava Esparza, 2009; PAOT, 2010).

Las áreas verdes de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I), cuentan con una diversidad de especies arbóreas que brindan sombra y estética al paisaje de la comunidad (Pérez Olvera, Aguilar Enríquez & Rivera Tapia, 2009), incluyendo aquéllas consideradas como alergénicas. Por otro lado, está bien documentado que los géneros que se presentan en este estudio son reportados como alergénicos, ya que producen desde lesiones leves hasta problemas respiratorios severos. Entre ellos se mencionan los siguientes: *Cupressus*, *Pinus*, *Alnus*, *Casuarina*, *Eucalyptus*, *Fraxinus*, *Ligustrum* y *Salix*.

Es importante conocer la morfología del polen para comprender los procesos de generación, transporte, deposición y permanencia de estas partículas, y su relación con los factores meteorológicos, como la precipitación pluvial, humedad ambiente, dirección y velocidad del viento, así como tratar de determinar el papel que estas partículas juegan en los procesos de alteración de la salud.

El objetivo de este estudio es presentar la morfología del polen de 14 especies de árboles registrados como alergénicos en las áreas verdes de la UAM-I. Esta institución educativa se ubica en la Delegación Iztapalapa de la Ciudad de México, Distrito Federal (Figura 1). Es importante señalar que el Distrito Federal se divide en 16 delegaciones políticas con diferentes extensiones. La Delegación Iztapalapa tiene una superficie de más de 113 km<sup>2</sup> y sus áreas verdes ocupan aproximadamente 18 km<sup>2</sup>, constituidas por árboles, pastos y arbustos, lo que corresponde a cerca del 16% de la superficie delegacional. (Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del D.F., 2010).

## MÉTODO

Los granos de polen fueron obtenidos de botones florales de los ejemplares botánicos colectados de cada especie presente en las áreas verdes de la UAM-I. Se depositó una parte del material colectado como respaldo en la colección científica del Herbario Metropolitano "Ramón Riba y Nava Esparza UAMIZ." El polen obtenido de los botones florales fue procesado para su caracterización morfológica, con técnicas para microscopía de luz (ML) y para microscopía electrónica. Se utilizó la técnica de acetólisis de Erdtman (1960), modificada por Martínez-Hernández (1970); cada muestra se acetolizó durante 13 minutos de 70 a 80°C. Se realizaron lavados con ácido acético y agua, centrifugando en cada paso durante cinco minutos a 1000 rpm. El material fue tamizado con una malla No. 200; se montaron las preparaciones de cada muestra entre porta y cubreobjetos, en un medio de gelatina glicerizada, y se sellaron con barniz transparente. Se midieron 25 granos de polen por muestra, y se obtuvieron microfotografías mediante un microscopio óptico Carl Zeiss modelo Axiophot dotado de la cámara Motic Cam 2.0 MP. Para el procesamiento de las muestras que fueron observadas mediante microscopía electrónica de barrido (MEB), se utilizó una parte del material acetolizado. Se fijaron en glutaraldehído al 3.5% en amortiguador de fosfatos durante 24 a 48 horas. Después de tres lavados con amortiguador de fosfatos, fueron post-fijadas en tetraóxido de osmio (OsO<sub>4</sub>) al 1% durante una hora. Posteriormente se deshidrataron en etanol en concentraciones desde 30° hasta absoluto. Las muestras

fueron procesadas mediante desecación al punto crítico y montadas en porta especímenes de aluminio. Se cubrieron con oro y se observaron y obtuvieron las micrográficas electrónicas con un microscopio electrónico de barrido (MEB) JEOL JSM 5900 LV.

La terminología palinológica que se utilizó para este estudio es de acuerdo con Kremp (1965), Kapp (1969), Sáenz de Rivas (1978) y PalDat (2007).

## RESULTADOS

Las especies arbóreas presentes en las áreas verdes de la UAM-I, incluidas en este estudio, pertenecen a nueve familias, 10 géneros y 14 especies: Cupressaceae: *Cupressus lusitanica* Mill., *C. macrocarpa* Hartw.; Pinaceae: *Pinus montezumae* Lamb.; Leguminosae: *Acacia heterophylla* (Lamb.) Willd., *A. saligna* (Labill.) Wendl.; Betulaceae: *Alnus acuminata* Kunth; Casuarinaceae: *Casuarina equisetifolia* L.; Myrtaceae: *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., *E. globulus* Labill; Oleaceae: *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh.; Oleaceae: *Ligustrum japonicum* Thunb., *L. lucidum* W.T.Aiton; Moraceae: *Morus rubra* L. y Salicaceae: *Salix bonplandiana* Kunth (Tabla 1).

Las 14 especies estudiadas están representadas por 1 079 árboles en las áreas verdes de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, lo que corresponde a casi la mitad del total de árboles (48.98%) (Pérez Olvera, Aguilar Enríquez & Rivera Tapia, 2009), destacando las siguientes especies, tanto en número como en porcentaje: *Cupressus lusitanica* (489), *Casuarina equisetifolia* (112) y *Fraxinus udhei* (196). (Tabla 2; Figura 2).

Los resultados del análisis de la morfología polínica utilizando microscopía de luz (ML) y microscopía electrónica de barrido (MEB) de las 14 especies de árboles de este estudio (Lámina I, Lámina II) son los siguientes: 12 especies presentan granos individuales con diversas formas: oblatos, suboblatos, oblatos-esferoidales, prolotos-esferoidales y subprolotos, con 2 a 5 poros o colpos; sólo dos especies presentan granos inaperturados: *Cupressus lusitanica* y *C. macrocarpa*. Sus ejes polares midieron de 12.13 a 47.17  $\mu\text{m}$  y sus ejes ecuatoriales, de 14.24 a 62.40  $\mu\text{m}$ . La exina presentó un espesor de 0.91 a 2.98  $\mu\text{m}$ , con diferentes tipos de ornamentación: verrugada; estriada; rugulada; escábrida; verrugada y reticulada-heterobrocada. Únicamente dos especies, *Acacia heterophylla* y *A. saligna* presentan asociaciones polínicas de 16 mónades, triporadas, con ejes polares de 49.38 a 49.39  $\mu\text{m}$  y ejes ecuatoriales de 43.38 a 45.41  $\mu\text{m}$ , espesor de la exina de 1.19 a 1.35  $\mu\text{m}$  y ornamentación escábrida (Tabla 1; Lámina I, Lámina II).

## DISCUSIÓN

El estudio morfológico de las características de las partículas polínicas, podría representar un importante elemento para tratar de explicar los denominados procesos de navegación en la atmósfera y, además, se pueden relacionar con la fenología en cuanto a su desarrollo reproductor (estróbilos masculinos y flores), polinización y dispersión. Al mismo tiempo, las características morfológicas de la pared de las especies estudiadas, explican la facilidad para su dispersión por el viento, y la posibilidad de transportar otros tipos de partículas en su superficie, como las antropogénicas, lo que haría más complejo determinar la causa-efecto de las reacciones que se han podido apreciar en los individuos expuestos a ellas.

Las especies de este estudio incluyen granos que se dispersan por el viento, unos con una pared ligeramente ornamentada (*Eucalyptus* y *Casuarina*) y otros, con una ornamentación sin elementos esculturales (*Fraxinus* y *Ligustrum*) o estructuras para navegar fácilmente (*Pinus*).

## CONCLUSIONES

La utilización de los medios de observación microscópica es fundamental para la caracterización morfológica de las diversas especies polínicas, ya que no sólo se puede determinar forma, tamaño, aspecto y textura superficiales, sino también, debido al gran poder resolutivo del microscopio electrónico, es posible apreciar la presencia de otros materiales que valdría la pena estudiar de manera minuciosa en investigaciones subsecuentes.

Asimismo, consideramos de gran importancia revisar los criterios que hasta este momento se manejan en el campo de la salud, que toman únicamente en cuenta la presencia de especies polínicas determinadas, como el caso del *Fraxinus*, en el desarrollo de los cuadros asmáticos, sin considerar toda una variedad de otros factores contaminantes atmosféricos, de los que no podemos sustraernos de respirar y, por tanto, de introducirlos a nuestro organismo a través de las vías respiratorias.

Estudios como éste, enriquecen campos como el de la aerobiología, la palinología aplicada, la sistemática y la meteorología, entre otras.

## BIBLIOGRAFÍA

- Armentia, A., Quintero, A. & A. Fernández-García. (1990). Allergy to pine pollen and pinon nuts: a review of three cases. *Ann Allergy* (64): 49-53.
- Barjau, C., Subiza, J., Jerez, M., Pola, J., Zapata, C. y G. López. (2000). Salicaceae: Descripción y distribución en España. En: Atlas de Aerobiología y Polinosis. SEaic y Forums XXI. Madrid. 8pp.

- Belmonte Soler, J., Canela, M., Guardia, R., Guardia, R. A., Sbai, L., Vendrell, M., y otros. (1999). Aereobiological dynamics of the Cupressaceae pollen in Spain. *Pollen* (10), 27-38.
- Bousquet, J., Guerin, B., Hewitt, B., Lim, S., & Michel, F. B. (1985). Allergy in the Mediterranean area III: Cross-reactivity among Oleaceae pollens. *Clinical Allergy* (15), 439-448.
- Colás, S. C., Florindo, F. L., & Panzani, C. (2003). Mesa Redonda: Polinosis II. La alergia a las Cupressaceae. Pasado y Futuro. *Alergol Inmunol Clin.* , 18 (3), 24-44.
- Chacalo Hilu, A. & Corona y Nava Esparza, V. (2009). Árboles y arbustos para ciudades. Universidad Autónoma Metropolitana, México, D. F. 600 pp.
- Erdtman, G. (1960). The acetolysis method: a revised description. *Svensk. Bot. Tidskr.* , 54, 561-564.
- García, G., Trigo, P., Fernández, M., & Barceló, J. (2000). Casuarinaceae. Descripción y distribución en España. En S. y. XXI, *Atlas de Aereobiología y Polinosis* (págs. 1-8). Madrid, España.
- Gattuso, S., Gattuso, M., Lusardi, M., McCargo, J., Scandizzi, A., Di Sapio, O. F., y otros. (2003). Polen aéreo, Monitoreo diario y volumétrico en la Ciudad de Rosario. Parte 1. Árboles y arbustos. *Archivos de alergias e inmunología clínica* , 34 (1), 22-27.
- González, M. y. (2000). Pinaceae. Descripción y distribución en España. En S. y. XXI, *Atlas de Aereobiología y Polinosis* (págs. 1-8). Madrid, España.
- Halbritter, H., Weber, M., Frosch-Radivo, A., Buchner, R. & Hesse, M. (2007). PalDat- Illustrated Handbook on Pollen Terminology. Vienna. 61 pp.
- Kapp, R. O. (1969). Pollen and Spores. WM. C. Brown Company Publishers. 249 pp.
- Kremp, G. O. W. (1965). Morphologic Encyclopedia of Palynology: an International Collection of Definitions and Illustrations of Spores and Pollen. The University of Arizona Press, Tucson. 263 pp.
- Martínez González, L., & Chacalo Hilu, A. (1994). *Los árboles de la ciudad de México*. México, D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana, UAM.
- Martínez-Hernández, E. (1970). *Palinología de la Laguna Madre, Tamaulipas, México*. México: Tesis, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- PAOT, (2010). Presente y Futuro de las Áreas Verdes y del Arbolado del Arbolado de la Ciudad de México. Ed. Ekilibria. México. 260 pp.
- Pérez Olvera, C. d., Aguilar Enríquez, M. d., & Rivera Tapia, J. (2009). *Los Árboles de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa*. México, D.F.: Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. 134 pp.
- Saenz de Riva, C. (1978). Polen y esporas: introducción a la Palinología y Vocabulario palinológico. H. Blume Ediciones, Madrid, España. 219 pp.
- Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del D.F. (2010). Las áreas verdes en cifras. Disponible en: [www.sma.df.gob.mx](http://www.sma.df.gob.mx) › Home › Contexto › Situación Actual de las A.V.U.
- Subiza, J., Caballero, T., López, G., & Jerez, M. (2000). Cupressaceae. Descripción y distribución en España. En SEAIC, & F. sXXI, *Atlas de Aerobiología y Polinosis* (pág. 8pp). Madrid, España.
- Subiza, J., Caballero, T., López, G., Jerez, M., & Ferreiro, M. (2000). Betulaceae. Descripción y distribución en España. En S. y. sXXI, *Atlas de Aerobiología y Polinosis* (pág. 8pp). Madrid, España.

Trigo Pérez, M. N., Melgar Caballero, M., García Sánchez, J., Recio Criado, M. Docampo Fernández, S. y Cabezudo Artero, B. (2007). El polen en la atmósfera de Vélez-Málaga España. Consejería de Medio Ambiente. Ayuntamiento de Vélez-Málaga. 157pp.

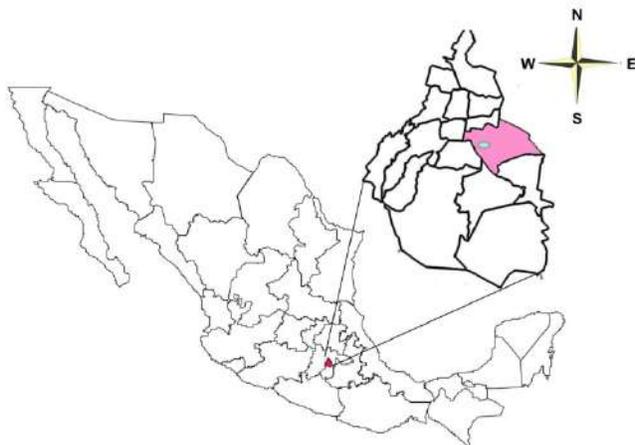
Tabla 1

Características del polen de los taxa alergénicos presentes en la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa

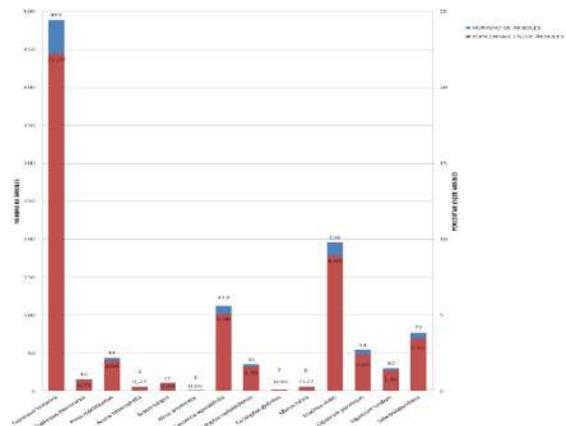
	FAMILIA	ESPECIE	GRANO DE POLEN		FORMA	EJE POLAR (µm)	EJE ECUATORIAL (µm)	ABERTURA		EXINA (µm)	ORNAMENTACIÓN
			BIBULIFORMAL	ASOCIACIÓN				TIPO	NÚMERO		
GIMNOSPERMAS	CUPRESSACEAE	<i>Cupressus moltonica</i>	X		PROLATO-ESFEROIDAL	32.97	2688	INAPERTURADO	---	1.04	MICROVERRUGAS AISLADAS O EN GRUPOS
	CUPRESSACEAE	<i>Cupressus macrocarpa</i>	X		PROLATO-ESFEROIDAL	27.00	2431	INAPERTURADO	---	0.91	MICROVERRUGAS AISLADAS O EN GRUPOS
	PINACEAE	<i>Pinus montezumae</i>	X		SUBOBLATO	47.17	62.40	INAPERTURADO	---	2.98	VERRUGADA
ANGIOSPERMAS	LEGUMINOSAE	<i>Albizia heterophylla</i>		ROLLADA 16 MÓNADAS	ESFEROIDAL	49.38	43.36	POROS	3	1.19	ESCÁBRIDA
	LEGUMINOSAE	<i>Albizia esiligna</i>		ROLLADA 16 MÓNADAS	ESFEROIDAL	49.39	45.41	POROS	3	1.35	ESCÁBRIDA
	BETULACEAE	<i>Alnus acuminata</i>	X		OBLATO	17.40	25.62	POROS	6	1.97	ESCÁBRIDA
	CASUARINACEAE	<i>Casuarina equisetifolia</i>	X		SUBOBLATO	23.15	29.08	POROS	3	1.98	RUGULADA
	MYRTACEAE	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	X		OBLATO	12.13	20.91	POROS	3	1.70	ESTRIADA
	MYRTACEAE	<i>Eucalyptus globulus</i>	X		OBLATO	17.29	24.89	POROS	3	2.69	ESTRIADA
	OLEACEAE	<i>Fraxinus utidae</i>	X		PROLATO-ESFEROIDAL	26.62	2471	COLPOS	5	1.65	RETICULADA HETEROCROCADA
	OLEACEAE	<i>Ligustrum japonicum</i>	X		OBLATO-ESFEROIDAL	29.69	30.60	COLPOS	3	2.52	RETICULADA HETEROCROCADA
	OLEACEAE	<i>Ligustrum lucidum</i>	X		PROLATO-ESFEROIDAL	26.08	2574	COLPOS	3	2.66	RETICULADA HETEROCROCADA
	IMBORACEAE	<i>Morus rubra</i>	X		PROLATO-ESFEROIDAL	18.21	18.16	POROS	2	0.92	CRESTADA MICROVERRUGADA
SALICACEAE	<i>Salix bonplandiana</i>	X		SUBPROLATO	17.62	14.24	COLPOS	3	1.35	RETICULADA-HETEROCROCADA	

**Tabla 2**  
**Número y Porcentaje (%) de los árboles alergénicos en la**  
**Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa**

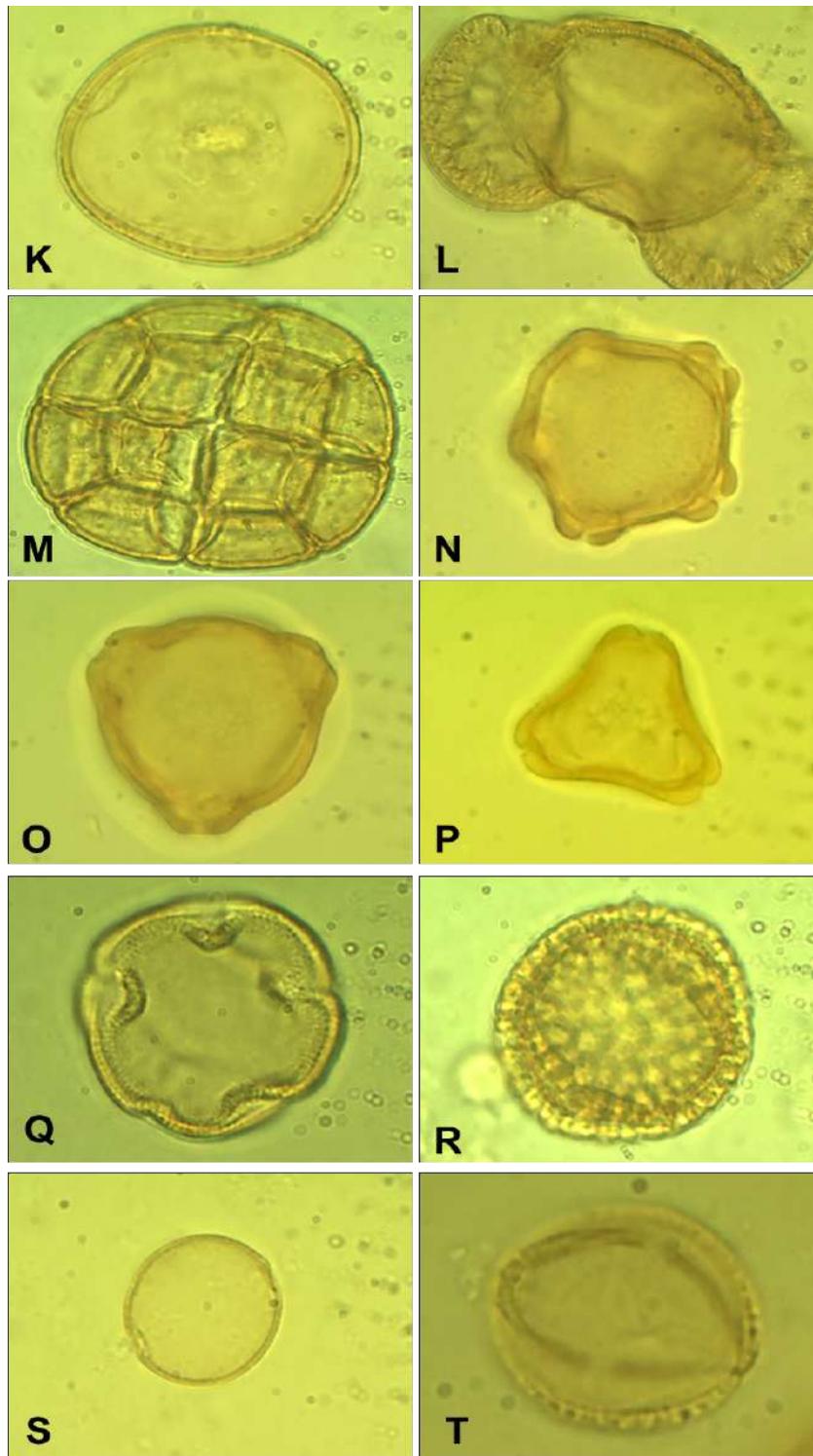
FAMILIA		ESPECIE	NÚMERO DE ÁRBOLES	PORCENTAJE (%)
GIMNOSPERMAS	CUPRESSACEAE	<i>Cupressus lusitánica</i>	489	22.2
	CUPRESSACEAE	<i>Cupressus macrocarpa</i>	16	0.7
	PINACEAE	<i>Pinus montezumae</i>	44	2.0
ANGIOSPERMAS	LEGUMINOSAE	<i>Acacia heterophylla</i>	6	0.3
		<i>Acacia saligna</i>	11	0.5
	BETULACEAE	<i>Alnus acuminata</i>	1	0.05
	CASUARINACEAE	<i>Casuarina equisetifolia</i>	112	5.1
	MYRTACEAE	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	35	1.6
		<i>Eucalyptus globulus</i>	2	0.1
	OLEACEAE	<i>Fraxinus uhdei</i>	196	8.9
		<i>Ligustrum japonicum</i>	54	2.5
		<i>Ligustrum lucidum</i>	30	1.4
	MORACEAE	<i>Morus rubra</i>	6	0.2
	SALICACEAE	<i>Salix bonplandiana</i>	77	3.5
SUBTOTAL DE ÁRBOLES			1079	48.98 %
TOTAL DE ÁRBOLES EN LAS ÁREAS VERDES DE LA UAM-I			2,203	100%



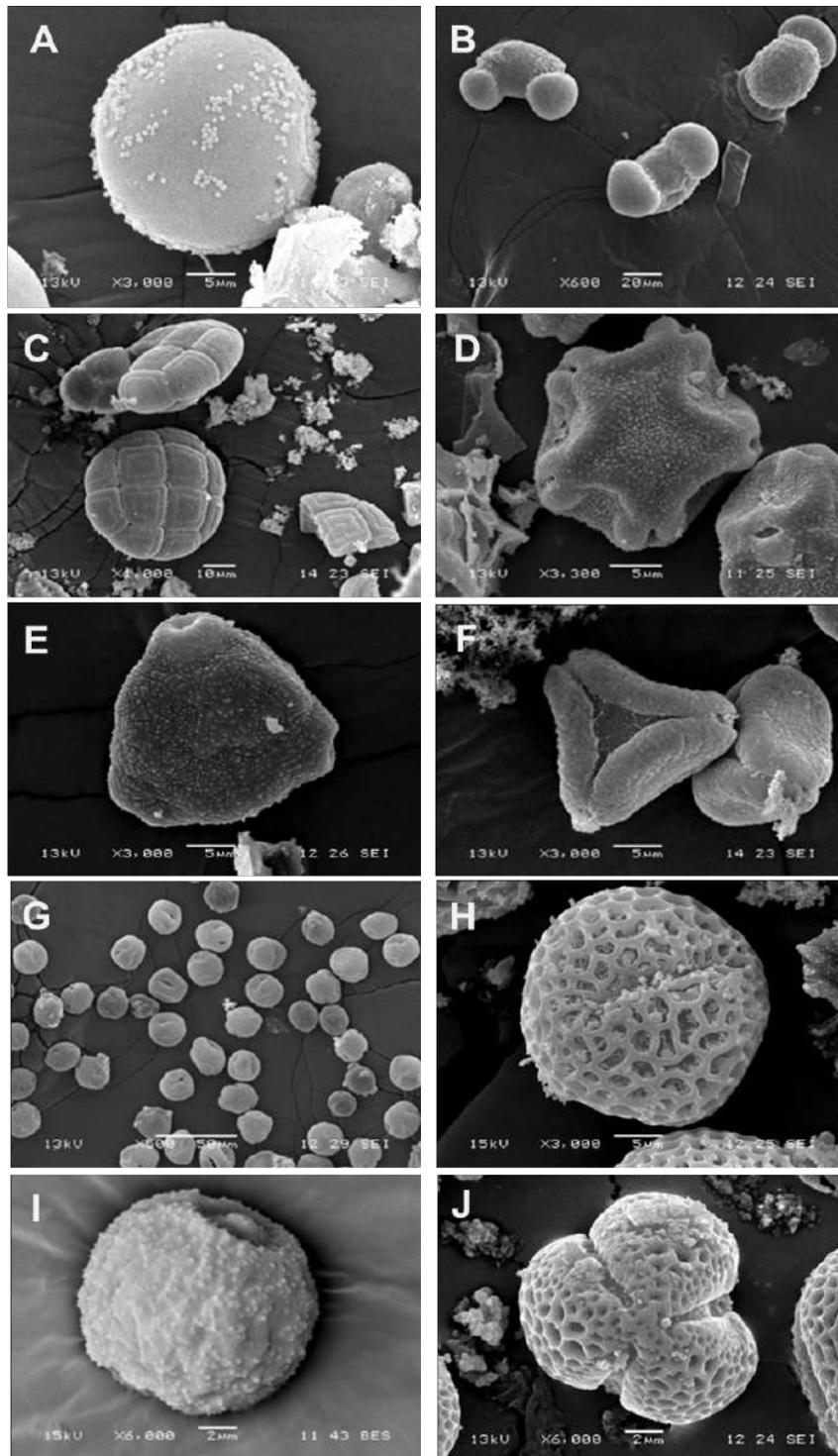
**Figura 1.** Localización de la zona de estudio, Distrito federal, Delegación Iztapalapa, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.



**Figura 2.** Número y porcentaje (%) de árboles alergénicos de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.



**Lámina I.** Micrografías en microscopía de luz (ML). K) *Cupressus lusitánica*, vista ecuatorial; L) *Pinus montezumae*, vista ecuatorial; M) *Acacia saligna*, vista ecuatorial; N) *Alnus acuminata*, vista polar; O) *Casuarina equisetifolia*, vista polar; P) *Eucalyptus camaldulensis*, vista ecuatorial; Q) *Fraxinus uhdei*, vista polar; R) *Ligustrum japonicum*, vista ecuatorial; S) *Morus rubra*, vista ecuatorial y T) *Salix bonplandiana*, vista ecuatorial.



**Lámina II.** Micrografías electrónicas de barrido (MEB). A) *Cupressus lusitanica*, vista ecuatorial; B) *Pinus montezumae*, vistas polar y ecuatorial; C) *Acacia saligna*, vistas polar y ecuatorial; D) *Alnus acuminata*, vistas polar y ecuatorial; E) *Casuarina equisetifolia*, vista polar; F) *Eucalyptus camaldulensis*, vistas polar y ecuatorial; G) *Fraxinus uhdei*, vistas polar y ecuatorial; H) *Ligustrum japonicum*, vista ecuatorial; I) *Morus rubra*, vista ecuatorial y J) *Salix bonplandiana*, vista polar.

## **B.45.P. Factores asociados a la conducta de separación de residuos sólidos en la población costarricense**

### **Behavioral factors associated with separation of solid waste in the Costa Rican population**

Martín Solís Salazar<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Escuela de Administración de Empresas, Instituto Tecnológico de Costa Rica.  
martin12cr@yahoo.com

## **RESUMEN**

Con el objetivo de evaluar los factores que influyen en la conducta de separación de residuos de la población costarricense se plantea un modelo teórico que busca explicar dicha conducta. **Datos y métodos:** los datos provienen de una encuesta telefónica que se aplicó a 400 personas de todo el país en el año 2009. **Resultados:** Para evaluar el modelo teórico propuesto se utiliza la técnica de ecuaciones estructurales. Se logró determinar que el modelo presenta un buen ajuste ( $RMSEA = 0,05$ ), lo que da validez al planteamiento establecido. Los resultados permiten concluir que la *responsabilidad ambiental*, *el control conductual percibido* y *las situaciones contextuales* muestran una relación directa con la conducta de separación de residuos. Hay que subrayar que la situación contextual presenta la relación más fuerte con la conducta de separación. *Específicamente* se encuentra que cuando las personas cuentan con lugares en su zona de residencia donde puedan llevar los residuos reciclables o tienen la facilidad de que el camión municipal recoge los desechos en forma separada, se estimula la conducta de separación de residuos en los sujetos. Por eso es trascendental generar espacios cercanos a las personas para que puedan entregar sus residuos separados y comunicar la existencia de esos espacios. En general, los hallazgos obtenidos son valiosos para plantear estrategias que promuevan la conducta de separación de residuos sólidos en la población costarricense.

**Palabras clave:** conducta ambiental, desechos sólidos, psicología ambiental.

## **ABSTRACT**

In order to evaluate the factors that influence the environmental behavior of solid waste separation in the Costa Rican population, it is established a theoretical model to explain this behavior. **Methods.** The information comes from a phone survey applied to 400

individuals around all the country in the 2009 year. **Results.** To evaluate the theoretical model was used structural equation technique. The model showed a good fit (RMSEA = 0.05), which validates the approach set. The results suggest that environmental responsibility, the perceived behavioral control and the contextual situations have a direct relationship to the solid waste separation. It is emphasized that the contextual situation had the strongest relationship with the separation behavior. When the people have places in your residence area to carry the solid waste separated or they have the facility that garbage truck picks it up separately, it encourages waste separation behavior in subjects. Therefore it is important creates spaces close to people for delivering the waste separated, and communicate the existence of these spaces. Overall, the findings are valuable to propose strategies that promote waste separation behavior in the Costa Rican population.

**Keywords:** environmental behavior, solid waste, environmental psychology.

## INTRODUCCION

A partir de los años 70 el análisis de la interacción ser humano-ambiente tuvo un gran auge debido a la aparición de diversos problemas ambientales consecuentes de la sociedad industrializada (Corraliza, 2001). Como parte de ese auge es que han proliferado en los últimos años los estudios que intentan explicar la *conducta ambiental*. Algunos de ellos se han enfocado en la evaluación de variables específicas que han sido consideradas como influyentes de la *conducta ambiental*. Otras investigaciones han ido más allá buscando explicar la *conducta ambiental* a través de modelos teóricos que incorporan la relación de diversas variables.

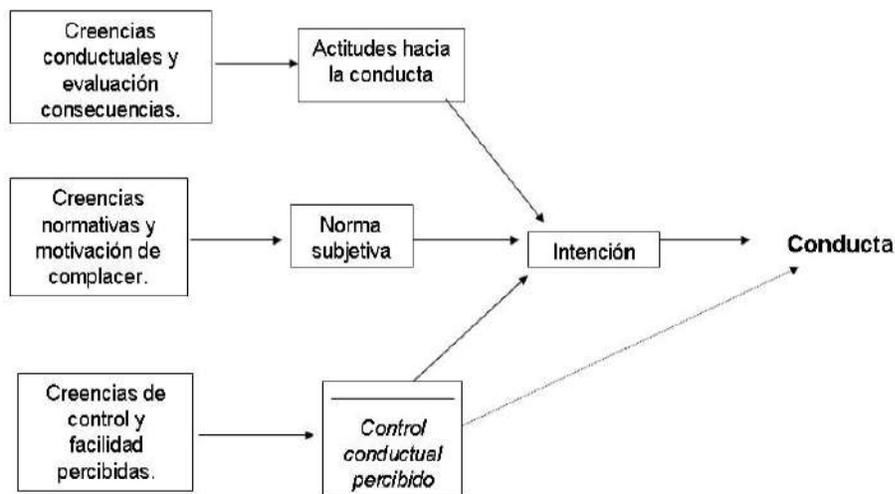
Una de las teorías que exitosamente ha mostrado poder predictivo del comportamiento ambiental es la conducta planificada de Ajzen (2002) que fue construida para explicar conductas específicas. Propiamente para explicar la *conducta ambiental* la teoría ha sido utilizada por Aguilar (2001) y Kaiser , Wolfing, Fuhrer (1999). Aguilar encuentra que la conducta planificada de Ajzen permite explicar 44,0% de la conducta de separar vidrio, además comprueba que esta teoría explica mejor la conducta de separar vidrio que el modelo de valor, las normas y las creencias de Stern (2000). Por su parte Kaiser et al, con un modelo abreviado de la conducta planificada logran explicar 40,0% de la variabilidad de la intención de actuar ecológicamente, que a su vez, predice el 75,0% del comportamiento ecológico. También Gill et al (1986), logro explicar más de un 70% de la conducta ambiental con un modelo abreviado de la conducta planificada (Teoría de la Acción Razonada).

## La conducta planificada de Ajzen

En la Figura 1, se presenta el modelo teórico propuesto por Ajzen (2002) para explicar el comportamiento humano. La teoría argumenta que las actitudes hacia un comportamiento determinado, *la norma subjetiva* y el *control conductual percibido* influyen sobre el comportamiento a través de la intención de actuar. A su vez, estos tres primeros elementos se encuentran asociados entre sí. Por otra parte, el *control conductual percibido* además de su influencia indirecta sobre el *comportamiento* mediante la intención de actuar también ejerce influencia directa. Según Ajzen (2002) el *control conductual percibido* es la percepción de capacidad de llevar a cabo una conducta. Se puede relacionar con la percepción de facilidad para realizar una acción determinada.

La *norma subjetiva* se determina a partir dos creencias: la percepción que tiene un sujeto acerca de si las personas que lo rodean aprueban o desaprueban la realización de cierta acción y la disposición del propio sujeto a complacer lo que piensan esas personas (Ajzen, 2002). Por esta razón la *norma subjetiva* está determinada por los valores sociales, morales y las motivaciones (Ajzen, 2002).

Figura 79 Modelo teórico propuesto por Ajzen. 2002



Las *actitudes hacia la conducta* se definen como las creencias favorables o desfavorables que tiene un sujeto hacia un comportamiento determinado (Ajzen, 2002). Las *actitudes hacia la conducta* están determinadas por la evaluación de las consecuencias de un comportamiento (Ajzen, 2002).

Aunque la teoría planificada de Ajzen ha mostrado poder predictivo de la conducta ambiental tiene sus debilidades. Una de ellas es que contribuye más a explicar la intención de actuar pro ambientalmente que la acción concreta de actuar pro ambientalmente. De tal manera que deja un vacío sobre las razones sustantivas de porque un sujeto actúa o no a favor del ambiente.

Otras de las debilidades es que la teoría de Ajzen para explicar la conducta de separación de desechos es que deja de lado variables importantes que han demostrado poder explicativo sobre conductas ambientales específicas. La responsabilidad hacia la protección del ambiente es una de esas variables. Los sentimientos de responsabilidad como elementos que potencian las acciones en favor del ambiente son muy utilizados en la explicación de la conducta ambiental y han demostrado poder predictivo del comportamiento ambiental responsable (Barr & Gilg, 2007), (Harland, 2007), (Hyeon, Kim, & Jeng, 2000), (Kaiser; Shimoda, 1999) , (González, 2002).

Ahora bien, la pregunta sería ¿cómo articular este elemento en la teoría de la conducta planificada de Ajzen?. Kaiser et al (1999) visualizó la responsabilidad ambiental como parte de las actitudes hacia la conducta, sin embargo esto desfigura el concepto de actitudes hacia la conducta que propone Ajzen y lo deja abierto e indeterminado por lo que podría ser mejor plantearlo como una dimensión más que influye el comportamiento ambiental.

La *responsabilidad ambiental* podría estar interrelacionada con los otros elementos de la teoría planificada. El control conductual percibido, las actitudes hacia la conducta y la norma subjetiva pueden influenciar la responsabilidad ambiental. Tendría lógica esperar que la percepción de capacidad de llevar a cabo la acción ambiental (control conductual percibido), las percepciones favorables o desfavorables hacia un comportamiento (actitudes), los valores sociales y morales y la disposición de complacer esos valores (norma subjetiva) influyen los sentimientos de responsabilidad.

Incluso, en lo que respecta a las actitudes hacia la conducta ambiental Yeong y Ming (2000) encuentran una fuerte influencia de esta variable sobre la responsabilidad ambiental.

Hay *elementos situacionales o contextuales* que pueden influir el comportamiento ambiental de forma positiva o negativa, estos elementos están relacionados con circunstancias del entorno: por ejemplo regulaciones del gobierno, incentivos monetarios, aspectos jurisdiccionales, etc (Barr & Gilg, 2007); (Stern, 2000); (Hines, Hungerford, & Tomera, 1986). Una ilustración clara del efecto de las variables contextuales la ejemplifica Hines et al (1987) cuando indica que una persona podría ahorrar electricidad a causa de una campaña que ofrece incentivos económicos por la reducción del consumo eléctrico.

Como el modelo de Ajzen no toma en cuenta explícitamente la influencia de variables situacionales, resulta importante repensar las variables de situación en cada contexto particular, que podrían influir directamente el comportamiento ambiental.

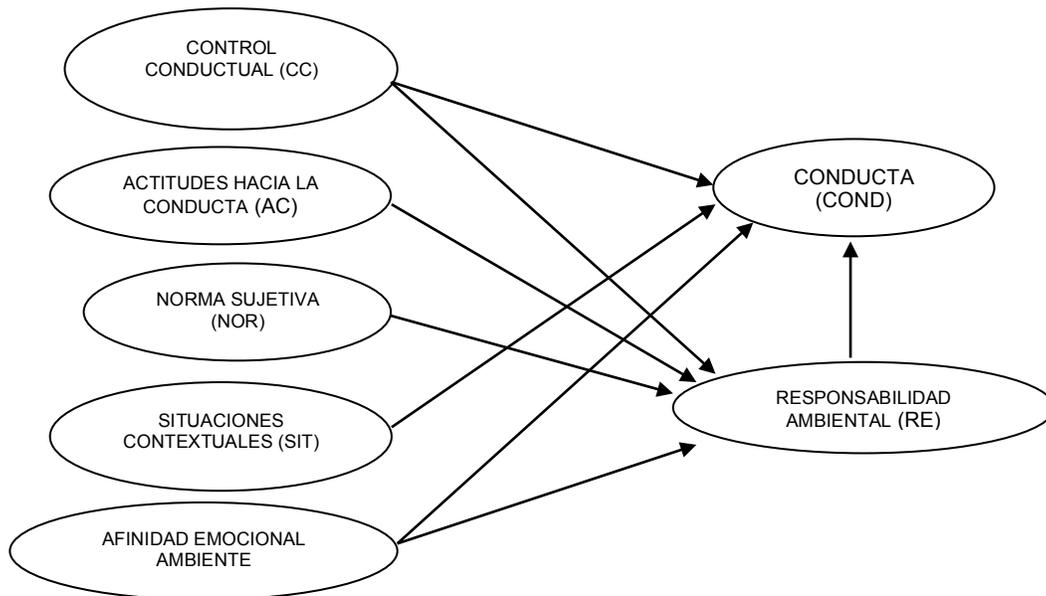
Por último, se puede agregar a la teoría de Ajzen la afinidad *emocional con el ambiente*. Kals, Schumacher y Montana, (1999) llegan a considerar los motivadores emocionales

como los mejores predictores de la conducta ambiental. Estos motivadores emocionales se derivan de sentimientos de unidad, seguridad, libertad cuando se está en contacto con la naturaleza (Kals, Schumacher, & Montada, 1999).

Los cambios propuestos a la teórica planificada de Ajzen, conforman un nuevo planteamiento teórico para explicar la conducta ambiental. Este planteamiento se observa en la Figura 2. Como se puede apreciar la propuesta expone que, los *sentimientos de responsabilidad ambiental*, las *situaciones contextuales*, la *afinidad emocional hacia el ambiente* y el *control conductual percibido* influyen directamente sobre la conducta ambiental. A su vez la *norma subjetiva*, las *creencias positivas sobre el comportamiento específico*, el *control conductual percibido*, esta correlacionados entre sí e influyen indirectamente sobre la *conducta ambiental* a través de la *responsabilidad*. Otro elemento que influye indirectamente la conducta ambiental a través de los sentimientos de responsabilidad es la *afinidad emocional hacia el ambiente*.

El objetivo de este estudio es evaluar el modelo descrito con anterioridad en la explicación de la conducta de separación de desechos sólidos en la población costarricense. Se evalúa una conducta ambiental específica porque las conductas ambientales son psicológicamente diferentes y es necesario realizar investigaciones específicas para cada conducta (Berenguer & Corraliza, 2000); (Stern, 2000); (Kaiser; Shimoda, 1999); (Cotrell, Stuart, & Graefe, 1997).

**Figura 80** Modelo teórico de la conducta de separación de desechos sólidos



## METODO

### Participantes

La población de estudio fue considerada como: Todo (a) costarricense o extranjero (a) con dos o más años de residir en el país, mayor de edad, y residente en viviendas particulares que poseen teléfono residencial.

### Medidas

Las variables latentes: *Control conductual percibido*, *Responsabilidad*, *Afinidad emocional* y *Actitudes hacia la conducta* se midieron con varios indicadores. Los ítems utilizados para la construcción de los indicadores de las tres primeras variables latentes provienen de escalas tipo Likert de 5 puntos: totalmente de acuerdo, de acuerdo, ni de acuerdo ni en desacuerdo, en desacuerdo o totalmente en desacuerdo. Los ítems utilizados para medir las *actitudes hacia la conducta* provienen de una escala con cuatro opciones de respuesta: Mucho, Algo, Poco Nada.

Es importante aclarar que las escalas que miden las variables latentes, se subdividieron aleatoriamente en dos sub escalas que tenían entre 3 y 4 ítems, con el fin de generar más de un indicador para cada variable latente y así crear un modelo de medición de ecuaciones estructurales.

La *norma subjetiva* se midió con base en la estrategia metodológica propuesta por Aguilar (2006) en la cual se utilizaron dos ítems: uno evalúa la percepción de un individuo sobre el grado de aprobación que darían las personas que lo rodean acerca clasificar los residuos sólidos; el otro evalúa la disposición de los individuos a tomar en cuenta lo que piensan las personas que lo rodean. La medición final se obtiene multiplicando las respuestas de ambos ítems.

Por su parte, el *factor contextual* relacionado con la clasificación de residuos se determina a partir de cuatro variables dicotómicas que se agregan para construir un único indicador: una de ellas indaga si el camión que recoge la basura del hogar la recolecta separada, y la otra tres indagan si en la comunidad donde residen las personas, hay lugares donde se recibe papel, vidrio y plástico. El indicador se construye mediante un conteo de las respuestas positivas.

La *conducta* de separación de desechos surge de un indicador que se calcula partir de 4 variables. Tres de ellas preguntan por la frecuencia con que las personas han separado papel, vidrio y plástico en el último año, mediante una escala de respuesta de 5 puntos: siempre, casi siempre, algunas veces, casi nunca y nunca. La otra pregunta indaga la cantidad de veces que las personas buscan separar los desechos por cada 10 veces que van a botar algo. A pesar de que se contaba con varias preguntas para

evaluar la conducta se construyó solamente un indicador por problemas de convergencia del modelo de ecuación estructural.

Para evaluar el modelo teórico (Figura 2) planteado se establece un modelo de ecuaciones estructurales que se estimó mediante el software lisrel 8.7.

## DISEÑO

Los datos provienen de la encuesta telefónica efectuada por el Instituto de Estudios Sociales en Población de la Universidad Nacional de Costa Rica entre el 21 de setiembre y el 4 de octubre del 2009.

La selección de los números telefónicos se realizó con muestreo simple al azar de una base de datos que contenía todos los números telefónicos de las viviendas particulares del territorio nacional. La selección de las personas entrevistadas se realizó mediante cuotas probabilísticas por sexo y edad que replicaban la distribución de la población en esas características particulares. En total se realizaron 400 entrevistas, sin embargo para el estudio se descartaron 7 casos que tenían varios valores faltantes. El 47.5% de las personas entrevistas eran hombres y el 52.5% mujeres. La edad promedio fue de 41 años. Solamente 20% de la población tenía la educación universitaria completa. Estos resultados son similares a las características de la población costarricense que residen en viviendas con teléfono fijo.

## RESULTADOS

### Análisis descriptivo

El rango de medición de las variables observadas se transformó de 0 a 10 con el propósito de uniformar las diferentes mediciones y tener comparabilidad. En todas las variables el puntaje 10 representa lo más positivo por ejemplo: la mayor responsabilidad ambiental, el mayor control conductual, la mayor afinidad con el ambiente, etc.

La principal variable latente, *conducta*, fue medida por un conjunto de ítems que generan la variable observada *FI*. El puntaje medio de esta variable fue de 5,32, con una desviación estándar de 3.39.

La otra variable endógena del estudio, *responsabilidad ambiental*, se compone de tres variables observadas que tienen como objetivo establecer si el individuo se siente responsable al realizar la acción de separar los desechos. En las tres variables el

puntaje medio es mayor a 8, lo que indica que hay una fuerte tendencia a sentirse responsable con la acción de separar. (ver tabla 1).

Las variables latentes: *control conductual percibido*, *actitudes hacia la conducta*, *norma subjetiva* y *afinidad hacia el ambiente*, muestran puntajes altos en sus variables observadas, como se logra apreciar en la tabla 1. Finalmente, la variable observada - Situac- que constituye la variable latente *situaciones contextuales*, mostró el promedio más bajo y las mayores fluctuaciones en las respuestas.

Para cada una de las variables observadas se determinó si provenían de una distribución normal (ver tabla 2) mediante la prueba Kolmogórov-Smirnov. Se determinó que no hay suficiente evidencia estadística para establecer que dichas variables provienen de una distribución normal.

**Tabla 41** Medidas descriptivas de las variables observadas

Variables latentes / Variables observadas	Promedio	Desviación estandar	Prueba de Normalidad
<i>Conducta</i>			
FI	5,32	3,39	0,083**
<i>Control conductual percibido</i>			
CCP3	6,51	1,76	0,140**
CCP4	7,08	1,47	0,154**
P12	8,77	2,13	0,405**
<i>Actitudes hacia la conducta</i>			
AC1	8,94	1,50	0,293**
AC2	9,75	1,02	0,477**
P11	9,25	1,73	0,460**
<i>Responsabilidad ambiental</i>			
R1	8,17	1,44	0,213**
R2	8,41	1,29	0,184**
P10	8,45	2,36	0,349**
<i>Situaciones contextuales</i>			
Situac	2,98	3,41	0,287**
<i>Norma subjetiva</i>			
Sujet	8,15	2,16	0,284**
<i>Afinidad emocional hacia el ambiente</i>			
EM1	8,89	1,71	0,346**
EM2	8,85	1,33	0,238**

\*\* Significativo al 0,01

## Análisis del modelo

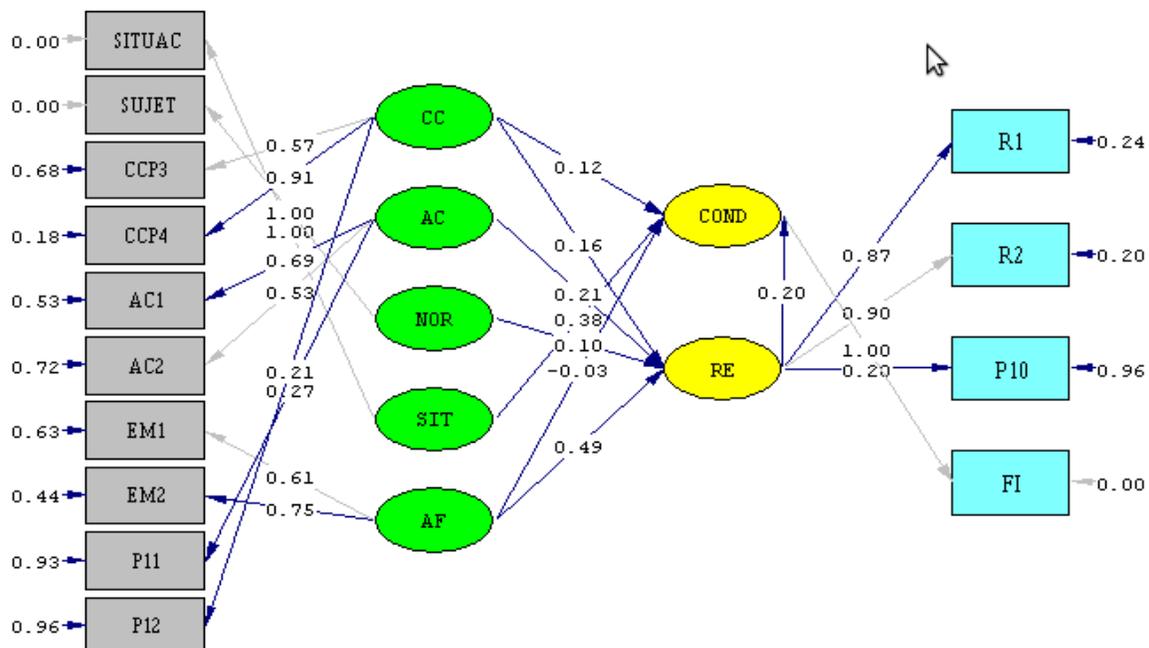
El modelo planteado en la Figura 2, se evalúa mediante un sistema de ecuaciones estructurales que toma en cuenta tanto las variables latentes como las observadas,

como se aprecia en la Figura 3. El modelo se estimó mediante el método de máxima verosimilitud y presentó un total de 17 interacciones

La bondad del ajuste del modelo, en relación al indicador de discrepancia de los valores estimados y observados (RMSEA), mostró un valor de 0.05; lo cual da indicios de que el modelo ajusta adecuadamente. El estadístico de *Satorra-Bentler* estimado fue de 0,02, con un valor  $p=1.0$ , lo que indica que el modelo presenta un buen ajuste, ya que no habría evidencia estadística para rechazar la hipótesis de que la matriz varianzas y covarianzas observada es igual a la a la matriz de varianzas y covarianzas estimada por el modelo.

Otros índices de evaluación como: el *Adjusted Goodness of Fit Index* ( $AGFI=0.92$ ), y el *Goodness of Fit Index* ( $GFI=0.95$ ) respaldan el modelo propuesto para explicar la conducta de separación de desechos sólidos.

**Figura 81** Resultados gráficos de los coeficientes estandarizados del modelo SEM que explica la conducta de separación de desechos.



La ecuación estructural para estimar la *responsabilidad hacia la separación de desechos*, explica un 34,0% de la variabilidad de este constructo. Los resultados comprueban que el *control conductual percibido*, *las actitudes hacia la conducta*, *la norma subjetiva* y *la afinidad emocional hacia el ambiente* influyen *la responsabilidad ambiental* que a su vez influye *la conducta* de separación de desechos (valores  $p < 0.05$ , tabla 2 y tabla 3). Es importante destacar que la dimensión *afinidad emocional hacia el ambiente* es la que ejerce mayor influencia sobre la *responsabilidad ambiental*; al variar en una unidad la estimación de *afinidad emocional hacia el ambiente*, la estimación de *responsabilidad ambiental* se incrementa en 0,49 desviaciones estándar.

La ecuación calculada para estimar los efectos directos sobre la *conducta de separación de desechos sólidos* explica un 21,0% de la variabilidad de este constructo. Los resultados del modelo permiten concluir que la *responsabilidad ambiental*, *el control conductual percibido* y *situaciones contextuales* muestran una relación directa con la *conducta del reciclaje*. Hay que subrayar que la dimensión *situaciones contextuales* presenta la relación más fuerte con la *conducta de separación de desechos*. Es necesario señalar que la variable *afinidad hacia el ambiente* no mostró relación directa significativa con la *conducta de separación de desechos*.

**Tabla 42** Resultados de la ecuación estructural que explica la Responsabilidad ambiental

**-coeficientes estandarizados-**

Responsabilidad ambiental = 0,16*	Control conductual percibido + 0,21*	Actitudes hacia la conducta + 0,10*	Norma subjetiva + 0,49*	Afinidad emocional hacia el ambiente
<i>error estándar</i>	(0,07)	(0,16)	(0,03)	(0,08)
<i>t-student</i>	2,55	2,77	2,10	6,35

**Tabla 43** Resultados de la ecuación estructural que explica los efectos directos sobre la conducta de separación de desechos sólidos

**-coeficientes estandarizados-**

Conducta de reciclaje = 0,20*	Responsabilidad ambiental + 0,12*	Control conductual percibido + 0,38*	Situaciones contextuales + 0,03*	Afinidad emocional hacia el ambiente
<i>error estándar</i>	(0,19)	(0,18)	(0,04)	(0,22)
<i>t-student</i>	3,20	2,26	8,44	-0,39

## DISCUSION

El modelo teórico planteado presenta un buen ajuste y casi todas las relaciones planteadas entre las variables resultaron significativas, lo que en última instancia permite sostener la propuesta teórica planteada. Los resultados obtenidos reafirman que *la responsabilidad hacia el ambiente*, *los elementos contextuales*, y *el control conductual percibido* influyen directamente la *conducta ambiental* de separación de

desechos sólidos. Por su parte la *afinidad emocional hacia el ambiente la norma subjetiva y las creencias hacia la conducta de separación de desechos* influyen indirectamente sobre la conducta de separar, a través de la *responsabilidad ambiental*.

La única relación que no se logra comprobar es la relación directa entre la *conducta ambiental* y la *afinidad emocional hacia el ambiente*, sin embargo esto puede estar relacionado con debilidades en la forma de medir el constructo, ya que incorpora pocos ítems y fue medida de forma general, sin considerar las sub dimensiones que conforman la afinidad emocional hacia el ambiente en el trabajo de Kals, Schumacher y Montana (1999)

Al analizar la magnitud de las relaciones entre las variables se obtiene que el elemento que más influye sobre la conducta de separación de desechos son las situaciones *contextuales*. Este resultado revela la importancia de abrir posibilidades para que las personas cuenten con lugares en su zona de residencia donde puedan llevar los desechos reciclables. De la misma forma resulta importante comunicar la existencia de estos lugares. Otro elemento contextual inhibitor de la conducta de separación de desechos es el sistema recolección de desechos sólidos del servicio municipal en Costa Rica, que no incorpora de forma continua y sistemática la recolección de desechos sólidos separados por tipo de material.

A pesar de que el modelo propuesto tuvo un buen ajuste se debe tener en cuenta que su poder explicativo sobre la conducta de desechos es moderado (21% de la variabilidad de la conducta), por lo que habría que considerar la búsqueda de otras variables que permitan aumentar el poder explicativo de la conducta de separación de desechos. Otro aspecto a considerar es la mejora de medición de los constructos establecidos, ya que fueron abordados de forma general sin considerar de forma exhaustiva las distintas sub dimensiones de las que pueden estar compuestos los constructos. Por ejemplo el control conductual percibido se puede abordar desde el control conductual interno y control conductual externo (Ajzen, 2002). La responsabilidad también se puede abordar desde las dimensiones establecidas por Kaiser et al, (1999). Por su parte la afinidad emocional comprende diferentes sentimientos y emociones hacia el ambiente como sentimientos de unidad, seguridad, libertad cuando se está en contacto con la naturaleza (Kals, Schumacher, & Montada, 1999), todos ellos deberían estar comprendidos de forma exhaustiva en la medición de la afinidad emocional para tener un constructo mejor evaluado.

Como las conductas ambientales son psicológicamente diferentes (Berenguer & Corraliza, 2000); (Stern, 2000); (Kaiser; Shimoda, 1999); (Cotrell, Stuart, & Graefe, 1997) es necesario evaluar el modelo planteado con otras acciones ambientales como ahorro agua, ahorro energía, entre otras.

## BIBLIOGRAFIA

- Aguilar, M. (2006). Predicción de la conducta de reciclaje a partir de la Teoría de la conducta planificada y desde el modelo del valor, normas y creencias hacia el medio ambiente. *Tesis Doctoral*. Universidad.
- Ajzen, I. (2002). The theory of planned behavior. *Organizational behavior and human decision process*, 50,179-211.
- Barr, S., & Gilg, A. (2007). A conceptual framework for understanding and analyzing attitudes towards environmental behaviour. 89 (4), 361-379.
- Corraliza, J. (2001). El comportamiento humano y los problemas ambientales. *Estudios de Psicología*, 22(1), 3-9.
- Cotrell, P., Stuart, P., & Graefe, A. R. (1997). Testing a conceptual framework, . 29 (1), 117-131.
- Gill, J., Crosby, L., & Taylor, J. (1987). Ecological concern, attitudes and social norms inv voting behavior *Public Opinion Quarterly*. 50 , 537-554.
- González, A. (2002). La preocupación por la calidad del medio ambiente. Un modelo cognitivo sobre la conducta ecológica. . *Tesis Doctora*. Universidad Complutense de Madrid.
- Hines, J. M., Hungerford, H. R., & Tomera, A. N. (1986). Analysis and synthesis of research on responsible environmental behavior: A meta-analysis. *The Journal of Environmental Education*, , 18(2), 1-8.
- Hyeon, Y., Kim, S., & Jeng, J. (2000). Examining the causal relationships among selected antecedents of responsible environmental behavior. *The Journal of Environmental Education*, , 31 (4), 19-25. .
- Kaiser, F., & Shimoda, T. (1999). Responsibility as a predictor of ecological behavior. *Journal of environmental psychology*, 19,243-253.
- Kaiser, F., Wolfing, S., & Fuhrer, U. (1999). Environmental attitude and ecological behavior. . *Journal of environmental psychology*, 19, 1-19. .
- Kals, E., Schumacher, D., & Montada, L. (1999). Emotional affinity toward nature as a motivational basis to protect nature. . *Environment and behavior*, 31 (2), 178-202.
- Stern, P. (2000). Toward a coherent theory of environmentally significant behavior. . *Journal of social issues*, 56 (3),407-424.

## **B.64.P. Actualización de dos Índices de Calidad del Agua en el Lago de Pátzcuaro Michoacán, México (2006-2011)**

José Javier Sánchez Chávez, Luis Alberto Bravo Inclán, Ana Cecilia Tomasini Ortiz y Leopoldo Sánchez Chávez

Correo electrónico: [jjsanche@tlaloc.imta.mx](mailto:jjsanche@tlaloc.imta.mx); [lubravo@tlaloc.imta.mx](mailto:lubravo@tlaloc.imta.mx); [atomasini@tlaloc.imta.mx](mailto:atomasini@tlaloc.imta.mx); [poleus\\_25@hotmail.es](mailto:poleus_25@hotmail.es)

<sup>1</sup>Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Dir. Paseo Cuauhnáhuac 8532. Colonia Progreso Jiutepec, Morelos México. C.P. 62550.

Teléfonos: (777) 3293600, Ext. 284, 325, 377 y 284.

### **INTRODUCCION**

Los recursos hídricos presentan grandes presiones ambientales debido a los usos a los que son destinados como: La pesca, el turismo, la agricultura, ganadería y usos industrial y habitacional; además de los roles que desempeñan como reservorios de especies endémicas y de equilibrio ecológico de la región. La rehabilitación de los cuerpos de agua requiere de varios años de trabajo, entre las actividades de recuperación se pueden nombrar las siguientes: Identificar las fuentes de contaminación, aplicar medidas correctivas y preventivas, evaluar y dar seguimiento a índices de calidad del sistema acuático. Los índices de calidad del agua más usados a la fecha, incluyen una serie de parámetros fisicoquímicos y biológicos que cuantifican y el estado fisiológico del sistema acuático (Eutroficación). La cuenca del lago de Pátzcuaro (CLP), se localiza en la parte central del estado de Michoacán, entre las coordenadas 19° 32' a 19° 42' de latitud norte y 101° 32' y de 101° 42' de longitud oeste. Para la CLP, se reporta que el 85% de los suelos de la cuenca presentan algún grado de afectación. El lago de Pátzcuaro se ubica a una altura de 2,035 msnm y es de tipo endorreico, presenta contaminación originada de las descargas municipales (DMS), transporte acuático y extracción de agua. Para enfocar de manera clara y concreta se buscan indicadores físicos, químicos y biológicos, que permitirán conocer la evolución del proceso de eutroficación en el lago; sin embargo, ahora es tiempo de identificar, aplicar propuestas holísticas que den como resultado el control de la contaminación y la sustentabilidad del sistema acuático.

Los objetivos del presente estudio fueron: 1.- Calcular y comparar los Índices de Estado Trófico (IET), y Calidad del Agua (ICA) en el lago de Pátzcuaro., y 2.- Conocer los

parámetros fisicoquímicos que no cumplen con la normatividad nacional vigente, de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT- (1996) para descargas de agua residual municipal.

## METODOLOGIA

Se realizaron 34 monitoreos del mes de agosto del año 2006 a diciembre del 2011 en el lago de Pátzcuaro y las descargas municipales (DMs), para evaluar la calidad del agua; se colectaron y analizaron las muestras de cinco estaciones en el lago y nueve en las descargas municipales, en donde se analizaron los siguientes parámetros: Demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, sólidos disueltos totales, sólidos suspendidos totales, nitrógeno y fósforo, grasas y aceites, detergentes y coliformes fecales.

La clasificación del estado trófico se realiza a partir de un eje imaginario realizado para la ordenación de lagos, según el eje oligotrofia–eutrofia. Los limnólogos y administradores de lagos están prestando una especial atención a la clasificación de estado trófico debido a que es un eje frecuentemente asociado con la calidad del agua, donde muchos, si no es que la mayoría de los problemas asociados con el manejo de cuerpos de agua ocurren (Bravo, 1995).

En 1977, Carlson publicó un índice de estado trófico (IET, ó también TSI, por sus siglas en inglés) basado en la concentración de clorofila *a* como el evaluador primario de la biomasa algal. El índice en sí es numérico en vez de utilizar tipos tróficos cualitativos. La escala del índice va de 0 a 100. Cada 10 unidades en la escala (10, 20, 30, etc.) representan el doble de incremento en la biomasa algal, el IET se puede calcular con el uso de tres parámetros: transparencia por medio del disco de Secchi, clorofila *a* y fósforo total ((Carlson, 1977), (Carlson, 2007). Las tres variables ya mencionadas se incorporaron al índice usando relaciones de regresión, con las siguientes ecuaciones:

$$IET(DS) = 60 - 14,41 \ln(DS) \quad (1)$$

$$IET(Cla) = 9.81 \ln(Cla) + 30.6 \quad (2)$$

$$IET(PT) = 14.42 \ln(PT) + 4.15 \quad (3)$$

Dónde:

- IET Índice de estado trófico
- DS Valor del disco de Secchi (m)
- Cl<sub>a</sub> Concentración de clorofila *a* (mg/mL)
- PT Valor de fósforo total (mg/L).

El IET de Carlson es el índice para clasificar también lagos y embalses, Holdren *et al.*, (2001); Cooke *et al.*, (2005). Altos números en las cantidades del IET indican un

incremento de la eutroficación; y bajos números, oligotrofia (bajos niveles de nutrientes y algas, agua clara). Con el fin de tomar en cuenta no sólo al fósforo total, sino también al nitrógeno total en la evaluación, se tomó en cuenta la ecuación 4 propuesta por Kratzer y Brezonik (1981).

$$IET(NT) = 54.45 + 14.43 \ln(NT) \quad (4)$$

Dónde:

NT Valor de nitrógeno total (mg/L).

Para la determinación del Índice de Calidad del Agua, conocido por sus siglas como ICA, se empleó la metodología sugerida a partir de la recopilación de métodos norteamericanos de evaluación de calidad del agua, realizado por León-Vizcaíno (1991 y 1992), con la adaptación que realizó la Comisión Nacional del Agua (Conagua; (Guzmán, 1997). El índice estuvo inicialmente realizado con 15 parámetros y ahora está constituido por 18 parámetros a los cuales se les imparte un valor relativo de importancia y límites. Por medio de una fórmula se obtiene un valor, en una escala de 0 a 100 para cada parámetro, a partir de los cuales se construye el índice. Este índice es utilizado por la Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua de la Conagua en México. El índice califica en escala de 0 a 100 la calidad del agua, siendo el cien el valor máximo de calidad. La evaluación numérica del índice es realizada de acuerdo con la siguiente ecuación: El cálculo del ICA se realiza aplicando la ecuación (5).

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n I_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad 5$$

Donde

ICA= índice de calidad del agua global

$W_i$  = Coeficiente de ponderación del parámetro i

$I_i$  = índice de calidad para el parámetro i

n = Número total de parámetros.

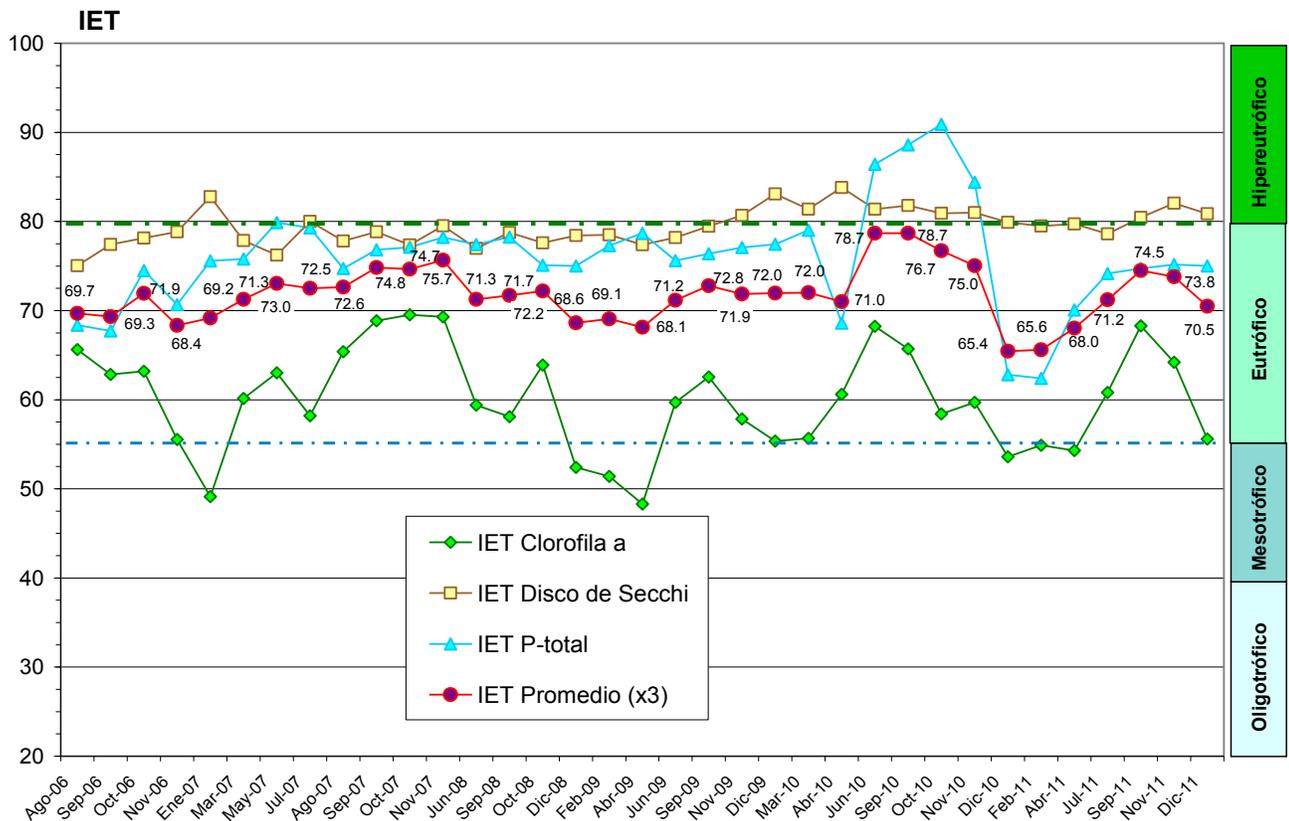
Finalmente, el ICA generado mediante la ecuación (5) es un número entre 0 y 100 que califica la calidad del agua, a partir del cual es posible estimar el nivel de contaminación del cuerpo de agua de acuerdo al uso establecido en la Ley Federal de Derechos, (2003) agua potable, agricultura, pesca y vida acuática, industrial y recreación.

## RESULTADOS

El IET o TSI en el lago de Pátzcuaro, se integra a lo largo de seis años continuos desde agosto del 2006 a diciembre de 2011, el cual se describe a continuación: En la figura 1 se presentan los resultados de tres parámetros (Cl *a*, disco de Secchi y P-total) evaluados por medio del Índice de Estado Trófico IET; Carlson, (1977). Al usar el IET con dichos parámetros en el lago, se obtuvo un valor promedio de 71.8 unidades, que clasifica al embalse en un estado eutrófico. En general, el IET promedio muestra una tendencia inicial estable a lo largo del tiempo, con valores ligeramente más bajos (<70 unidades), durante el otoño – invierno de 2006-2007 y otoño – invierno de 2008-2009, así como una mayor disminución a finales de 2010 y principios del 2011. En el IET promedio, destacan los valores más altos que se reportaron a mediados del año 2010, y que en junio y septiembre de dicho año, se tuvo para ambos meses el valor promedio más alto, con 78.7 unidades; y que, posteriormente, bajo sensiblemente hasta diciembre, con 65.4 unidades. Dicho incremento en verano – otoño también se observa en el 2011, y se puede relacionar con mayores valores del IET de clorofila.

De modo particular, se encontró que los valores del IET de disco de Secchi están en un ámbito consistentemente más altos y poco variables, de 75 a 84 unidades; en cambio, los valores del IET de P-total tuvieron un ámbito más variable, de 62 a 91 unidades, y destaca su alta variabilidad en los dos últimos años del estudio; por otro lado, los valores de clorofila *a* se registran con valores relativamente más bajos, con un ámbito de 48 a 69.5 unidades. De junio a noviembre de 2010, los valores del IET de P-total se ubican en la zona de hipereutrofia, con más de 80 unidades, con una posterior sensible baja en diciembre del mismo año y enero del 2011, con valores de IET por encima de las 62 unidades.

En resumen, se detecta un importante incremento del IET de P-total y, de modo secundario, en el IET del disco de Secchi, lo cual influye en la evaluación del IET promedio. Se detecta una influencia del incremento IET de clorofila *a*, en los años de 2010 y 2011 y durante el verano -otoño.



**Figura 82** Promedio mensual del Índice de Estado Trófico (IET) en el lago de Pátzcuaro; incluye Cl a, disco de Secchi y P-total, periodo 2006–2011.

Con relación al Índice de Calidad del Agua (ICA) en el lago de Pátzcuaro, los valores del ICA se presentan por estación, así como de promedios mensuales para las cinco estaciones del lago; tales valores oscilan entre 52.5 unidades como mínimo y 75.0 unidades como máximo y un promedio de 63.93 unidades.

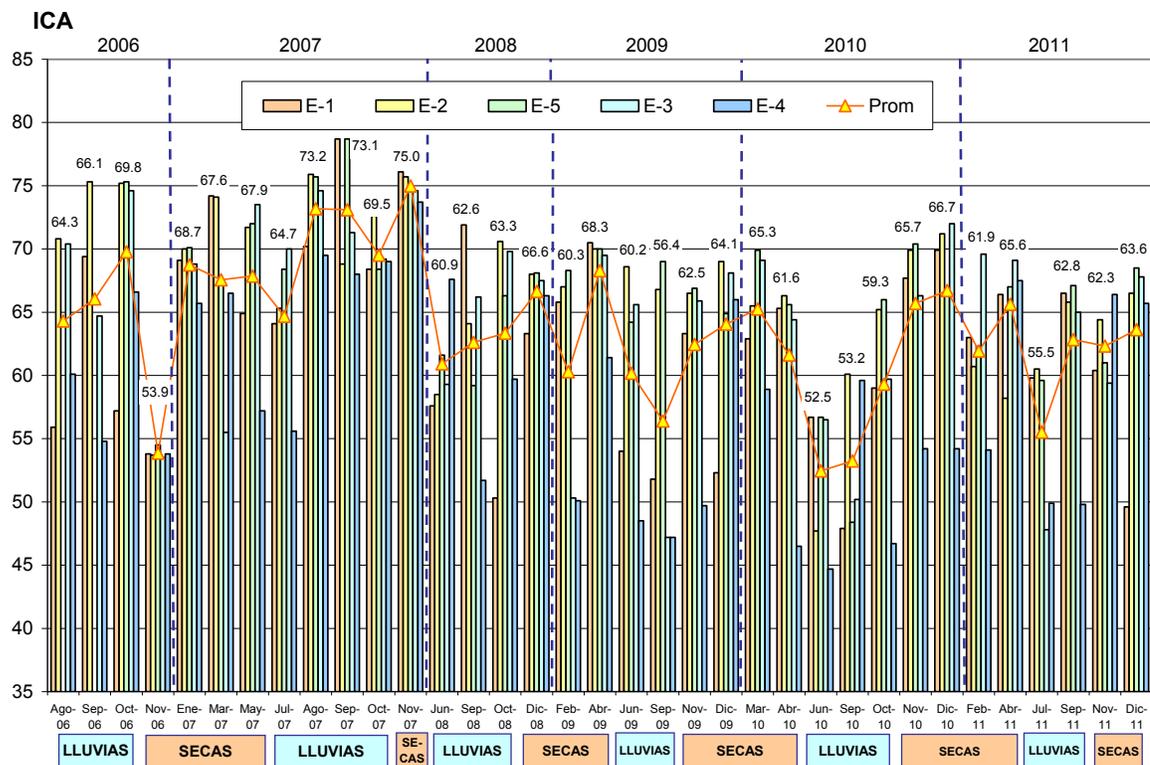
En el año 2006, los valores promedio mensuales se presentaron con mayor variación, con un valor máximo de 69.8 y un valor mínimo de 53.9 unidades, y que corresponden a los meses contiguos de octubre y noviembre, respectivamente; para el ciclo anual 2007 los valores reflejaron una mejor calidad, con un ámbito de: 64.7 a 75 unidades y que corresponden a los meses de julio y noviembre respectivamente; en el año de 2008, los valores de ICA fueron incrementándose con el tiempo, con 60.9 unidades para el mes lluvioso de junio, hasta llegar a un valor máximo de 66.6 unidades para diciembre; en el cuarto año del presente estudio (2009), los valores promedio mínimos y máximos reportados fueron de 56.4 unidades en septiembre y 68.3 unidades en el mes de abril; los valores del ciclo 2010 se presentaron con una alta variabilidad, con un ámbito de 52.5 a 66.7 unidades, con el valor promedio más alto en diciembre; con relación al último año del presente estudio (2011), la variabilidad de los valores

promedio fue menor que el año anterior, con datos de 55.5 a 65.6 unidades, para los meses de julio y abril, respectivamente (ver figura 2). Cabe mencionar que, en general, se presentan valores de ICA promedio bajos durante la época de lluvias (principalmente en los meses de junio, julio y septiembre), y valores más altos tanto al final del período de secas (marzo y abril) como al final o principios del año (diciembre y enero).

Los valores más altos del ICA, es decir, los sitios menos contaminados, corresponden a las estaciones de Espíritu y Pacanda en el centro del lago, con promedios de  $68.86 \pm 6.26$  y  $66.45 \pm 6.22$  unidades respectivamente. En contraste, la parte norte del lago, representada por la estación Quíroga, promedió  $62.80 \pm 7.88$  unidades; mientras la estación más contaminada corresponde a Janitzio-Sur (al sur del lago), con promedio de  $58.48 \pm 8.21$  unidades.

En resumen, los valores de las medianas aritméticas de los años 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 y 2011, fueron de: 62.4, 70.0, 65.15, 65.85, 62.9 y 63.7 unidades y una mediana global de 66.0 unidades, que denota calidad de agua relativamente buena para el periodo de tiempo entre el 2007 a 2009, y de regular para los años 2006, 2010 y 2011.

En conclusión los valores de las medianas anuales del ICA y durante estos últimos seis años, se han ubicado por arriba de las 62.4 unidades, que indica un mantenimiento de la estabilidad de la calidad del agua del lago. El ICA, de acuerdo a los criterios establecidos por León-Vizcaíno (1991 y 1992), califica al lago de Pátzcuaro como contaminado leve para uso agrícola y de calidad aceptable para los usos de pesca y recreación.

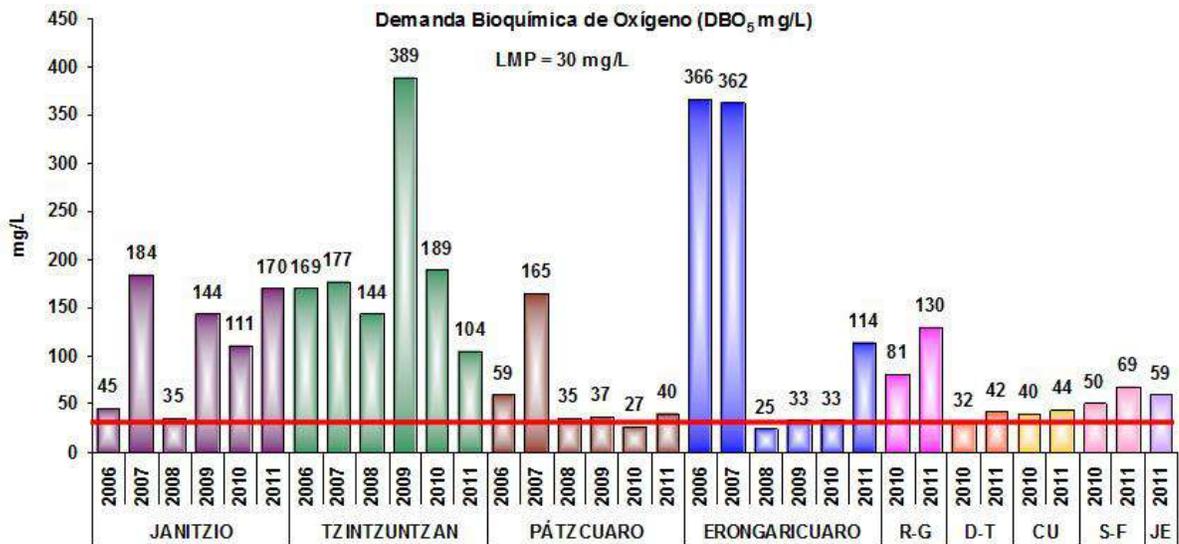


**Figura 83** Evolución del Índice de Calidad del Agua (ICA), ciclos anuales 2006 – 2011.

Entre los parámetros fisicoquímicos más importantes encontrados en los análisis de calidad del agua de las descargas municipales (DMs), se puede apreciar que la  $DBO_5$ , además de no cumplir con la normatividad nacional, existe un incremento en Janitzio, río Guani, Dren Tzurumútar, Cucuchucho, Santa Fe de la Laguna y San Jerónimo (ver figura 3).

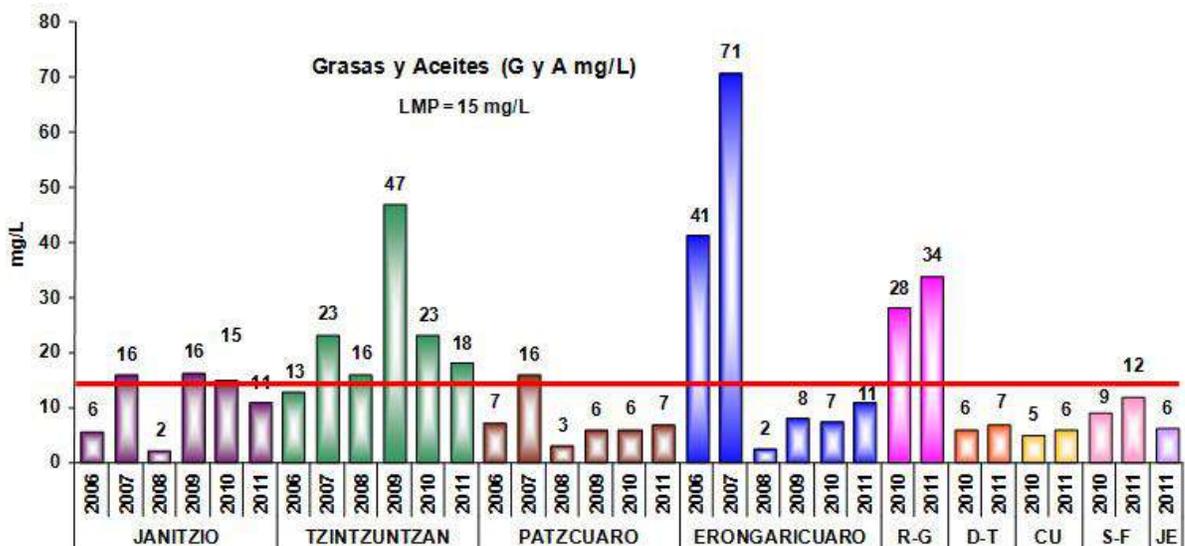
En la Figura 4, se presenta los promedios anuales para cada una de las descargas de grasas y aceites. Las descargas de Tzintzuntzan y río Guani, están por arriba del LMP 15 mg/L. Donde dichas descargas de siguen sin cumplir con la normatividad nacional.

En la Figura 5, se presentan los resultados de los promedios anuales de las descargas evaluadas de SST. Para éste parámetro las descargas Janitzio y Tzintzuntzan no están en norma. De las descargas el Río Guani y el Dren Tzurumútar, no cumplen con el LMP para SST durante el 2010.



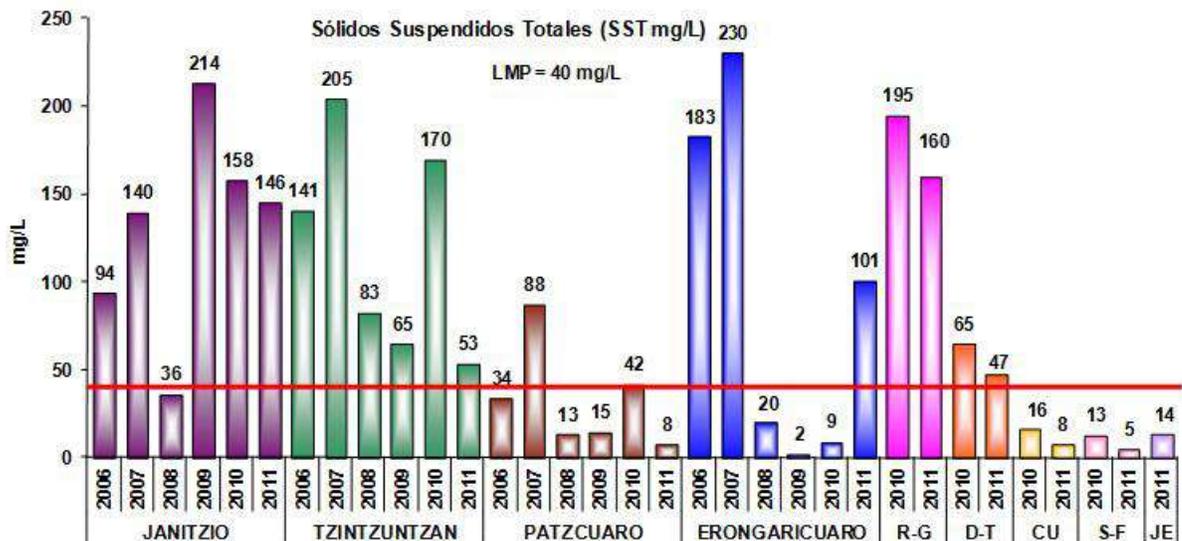
**Figura 84** Promedio anual en las descargas municipales de DBO<sub>5</sub> (R-G = Río Guani;

D-T = Dren Tzurumútaro; CU = Cucuchucho, SF = Santa Fe y SJ = San Jerónimo).



**Figura 85** Promedio anual en las descargas municipales de G y A (R-G = Río Guani;

D-T = Dren Tzurumútaro; CU = Cucuchucho, SF = Santa Fe y SJ = San Jerónimo).



**Figura 86** Promedio anual en las descargas municipales de SST (R-G = Río Guani;

D-T = Dren Tzurumútaró; CU = Cucuchucho, SF = Santa Fe y SJ = San Jerónimo).

## DISCUSION Y CONCLUSIONES

Con respecto al Índice de Estado Trófico (IET), se presentó un promedio de 71.8 unidades; lo que sigue clasificando al lago como eutrófico. En general, el IET promedio muestra una tendencia estable a lo largo del tiempo, sin embargo, en los tres últimos muestreos del ciclo anual 2011, se evidencia una ligera disminución en los valores del IET. Sin embargo, al comparar los valores promedio de fósforo total, nitrógeno total, clorofila *a* y disco de Secchi con respecto a los límites tróficos establecidos por varios autores, se plantea que el lago tiene una tendencia a la hipereutrofización.

Los valores de las medianas anuales del Índice de Calidad del Agua (ICA), durante estos últimos seis años, se han ubicado por arriba de las 62.4 unidades y con una mediana total de 66.0 unidades, que indica un mantenimiento de la estabilidad de la calidad del agua del lago. La puntuación obtenida por el ICA, y de acuerdo a los criterios establecidos por León (1991 y 1992), calificó al lago de Pátzcuaro como contaminado leve para uso agrícola y de calidad aceptable para los usos de pesca y recreación, durante el periodo 2006 – 2011. Por lo que se dijo índice de calidad del agua (ICA) es considerado el indicador histórico más importante del sistema acuático. En el caso del Índice de estado trófico (IET) se calculó en 71.8 unidades, lo que ubica al lago como

eutrófico. En general, tanto el ICA como el IET muestran una tendencia estable durante el periodo del tiempo 2006 - 2011.

Los resultados más importantes detectados a lo largo del presente estudio (2006-2011) son: La mayor contaminación urbana se detecta en la parte sur del lago, provocada por los poblados de: Erongarícuaro, Pátzcuaro, Tzurumútaró, Cucuchucho y Janitzio), seguida de la parte norte con los centros de población denominados como: Tzintzunzan, Quiroga y Santa Fe de la Laguna, San Jerónimo Purenchécuaro, entre otros; en contraste, la región menos afectada por la contaminación es el centro del lago, debido a que en esta zona es menor la influencia de poblaciones.

En conclusión, la contaminación del lago es aportada principalmente por las descargas de agua residual que se calcula en 220 L/s; y se hace evidente en los parámetros siguientes: Sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, conductividad eléctrica, turbidez, nutrientes (P y N) y coliformes fecales; los cuales provienen de los poblados ribereños. Asimismo, se observa que en el periodo comprendido entre agosto de 2006 y diciembre 2011, la temperatura del agua incrementó en 2°C, el ámbito del pH a partir del ciclo anual 2009 ha variado más de 2.5 unidades de pH, y los valores de conductividad eléctrica se han incrementado significativamente (hasta 300  $\mu$ S/cm), sólidos suspendidos totales que aumentaron al doble, de 36 a 72 mg/L; la turbidez llegó a subir sus valores de 50 a 90 NTU; por otro lado el oxígeno disuelto, y la transparencia de agua, mostraron tendencia a disminuir debido al efecto de concentración. Todas las descargas municipales y humedales monitoreados no cumplen con la normatividad nacional (NOM-001-SEMARNAT-1996).

El análisis del porcentaje de afectación de contaminantes al lago, hace evidente que el río Guani y la PTAR de San Pedrito, aportan en promedio más del 94.5%; por lo que el mejorar sustantivamente la calidad del agua de estas dos descargas, resolvería la mayor parte de las entradas de nutrientes y contaminantes al sistema acuático.

Finalmente se invita a las autoridades correspondientes y habitantes de los poblados ribereños a encontrar una motivación real y objetiva para llevar a cabo una estrategia continua para disminuir y controlar el proceso de contaminación del lago, para ello será imprescindible diseñar, construir, operar y mantener sistemas de tratamiento de aguas residuales, ya sean humedales o PTAR necesarios para controlar todas las descargas municipales de los poblados asentados en el perímetro del lago; así como un gran programa de concientización social en respuesta a la problemática ambiental de la cuenca, ya que esta mancuerna es la única llave que permitirá resolver la problemática recuperación y sustentabilidad de la Cuenca del lago de Pátzcuaro.

## BIBLIOGRAFÍA

- Bravo, I. L. (1995). Estudio limnológico de la presa Madín, Méx., con énfasis en su estado trófico y en el manejo de cuenca. . 103 . México, D.F: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) .
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. . *Limnol. & Oceanogr.*, 22: 361-369.
- Carlson, R. E. (2007). Estimating trophic state. . *LakeLine* , 7(1): 25-28.
- Cooke, G. D., Welch, E., Peterson, S. A., & Nichols, S. A. (2005). Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. Boca Raton.: CRC/Lewis,.
- Guzmán, A. M. (1997). Programa de ordenamiento de ecológico y territorial del estado de Jalisco. Marco físico. *Las aguas superficiales. Diagnóstico.*, 18-20. Chapala, Jal.: Universidad de Guadalajara. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Instituto de Limnología.
- Holdren, C., Jones, W., & Taggart., J. (2001). Managing Lakes and Reservoirs. North Am. Lake Manage. Soc. And Terrene Inst., in coop. with Off. Water Assess. . *Watershed Prot. Div. U.S. Environ. Prot. Agency.* Madison, Wisconsin.
- Kratzer, C. R., & Brezonik, P. L. (1981). A Carlson type-trophic state index for nitrogen in Florida lakes. . *Wat. Resour. Bull.* , 17(4): 713-715. .
- León, V. L. (1991). *Índice de Calidad del Agua, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.* México: Proyecto SH 9101/01.
- León, V. L. (23-25 de 09 de 1992). Índices de calidad del agua (ICA). *Forma de estimarlos y aplicación en la cuenca Lerma-Chapala. VIII Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (SMISA) Memorias Cap. I, 6* .
- Ley Federal de Derechos en Materia de Agua. (2003). Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). México.
- NOM-001- SEMARNAT . (1996). Que establece los límites máximos permisibles de contaminación en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. *Diario Oficial de la Federación.*

## **B.65.P. Caracterización de un adsorbente ecoamigable y su estudio cinético como adsorbente de azul de metileno** **Characterization of an eco-friendly adsorbent and its evaluation as an adsorbent of methylene blue**

G. Iveth Vargas Rodríguez, Anabel Hernández Escamilla, Adolfo Obaya Valdivia, Adán Giovanni Villavicencio González, Yolanda Marina Vargas-Rodríguez\*  
*Departamento de Ciencias Químicas, Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Universidad Nacional Autónoma de México, Campo No. 1. Av. 1 de mayo, Sta. María Las Torres, Cuautitlán Izcalli, Estado de México, México. C.P. 54740. ymvargas@unam.mx*

### **RESUMEN**

Con el objetivo de estudiar las propiedades de un adsorbente con base en los principios de la química verde, una bentonita ecoamigable y económica, adquirida de Minerex S. A. de C.V., fue investigada. La caracterización de la bentonita se realizó por difracción de rayos X (DRX), espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier (IR-TF), microscopía electrónica de barrido (MEB) y adsorción-desorción de nitrógeno. Por DRX se determinó que el componente principal de la bentonita es montmorillonita con estructura laminar y un tamaño de partícula de 7.08 nm. Se encontró que la bentonita es un material mesoporoso con una distribución de tamaño de poro entre 1.5-150 Å y que el área superficial específica es de 101.60 m<sup>2</sup>g<sup>-1</sup>. El estudio de la cinética de adsorción de azul de metileno sobre bentonita, fue llevado a cabo a 25°C a diferentes concentraciones iniciales de azul de metileno. Los datos de la cinética de adsorción obtenidos por espectrofotometría visible indican que su comportamiento cinético obedece a una ecuación de pseudo segundo orden. A través de este experimento ecoamigable, sencillo y económico, los alumnos de la asignatura de materiales, estudiarán el tema de caracterización de un material adsorbente, apreciando la relevancia de la determinación del área superficial específica.

**Palabras clave:** Química verde, bentonita, área superficial específica, cinética de adsorción, azul de metileno.

### **ABSTRACT**

In order to study the properties of an adsorbent based on the principles of green chemistry, eco-friendly and economical bentonite obtained from Minerex S. A. de C. V., was investigated. Bentonite characterization was performed by X-ray diffraction (XRD), spectroscopy, Fourier transform infrared (FTIR), electron microscopy (SEM) and nitrogen adsorption-desorption. XRD was found that the main component of bentonite is

montmorillonite with laminar structure and a particle size of 7.08 nm. It was found that the bentonite is a mesoporous and specific surface area  $101.60 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$ . Study the adsorption kinetics of methylene blue on bentonite, was carried out at  $25^\circ \text{C}$  at different initial concentrations of methylene blue. Data obtained by adsorption kinetics visible spectrophotometry kinetic behavior suggests that obeys a pseudo second order equation. Through this experiment eco-friendly, simple and economic, the students of the course materials, study the issue of characterization of an adsorbent material, appreciating the relevance of specific surface area determination.

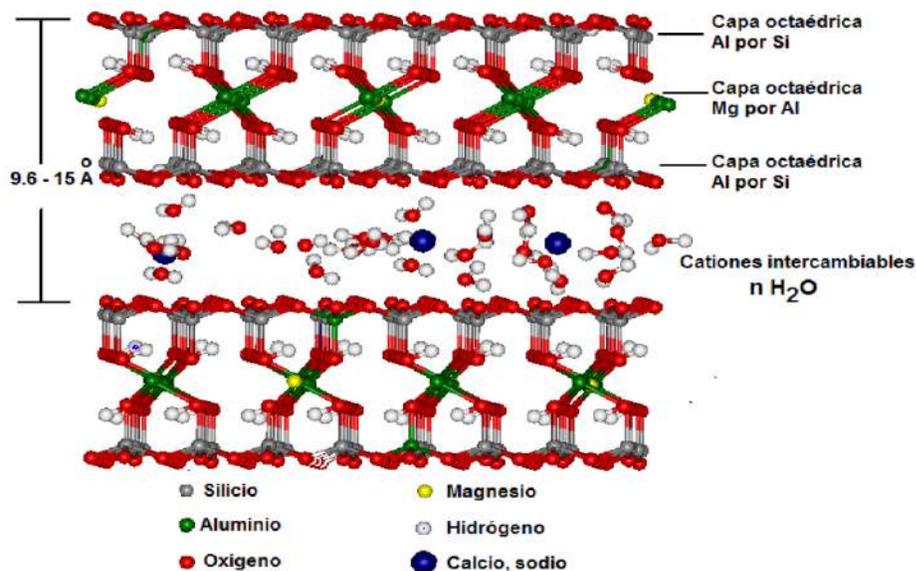
Keywords: Green Chemistry, bentonite, specific surface area, adsorption kinetics, methylene blue.

## INTRODUCCIÓN

Existen más de 100.000 colorantes disponibles comercialmente y se producen casi exclusivamente por síntesis química, más de 7105 toneladas por año. Estos colorantes son utilizados por industrias, tales como las de textiles, de cuero, de papel y plásticos, para dar color a sus productos. Las empresas desechan el 2% de los colorantes que se producen, los cuales se descargan directamente en el efluente acuoso, causando problemas ambientales, relacionados con su carcinogenicidad, toxicidad a la vida acuática y un desagradable aspecto estético (Liu, Zhang, Mei, Zhang, & Liu, 2011)

La técnica de adsorción es ampliamente utilizada para eliminar a los colorantes de las aguas residuales. Aunque el carbón activado comercial es el adsorbente preferido para la eliminación del color, su uso está restringido debido a los altos costos. Esto ha llevado a buscar adsorbentes más económicos y de áreas de superficie elevadas. Recientemente, se informó que los minerales de arcilla son adsorbentes no convencionales para la eliminación de colorantes de soluciones acuosas debido a su que son una materia prima abundante, económica, ecoamigable y de áreas superficiales más altas (Liu & Zhang, 2007)

Un mineral de arcilla muy abundante es la montmorillonita e impurezas como cuarzo, cristobalita y feldespatos entre otros. La montmorillonita es un filosilicato de estructura laminar 2:1, es decir dos laminas tetraédricas de  $\text{Si}^{4+}$ , y una capa octaédrica de  $\text{M} = \text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  o  $\text{Fe}^{2+,3+}$ ; en la figura 1 se muestra un esquema de la estructura de la montmorillonita. Las láminas de la montmorillonita pueden presentar sustituciones isomórficas, por ejemplo sustituciones de  $\text{Si}^{4+}$  por  $\text{Al}^{3+}$ . El efecto de las sustituciones isomórficas genera cargas negativas, que quedan balanceadas por la presencia de iones  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , etc., en el espacio interláminar, generando la expansión de la red estructural (Tuesta, Vivas, Sun, & Gutarra, 2005). Esta capacidad de expansión resulta atractiva para su estudio como material adsorbente. Cabe hacer mención que la montmorillonita es el componente principal de la bentonita.



**Figura 87** Representación esquemática de la estructura de la montmorillonita (Vargas-Rodríguez, 2008)

## MÉTODOS

### *Caracterización del adsorbente*

Bentonita (Minerex, S.A. de C.V), fue utilizada sin tratamiento previo. La caracterización del adsorbente se realizó por difracción de rayos X de polvo en un equipo Diffraktometer D500, de la marca SIEMENS determinando los patrones de difracción a una longitud de onda de 1.5406 Å, con un tubo de rayos X de cobre. Los espectros de infrarrojo con transformada de Fourier (IR-TF) se obtuvieron con un equipo Perkin Elmer 283, empleando pastillas de KBr. La microscopía electrónica de barrido y los microanálisis de elementos fueron realizados en un Espectrómetro de Dispersión de Energía de Rayos X (EDXS), con un voltaje de aceleración de 20 kV, un tiempo de adquisición de 30 s y corriente de sonda de  $1.5 \times 10^{-8}$  (A). Las imágenes y los microanálisis se realizaron con haz de 20 keV. La digitalización posterior de dichas imágenes se realizó con una definición de 1024 x 1024 pixeles. Los espectros de resonancia magnética nuclear con giro de ángulo mágico (RMN GAM) de sólidos para los núcleos de  $^{27}Al$  y  $^{29}Si$  fueron obtenidos con un espectrómetro Bruker 300. Un pulso de 4.5  $\mu s$  (correspondiendo a  $90^\circ$ ) fue utilizado con tiempos de repetición de 5 s entre los pulsos, con el objetivo de evitar efectos de saturación; fue utilizada una frecuencia de giro en el intervalo de 4-4.5 kHz. Con un número de 500 acumulaciones. Todas las mediciones fueron realizadas a temperatura ambiente. Finalmente, la adsorción-desorción de nitrógeno se llevó a cabo en un equipo Quantachrome Autosorb, a 77.4 K.

### *Evaluación del adsorbente*

4 mg de bentonita, fueron pesados cuidadosamente en una celda de cuarzo de 1 cm de paso óptico, posteriormente se adicionaron cuidadosamente por las paredes de la celda 4 ml de disolución de azul metileno (AM) de concentración conocida. El AM remanente fue determinado espectrofotométricamente (UV-Vis LAMBDA 25 Perkin Elmer) a  $\lambda_{\text{máx}}=665.4$  nm, utilizando una curva de calibración. Las cantidades de AM adsorbido por la bentonita a cualquier tiempo fueron calculadas de la concentración en solución antes y después de la adsorción. La cantidad de AM adsorbida (mg g<sup>-1</sup>) ( $q_t$ ), por la bentonita fue calculada de la ecuación de balance de masa (ec. 1). (Alkan, Dermibas, Celikcapa, & Dogan, 2004).

$$q_t = V(C_o - C_t)/W \quad (1)$$

Donde  $q_t$  es la cantidad de AM adsorbida sobre la bentonita a cualquier tiempo (mg g<sup>-1</sup>);  $C_o$  y  $C_t$  son las concentraciones de AM antes y después del tiempo de contacto  $t$  (mg L<sup>-1</sup>) respectivamente;  $V$  es el volumen de la disolución de AM y  $W$  es la masa de adsorbente utilizada.

Para determinar el modelo a cual ajustan mejor los datos experimentales, se examinaron los modelos cinéticos de adsorción de pseudo-primer-orden, pseudo-segundo-orden y el modelo de difusión de intraparticulas. Las formas lineales de estos modelos son descritos por las ecuaciones 2-4 respectivamente.

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (2)$$

$$1/q_t = 1/k_2 q_e^2 + 1/q_e t \quad (3)$$

$$q_t = k_i t^{1/2} + C \quad (4)$$

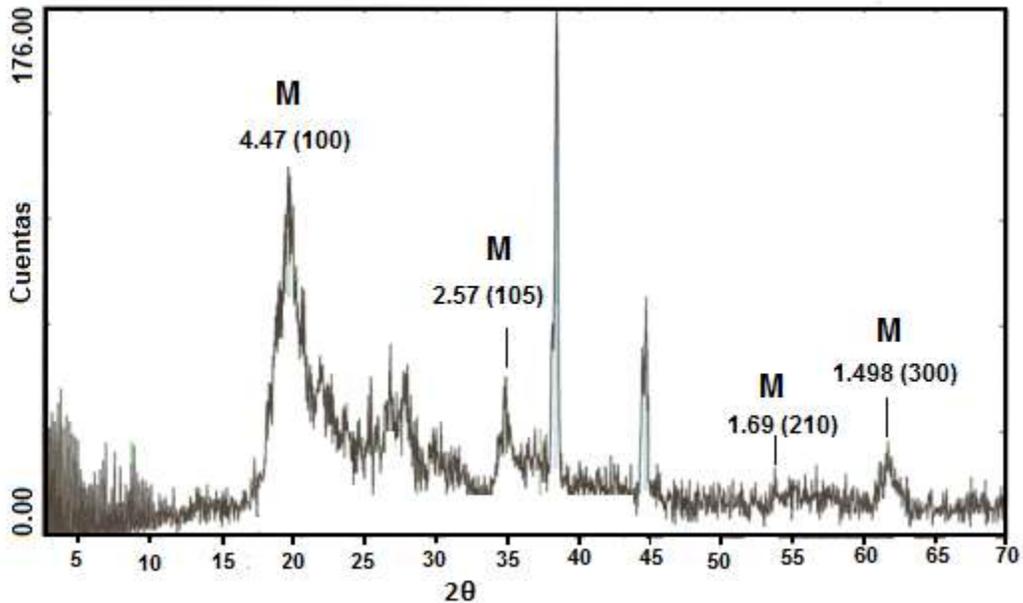
Donde  $q_e$  es la cantidad adsorbida de AM al equilibrio por unidad de masa del adsorbente (mg g<sup>-1</sup>).  $k_1$  (min<sup>-1</sup>),  $k_2$  (g mg<sup>-1</sup> min<sup>-1</sup>) y  $k_i$  (mg g<sup>-1</sup> min<sup>-1/2</sup>) son las constantes de rapidez de la adsorción de pseudo-primer-orden (ec. (2)), pseudo-segundo-orden (ec. (3)) y de la difusión intrapartícula (Dogan, Alkan, Turkeyilmaz, & Ozdemir, 2004) (Vadivelan & Ku, 2005).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### *Caracterización del adsorbente*

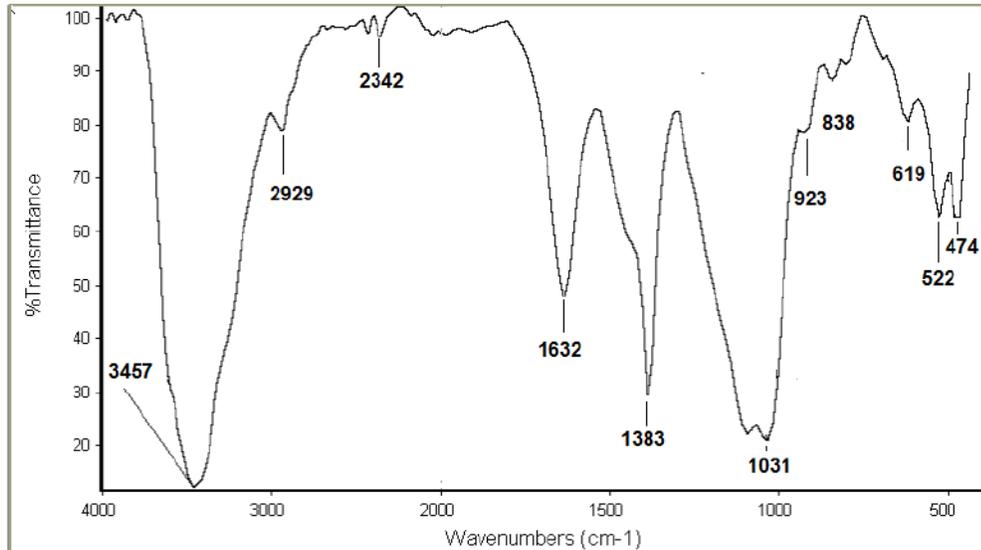
El patrón de DRX de la bentonita (figura 2) exhibe la presencia de dos fases, la primera con las reflexiones  $d_{100}$  (4.480),  $d_{105}$  (2.57),  $d_{210}$  (1.69) y  $d_{300}$  (1.498) asignadas a montmorillonita (M) de acuerdo con la tarjeta JCPDS 29-1498. Adicionalmente, se observa en el patrón la presencia de dos reflexiones en  $2\theta$  igual a 38.40 y 44.82 y  $d_{105}$  (2.57),  $d_{210}$  (1.69) asignadas a silicato de aluminio. La reflexión  $d_{001}$  característica de montmorillonitas con cationes hidratados entre sus láminas no se encuentra definida, lo

que es indicativo de una montmorillonita con láminas desordenadas (Brindley & Brown, 1980). La bentonita presenta un tamaño de partícula de 7.08371 nm, determinada por el método de Scherrer.



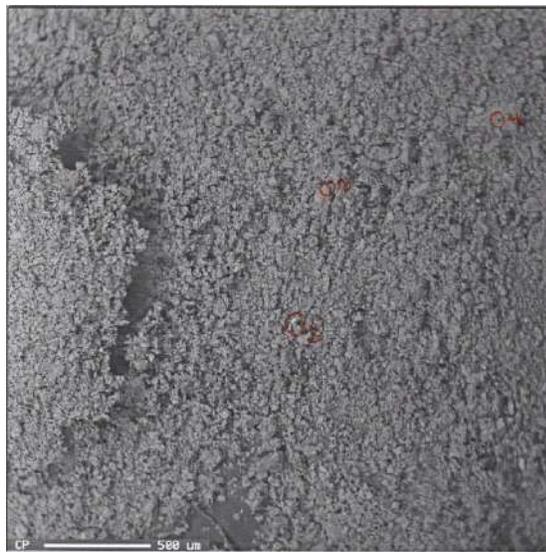
**Figura 88** Patrón de difracción de rayos X para Bentonita de Minerex

El espectro de IR-TF, se presenta en la figura 3, las señales observadas son características de los grupos hidroxilos de silicato aniónico y los cationes octaédricos de la estructura de la montmorillonita. La señal más intensa a  $1031\text{ cm}^{-1}$ , es atribuida a las vibraciones de alargamiento de las uniones Si-O de la capa tetraédrica y la banda en  $522\text{ cm}^{-1}$  a Si-O-Al. La vibración de flexión del grupo OH coordinado a los cationes octaédricos, en  $923\text{ cm}^{-1}$  es establecida para AlAlOH y  $838\text{ cm}^{-1}$  a AlMgOH respectivamente, la asignación de cada una de las señales, coinciden con los reportados para montmorillonitas (Madejova & Komadel, 2001).



**Figura 89** Espectro de IR-FT de bentonita

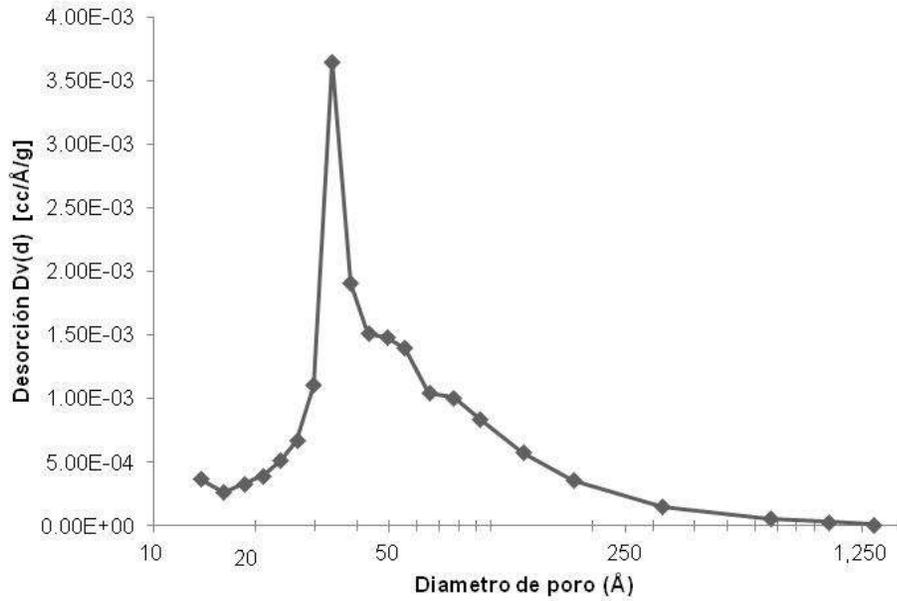
La composición química elemental de la bentonita obtenida por EDXS fue 78.33 %  $\text{SiO}_2$ , 7.74 %  $\text{Al}_2\text{O}_3$ , 4.17 %  $\text{MgO}$ , 0.19 %  $\text{CaO}$ , 2.07 %  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , 6.58 %  $\text{K}_2\text{O}$ , 0.53 %  $\text{Na}_2\text{O}$  y 0.03 %  $\text{MnO}$ . La micrografía obtenida por MEB mostradas en la figura 4, muestra partículas granulosas y aglomeradas.



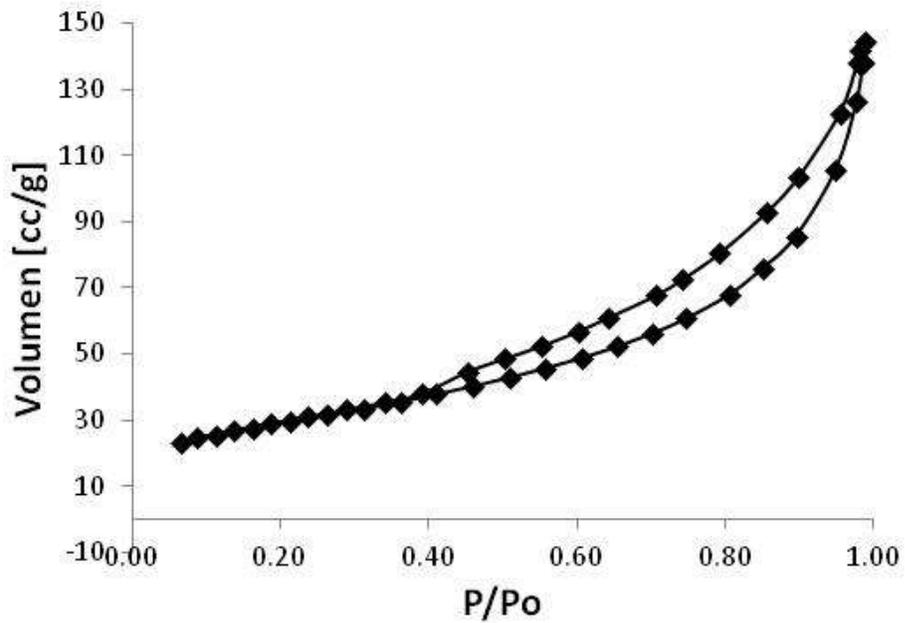
**Figura 90** Fotomicrografías por MEB de bentonita.

En la figura 5, se presentan la distribución de tamaño de poro obtenidas por el método Barret-Joyner-Hallenda (BJH), para la muestra de bentonita, se observa que la mayor parte de material es mesoporoso (20-500 Å). Mientras que el gráfico de desorción-desorción muestra un ciclo de histéresis tipo H3 (figura 6), que describe a materiales mesoporosos, compuestos de partículas laminares y poros flexibles con morfología de

tipo rendija. (Leofanti, 1998). El área superficial específica, obtenida por el método de Brunauer-Emmet-Teller (BET), es de  $101.60 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$ .



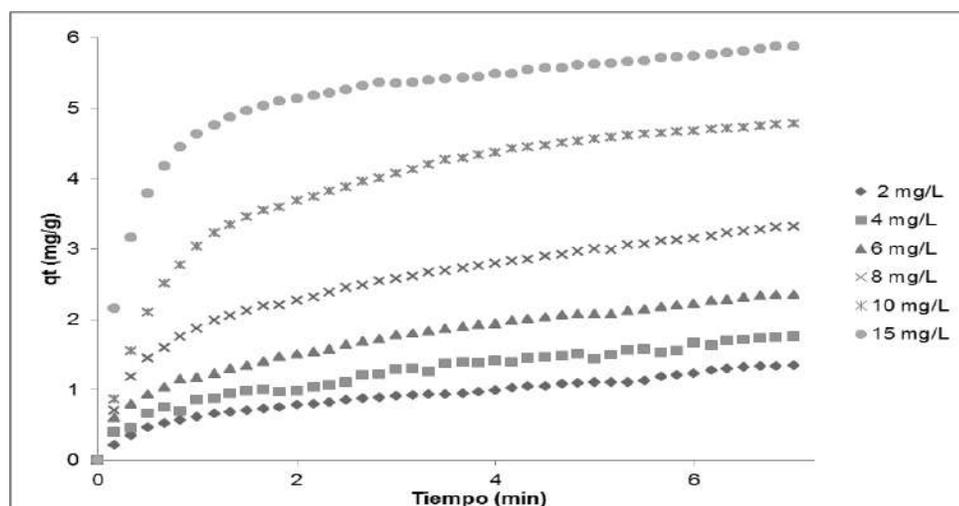
**Figura 91** Distribución de tamaño de poro para bentonita



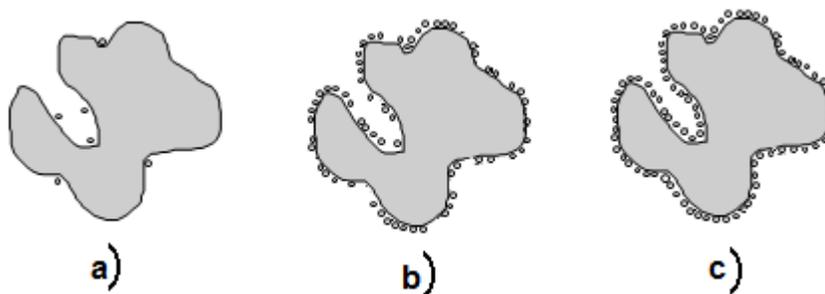
**Figura 92** Isotherma de adsorción de nitrógeno para bentonita

### Cinética de adsorción

La cantidad de AM adsorbido en función del tiempo, a diversas concentraciones se muestra en la figura 7. Se observa que a tiempos iniciales una adsorción muy rápida y posteriormente se vuelve asintótica, independientemente de la concentración inicial de AM. Los resultados del estudio de la cinética de adsorción, son mostrados en la Tabla 1. A concentraciones bajas (2 y 4 mg/L) el modelo de difusión intrapartícula (figura 8), es el que mejor se ajusta a los datos experimentales, probablemente debido a que la concentración de azul de metileno es tan baja que la adsorción se da preferentemente en los poros y no en la superficie externa de la partículas (figura 9 a). En el experimento realizado con concentración de azul de metileno de 6 mg, la cinética de adsorción se ajusta tanto al modelo de difusión intrapartícula, como al de pseudo-segundo-orden, (figura 11) resultado que indica que en estas condiciones aún no se encuentra saturado el poro, por lo que la adsorción se lleva a cabo tanto en poro como en la superficie externa de la partículas (figura 9 b). A partir de la concentración de 8 mg/L, el modelo de pseudo-segundo orden es el que mejor describe los datos experimentales. Este modelo de pseudo-segundo-orden ha sido observado para la adsorción de azul de metileno sobre otras bentonitas activadas (Al-Asheh, Banat, & Abu-Aitah, 2003).



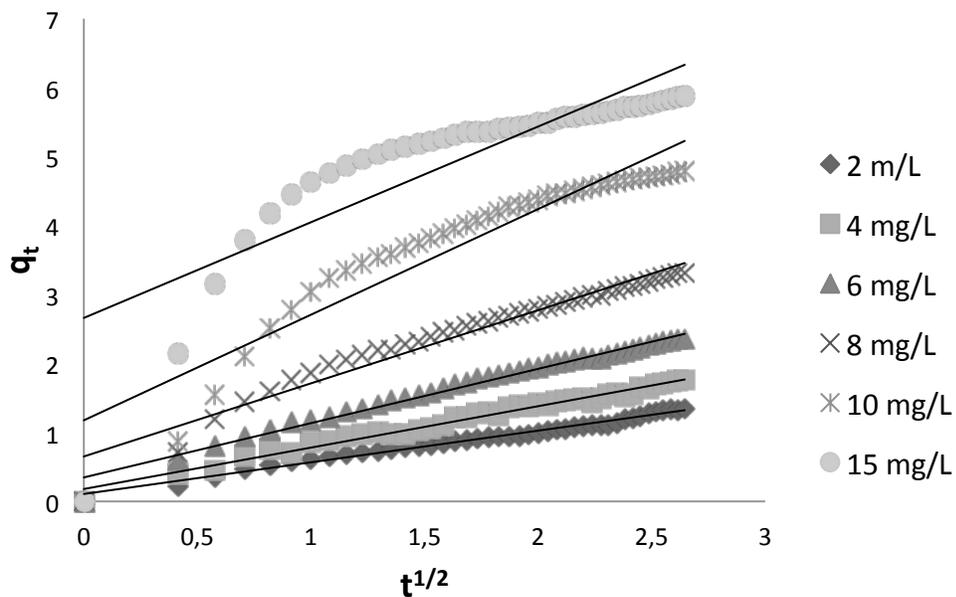
**Figura 8.** Efecto del tiempo de contacto y la concentración inicial de la adsorción de AM sobre bentonita.  $T=20^{\circ}\text{C}$ ,  $V=4\text{ mL}$ , bentonita = 4mg



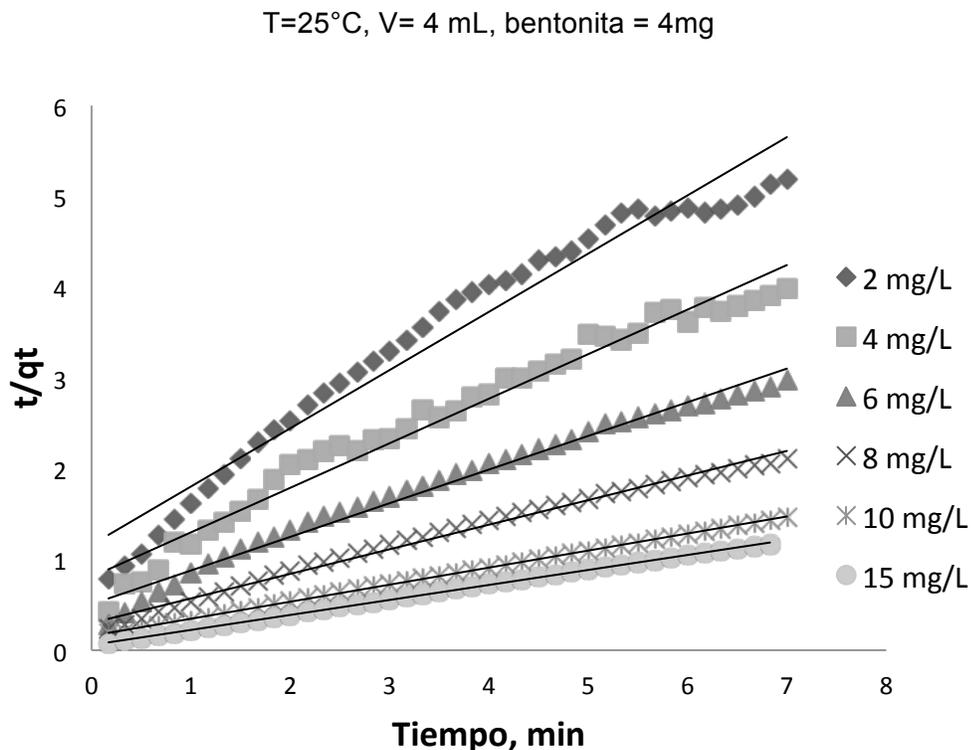
**Figura 9.** a) Modelo intrapartícula, b) modelo intrapartícula y pseudo-segundo-orden, c) modelo de pseudo-segundo-orden

**Tabla 1. Parámetros cinéticos de adsorción de azul de metileno sobre bentonita de Minerex**

Concentración inicial de azul de metileno (mg/L)	2	4	6	8	10	15
<b>Pseudo-primer-orden</b>						
$k_1, \text{min}^{-1}$	0.4	0.4	0.5	0.5	0.6	0.5
$R^2$	0.7	0.8	0.7	0.9	0.9	0.9
	921	095	653	360	360	316
<b>Pseudo-segundo-orden</b>						
$k_2, \text{g/mg min}$	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.4
$R^2$	0.9	0.9	<b>0.9</b>	<b>0.9</b>	<b>0.9</b>	<b>0.9</b>
	595	716	<b>848</b>	<b>868</b>	<b>994</b>	<b>993</b>
<b>Difusión intrapartícula</b>						
$k_i, \text{mg g}^{-1} \text{min}^{1/2}$	0.4	0.5	0.7	1.0	1.5	1.3
C	0.1	0.2	0.3	0.6	1.1	2.6
$R^2$	<b>0.9</b>	<b>0.9</b>	<b>0.9</b>	0.9	0.8	0.7
	<b>843</b>	<b>843</b>	<b>823</b>	555	914	244



**Figura 10.** Modelo de difusión intrapartícula de la adsorción de AM sobre bentonita.



**Figura 11.** Modelo de pseudo-segundo-orden de la adsorción de AM sobre bentonita. T=25°C, V= 4 mL, bentonita = 4mg

## CONCLUSIONES

Se caracterizó una bentonita comercial, se encontró que el principal componente de la bentonita es montmorillonita con láminas desordenadas, que el tamaño de partícula es de la montmorillonita es de 7.08 nm. Se halló que a concentraciones bajas de azul de metileno, el modelo cinético que representa los resultados es el de la difusión intrapartícula y a concentraciones altas el de pseudo-segundo-orden.

## Agradecimientos

Agradecemos al Dr. Antonio Gómez-Cortés y al Q. Raymundo Garduño Monroy por su asistencia técnica. Esta investigación fue realizada con fondos del proyecto DGAPA-UNAM PAPIIT IT 103912-3.

## BIBLIOGRAFÍA

Al-Asheh, S., Banat, F., & Abu-Aitah. (2003). The removal of methylene blue dye from aqueous solutions using activated and non-activated bentonites. *Adsorption Science and Technology*, 451-462.

- Alkan, M., & Dermibas, O. D. (2007). Adsorption kinetics and thermodynamics of an anionic dye onto sepiolite. *Microporous Mesoporous Materials*, 388-396.
- Alkan, M., Dermibas, O., Celikcapa, S., & Dogan, M. (2004). Sorption of acid red 57 from aqueous solution onto sepiolite. *J. Hazard Mater*, 135-145.
- Alkan, M., Derminas, O., & Dogan, M. (2007). Adsorption kinetics and thermodynamamics of an anionic dye onto sepiolite. *Microporous Mesoporous Materials*, 388-396.
- Brindley, G., & Brown, G. (1980). *Crystal Structures of Clay Minerals and Their X-Ray-Identification*. London, UK: London Mineralogical Society.
- Dogan, M., Alkan, M., Turkyilmaz, A., & Ozdemir, Y. (2004). Adsorption kinetics of methyl violet onto perlite. *J. Hazard Mater B*, 141-148.
- Leofanti, G. P. (1998). Surface area and pore texture of catalysts. *Catalysis today*, 207-219.
- Liu, P., & Zhang, L. (2007). Adsorption of dyes from aqueous solutions or suspensions with clay nano-adsorbents. *Sep. Purif. Technol*, 32-39.
- Liu, R., Zhang, B., Mei, D., Zhang, H., & Liu, J. (2011). Adsorption of methyl violet from aqueous solution by halloysite nanotubes. *Desalination*, 111-116.
- Madejova, J., & Komadel, P. (2001). Baseline studies of the clay minerals society source clays: infrared methods. *Clays and Clay Minerals*, 410-432.
- Satsuma A., S. Y. (2004). Involvement of solid acid on Al- and Ga-doped porous silica in the Diels-Alder reaction. *Applied Catalysis*, 2487-2492.
- Tuesta, E. G., Vivas, M., Sun, R., & Gutarra, A. (2005). Modificación química de arcillas y su aplicación en la retención de colorantes. *Rev. Soc. Quím. Perú.*, 26-36.
- Vadivelan, V., & Ku, a. K. (2005). Equilibrium, kinetics, mechanism, and process design for teh sorption of methylene blue ontp rice hush. *J. Colloid Interface*, 90-100.
- Vargas-Rodríguez, Y. M. (2008). *Preparación y caracterización de arcillas ácidas y superácidas: Algunas aplicaciones*. México DF.: Tesis para optar por el grado de Doctora en ciencias químicas.