

Acceptance date: 20/09/2024

CONTRIBUCIÓN DE LOS RÍOS A LOS CONTAMINANTES ORGÁNICOS EN EL PARTICULADO ATMOSFÉRICO: DOS CASOS EN PUEBLA, MÉXICO

Paula Montserrat Crespo Barrera

Universidad Tecnológica de Izúcar de
Matamoros, Puebla, México

<https://orcid.org/0000-0003-0169-0579>

Guillermo Manuel Horta Valerdi

Universidad Politécnica Metropolitana de
Puebla, Puebla, México

<https://orcid.org/0000-0003-3152-2947>

Amado Enrique Navarro Frómata

Universidad Tecnológica de Izúcar de
Matamoros, Puebla, México

<https://orcid.org/0000-0002-4827-0670>

All content in this magazine is licensed under a Creative Commons Attribution License. Attribution-Non-Commercial-Non-Derivatives 4.0 International (CC BY-NC-ND 4.0).



Resumen: La contaminación del aire es un problema que afecta casi a la totalidad de la población, siendo producto de quema de combustibles fósiles, emisiones industriales y vehiculares, entre otros. Sin embargo, poco se ha estudiado la influencia de cuerpos de agua contaminados sobre la calidad del aire, a pesar de que hay estudios que relacionan el movimiento de aguas en plantas de tratamiento con la resuspensión de microorganismos. En este sentido, el presente trabajo tiene como objetivo determinar si hay una relación entre los contaminantes presentes en el aire y aquellos presentes en dos ríos ubicados en el estado de Puebla, México. Para ello se siguió el protocolo de muestreo y extracción TO-13A para las muestras de aire y el método 3535A para las muestras de agua, ambos de la Agencia de Protección Ambiental estadounidense y se realizó un análisis por cromatografía de gases acoplado a espectrometría de masas. El estudio reveló que hay una relación entre los contaminantes presentes en el aire y los presentes en el agua. Además, se observó el trasvase de contaminantes del río Atoyac, que recorre una ciudad de mayor densidad poblacional, al río Nexapa.

Palabras-clave: microcontaminantes orgánicos, ríos contaminados, intercambio aire-agua, partículas suspendidas totales.

INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental es un problema a nivel mundial. Según la Organización Mundial de la Salud (WHO, por sus siglas en inglés), solo el 1% de la población respira aire limpio (WHO, 2024), ocasionando 9 millones de muertes al año (Edo et al., 2024). Son conocidos los riesgos que implican los contaminantes presentes en el aire para la salud humana, especialmente en el escenario que determina el cambio climático (Ofremu et al., 2024). Por otra parte, en 2022, 20.6% de la población mundial

consumía agua contaminada con materia fecal (WHO, 2023), lo que desencadena problemas gastrointestinales. Además, el incremento de la población, el desarrollo industrial y la urbanización, contribuyen a la intensificación de la contaminación de los ríos a nivel mundial esperándose aumentos de muchos contaminantes en 41-88% de 2010 a 2050, considerando el ejemplo de China (Li et al., 2024), así como se triplicará el número de cuencas hidrológicas que serán afectadas por la contaminación a nivel global (Wang et al., 2024). También es conocido que los eventos extremos como las inundaciones, contribuyen a la removilización de los contaminantes que se encuentran en los sedimentos de los ríos, lo que puede incrementar su disponibilidad para pasar a otros compartimentos ambientales (Schwanen et al., 2023). A pesar de que esta información es conocida a nivel mundial y que se sabe que afecta la salud de la población que vive en la cercanía de ríos con alta carga contaminante (Motta et al., 2008), la relación entre la contaminación de cuerpos de agua y cómo afectan al aire que las rodea está poco documentada. El intercambio de los contaminantes entre el aire y los cuerpos de agua es un aspecto que en la actualidad ha atraído estudios que muestran que el sentido mayoritario del flujo de los contaminantes depende del tipo de contaminante (de sus propiedades como la fugacidad) y las condiciones ambientales (Bidleman et al., 2024; Prats et al., 2023; Qi et al., 2023). En este sentido, la afectación de los cuerpos de agua superficial por la deposición de los contaminantes presentes en el aire ha sido más estudiada (Kumar Sharma et al., 2023), aunque se ha documentado el intercambio de algunos contaminantes persistentes con el aire demostrándose el paso de los mismos del agua a la fase gaseosa circundante (Luarte et al., 2022).

Sin embargo, a pesar de la falta de publicaciones científicas, el reconocimiento de la contaminación de los cuerpos de agua se hace de forma casi inmediata cuando percibimos los olores desprendidos de un río u otro cuerpo de agua que está contaminado (Liang et al., 2018; Sado-Inamura & Fukushi, 2018). Más aún, un estudio realizado en Estados Unidos determinó que los contaminantes orgánicos y microbiológicos de la zona costera estaban relacionados con los contaminantes presentes en el aerosol marino de la desembocadura del río Tijuana, un cuerpo de agua altamente contaminado (Pendergraft et al., 2023). Lo anterior es conocido en plantas de tratamiento de agua, en donde los microorganismos presentes en el agua son resuspendidos en el aire debido al movimiento del agua, lo que produce bioaerosoles, contribuyendo a la dispersión de los contaminantes del agua hacia el aire que respiramos (Hsiao et al., 2020; Widiana et al., 2019; Yan et al., 2023). A pesar de que los reportes mencionados se refieren a plantas de tratamiento, es probable que el movimiento turbulento de los ríos pueda producir un efecto similar. En este sentido, el presente trabajo busca dar evidencias del paso de los microcontaminantes orgánicos de cuerpos de agua hacia el aire, tomando como casos de estudio dos ríos contaminados en México.

MATERIALES Y MÉTODOS

REACTIVOS Y EQUIPOS

Acetona, hexano, agua y diétil éter (DE) de grado HPLC se obtuvieron de J. T. Baker. Acetato de etilo (AcEt), diclorometano (DCM), metanol (MeOH) e isooctano (IsOc) fueron obtenidas con Fermont. Los solventes se usaron tal y como se recibieron y para la preparación de una solución al 10% de DE en hexano (solución DEH) para las muestras de aire y la solución AcEt:MeOH:IsOc (AcMeI, 2:2:1 v/v). Como estándares de recobrado (ER) se utilizaron soluciones de deuterados de criseno y acenafteno (0.2 ppm). El estándar interno (EI) utilizado fue trifenilamina, preparada a 27 ng/mL. Todos los estándares fueron obtenidos de Sigma Aldrich.

Las muestras fueron tomadas mediante una espuma de poliuretano (PUF, TE-1010) y un filtro de cuarzo (FC, TE-QMA4) en un muestreador TE-1000-PUF, todo de TISCH Environmental. Todas las muestras (tanto de aire como de agua) fueron analizadas en un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas (CG/EM) de Perkin Elmer (Clarus 680/SQ8-T) con una columna capilar ZB-5 (30 m x 0.25 mm x 1 mm). Se inyectaron 2 mL de muestra en el modo split/splitless (20:1) usando helio de ultra alta pureza como gas acarreador (1.3 mL/min). El espectrómetro de masas se operó en el modo de haz de electrones con una relación masa/carga (m/z) desde 35 a 450, con una interfaz al cromatógrafo de 280 °C. La temperatura de la fuente también se mantuvo a 280 °C. La temperatura del horno se programó para empezar a 90 °C, seguido de una rampa a 4°C/min de 90 °C a 290 °C, después se empleó una rampa a 10 °C/min de 290 a 310 °C. Esta temperatura final se mantuvo durante 24 minutos.

SITIOS DE MUESTREO Y PROCEDIMIENTO

Las muestras se tomaron en diferentes puntos en Puebla, México (Figura 1). Dentro de este estado, dos ciudades fueron elegidas como área de estudio: Puebla e Izúcar de Matamoros (Izucar), donde la ciudad de Puebla está señalada con un recuadro, e Izúcar con un círculo. De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Izucar tiene 82,809 habitantes (53.5% en pobreza moderada y 12.7% en pobreza extrema) mientras que Puebla tiene 1,692,181 habitantes (36% en pobreza moderada y 5.42% en pobreza extrema) (INEGI, 2020). Esto es importante mencionarlo porque aunque ambas ciudades son consideradas como sitios urbanos, el número de habitantes y urbanización afecta la calidad del aire y del agua (Thanvisitthpon et al., 2024; Wang et al., 2024). Tomando esto en cuenta, se eligió un punto en Izucar (ICATEP) y uno en Puebla (UPMP), cada uno cerca de un cuerpo de agua para tomar tanto las muestras de aire como las de agua. Las muestras de agua fueron tomadas del río Nexapa en Izucar (Nexapa) y de un afluente del Atoyac en Puebla (Atoyac). Adicionalmente, se consideró como blanco un punto situado en el Balneario de San Carlos (SCarlos), alejado de localidades y cuerpos de agua (más de 2 km a la población más cercana). Inicialmente el punto UTIM era considerado como blanco, pero se descartó como tal por motivos que se explicarán en la sección de resultados.

Procedimiento de limpieza antes del muestreo

Para la toma de muestras, se siguió el método TO-13A de la EPA (EPA, 1999). De forma breve, todas las piezas removibles del muestreador de aire se limpiaron con hexano antes y después de cada muestreo. Antes del primer uso y antes del proceso de extracción de las muestras, toda la cristalería se enjuagó con acetona, seguido de un enjuague con hexano. Posteriormente, se lavó con jabón y se enjuagó exhaustivamente con agua potable, después se enjuagó con agua tridestilada y se dio un último enjuague con agua de grado HPLC. Después de este procedimiento, la cristalería se secó en una estufa a 250 °C por 5 horas. Finalmente, después de enfriarse, se enjuagó con hexano y se protegió del polvo mediante papel aluminio previamente limpiado con hexano (PAL). Respecto al PUF y al FC, este último se acondicionó en una mufla durante 5 horas a 450 °C y el PUF fue limpiado por extracción Soxhlet (ES) durante 2 horas con acetona y 16 horas con DEH. Después, el PUF se secó al vacío durante 2 horas. Finalmente, cada filtro y cada PUF fue almacenado de forma individual en PAL y almacenado en una bolsa Ziploc a -20 °C, previamente limpiada con hexano, hasta su uso.

Procesos de muestreo y extracción de las muestras

Una vez limpios, el PUF se coloca en un cilindro de vidrio, que forma parte del cabezal del muestreador de aire. Después, en la parte superior de este cabezal, se coloca el FC y se cubre todo con la tapa fabricada para este fin y, la parte inferior, se cubre con PAL. Todo este procedimiento se hace dentro del laboratorio para evitar contaminación externa. Finalmente, tanto el cabezal como el equipo son trasladados al sitio de muestreo. Una vez conectado a la corriente, se remueve la tapa del cabezal y se comienza el muestreo. En este



Figura 1. Ciudades de Izúcar de Matamoros (círculo) y Puebla (cuadrado), ubicadas dentro del estado de Puebla (señalizado en el mapa). Además, se muestran los puntos tomados en Izucar (ICATEP, Nexapa y UTIM), en Puebla (UPMP y Atoyac) y el blanco (SCarlos), así como la ubicación geográfica de cada punto.

caso, los muestreos se realizaron durante 24 horas, tiempo durante el cual se tomó registro de la temperatura, la presión barométrica y la presión de agua dada por el muestreador. Lo anterior, con el objetivo de tener los parámetros necesarios para la cuantificación del volumen de aire muestreado. Una vez concluido el muestreo, se apaga el equipo y se vuelve a colocar la tapa del cabezal. El PUF y el FC son transportados al laboratorio dentro del cabezal a 4 °C. Una vez en el laboratorio, el PUF y el FC son removidos del cabezal, almacenados en su papel aluminio y bolsa Ziploc originales. Posteriormente, son almacenados a -20 °C hasta su extracción, que se debe realizar dentro de los primeros 7 días después del muestreo, según el método utilizado.

Las muestras son extraídas por ES durante 18 horas. Tanto el PUF como el FC son colocados juntos dentro del aparato Soxhlet. Antes de agregar el solvente, 20 mL de la solución RE es inyectada al PUF. Pasadas las 18 horas de extracción, la muestra es transferida cuantitativamente a un matraz para rotoevaporar la muestra hasta un volumen de 1 mL. La muestra es almacenada a -20 °C

hasta el día de su inyección en el cromatógrafo. Antes del análisis en el CG/EM, la muestra es llevada casi a sequedad con un flujo suave de nitrógeno y después es reconstituida con 20 mL de IS y 80 mL de hexano.

Las muestras de agua se recolectaron en botellas ámbar de 1 L, a las que se les colocó 1 mL de ácido clorhídrico. Fueron transportadas a 4 °C hasta el laboratorio. Ahí, se agregaron 20 mL de la solución RE y se agitó la muestra. Posteriormente, las muestras se filtraron con filtro Whatman 42 previamente acondicionado a 65 °C por 12 horas. Los filtros se dejaron secar en un desecador y la muestra de agua filtrada se extrajo por fase sólida (EFS) con un cartucho Bond Elut ENV de Phenomenex con 500 mg de fase sólida, el cual se acondicionó con 5 mL acetona, 15 mL de AcEt, 10 mL de MeOH y 5 mL de agua HPLC. Posteriormente, se pasó la muestra por el cartucho y se dejó secar durante 30 minutos con la bomba de vacío encendida. Transcurrido ese tiempo, la muestra se eluyó con 10 mL de AcEt. Por otra parte, el filtro se extrajo por ultrasonido con 25 mL de MeOH por 20 minutos y con otros 25 mL de acetona:DCM (1:1 v/v) por otros 20 minutos.

Los extractos del filtro y de la EFS fueron transferidos cuantitativamente a un matraz de evaporación, después de ser filtrados mediante un filtro de jeringa milipore de 0.45 mm. Una vez filtrado, el extracto se rotoevaporó hasta un volumen de 1 mL. A partir de aquí se siguió un procedimiento similar al de las muestras de agua con la excepción de que la muestra se reconstituyó con la solución AcMeI, en lugar de con hexano.

PROCESO DE CUANTIFICACIÓN

Se seleccionaron 22 contaminantes orgánicos oxigenados de conocido origen antrópico (Tabla 1). Estos compuestos fueron identificados a través de la librería NIST/EPA/NIH mediante el programa NIST Mass Spectra Search instalado en la computadora del equipo. La identificación se realizó mediante la relación m/z de los iones más característicos de cada compuesto, donde la restricción de una concordancia directa y reversa mayor a 800 fue usada como criterio de selección.

Para la determinación semicuantitativa de las concentraciones se utilizaron las relaciones de áreas de los picos cromatográficos de cada compuesto al área del estándar interno considerando que para la cuantificación de las sustancias al disponer de curvas de calibración se utilizan las siguientes fórmulas para la determinación de las concentraciones en aire en unidades de masa por m^3 y en agua en unidades de masa por litro:

$$C_{\frac{um}{m^3}} = \frac{R_A \cdot V_{sol}}{V_{iny} \cdot V_{aire}} \times F_{CCal} = R_{NA_{aire}} \times F_{CCal} \quad y$$

$$C_{\frac{um}{L}} = \frac{R_A \cdot V_{sol}}{V_{iny} \cdot V_{agua}} \times F_{CCal} = R_{NA_{agua}} \times F_{CCal}$$

Donde:

R_A es la relación de área del compuesto al estándar interno;

C es la concentración semicuantitativa en unidades de masa por m^3 o por litro;

V_{sol} ; es el volumen de extracto final (100 mL);

V_{iny} es el volumen inyectado, 2 mL;

V_{aire} es el volumen muestreado de aire;

V_{agua} es el volumen muestreado de agua (1 L).

Por lo que finalmente se trabajó con las relaciones normalizadas de áreas para las muestras de aire y agua, $R_{NA_{aire}}$ y $R_{NA_{agua}}$, considerando que los factores de la curva de calibración (F_{CCal}), son similares para ambos tipos de muestras.

RESULTADOS Y SU DISCUSIÓN

El análisis no selectivo por CG/EM arrojó la presencia de más de 100 compuestos orgánicos, lo que dio lugar a picos con mucho solapamiento de sustancias, lo que no permitió identificar con toda certeza a un número considerable de los compuestos presentes, cosa que es usual cuando se hace este tipo de análisis (Schwanen & Schwarzbauer, 2022). Esto motivó la selección de 22 compuestos de marcado origen antrópico, identificados con toda certeza.

En la Tabla 2 se muestran los valores semicuantitativos de las concentraciones de los 22 compuestos orgánicos analizados en las muestras. Como era de esperar, en la fase acuosa las concentraciones de los compuestos, expresadas en las mismas unidades de masa, resultan mucho más elevadas que en el aire. Sin embargo, es notorio que la contaminación presente en Atoyac es mucho mayor que la que se puede observar en Nexapa para casi todos los compuestos analizados; siendo la excepción BenzMet, DiAcetBen y Screen. La explicación de esta diferencia no está clara, pues el origen y uso de estos compuestos es tan amplio que un estudio más detallado sobre las fuentes puntuales debería ser llevado a cabo para obtener más información respecto a estas diferencias. A pesar de lo cual es probable que BenzMet deba su presencia a la

Compuesto	Abreviatura	CAS #	Usos principales	Iones utilizados
4-metilfenol (p-Cresol)	pCre	106-44-5	PN, PCP, IPPQ, Pest	107+108
Benzoato de metilo	BenzMet	93-58-3	PCP, Pest	77+105+136
2-(2-butoxi)etanol	ButEtEta	112-34-5	Solv, PCP	45+57
a-Terpineol	aTerp	98-55-5	Solv, PCP, Far	59+81+93+121+136
Dowanol EP	DowEP	122-99-6	PCP, Pest, Solv, Rec	77+94+138
Hidroxidiciclopentadieno	TCD	37275-49-3	IPPQ, Rec, Pest, PCP	66+91+117+132+150
Epoxido 269,	Ep269	96-08-2	IPPQ, Rec	43+67+93+107+108
Vanillina	Van	121-33-5	IAL, PCP, Far	151+152
Surfynol104	Surf104	126-86-3	Rec, Tens	43+109+151
p-Acetilacetofenona	DiAcetBen	1009-61-6	PCP, IAL, IPPQ	91+119+147+162
Butilhidroxitolueno	BHT	128-137-0	IAL, Aox, PCP, Far	205+220
Dibenzofurano	DBFu	132-64-9	Pest, IPPQ, Col	139+168
Dibenzofenona	DBFe	119-61-9	PN, PCP, IAL, Pest	77+105+182
Metildihidrojasmonato	MDHJ	24851-98-7	PCP, IAL, IPPQ	83+153+156
Alquil fenoles	AF	-	Residuo DNI	107+121+135
Bencilbenzoato	BenBenz	120-51-4	Far, Pest, PCP, IAL	77+91+105+194+212
Cafeína	CAF	58-08-2	PCP, Far, PN	109+194
Galaxolide	GAL	-	PCP	213+243+258
AF monoetoxilados	AF metox	-	Residuo DNI	107+121+135+179+193
Cinoxato	Screen	104-28-9	Bsol, Pest	161+178
AF dietoxilados	AF dietox	-	Residuo DNI	223+237
Parsol MCX	PAR	5466-77-3	Bsol, Pest,	161+178

Tabla 1. Lista de microcontaminantes orgánicos oxigenados analizados, incluyendo su abreviatura, CAS, usos principales y los iones elegidos para su identificación en los cromatogramas de masa.

Notas sobre los usos principales: PN – Presente en productos naturales; PCP – En productos del cuidado personal; IPPQ – presente en o para la producción de otros productos químicos; Pest – En pesticidas; Solv – En solventes; IAL – En la industria de alimentos; Col – Colorantes; Far – En fármacos; DNI – Detergentes no iónicos; Bsol – En bloqueadores solares; Rec – recubrimientos; Tens – Tensioactivo; Aox - Antioxidante.

Abreviatura	SCarlos	UPMP	ICATEP	UTIM	Atoyac	Nexapa
pCre	0.085	1.665	0.395	0.168	9797.8	7.3
BenzMet	0.099	0.103	0.133	0.048	221.0	926.6
ButEtEta	0.000	1.818	0.030	0	764.2	26.4
aTerp	0.008	0.490	0.016	0.003	13438.4	14.8
DowEP	0	0.158	0.116	0.068	3672.3	31.7
TCD	0	0.382	0.084	0.040	2176.8	6.8
Ep269	0	2.592	0.243	0.091	124.2	10.8
Van	0	1.423	1.215	0.361	121.1	0
Surf104	0.101	2.249	0.151	0.096	147.2	12.2
DiAcetBen	4.504	7.959	4.528	2.898	55.2	152.7
BHT	0.099	1.372	0.125	0.053	135.9	21.0
DBFu	0.029	1.511	0.048	0.050	26.7	9.6
DBFe	0.262	2.453	0.308	0.188	218.0	28.5
MDHJ	0.676	1.900	0.282	0.431	3117.7	80.5

AF	0	6.225	0.465	0.332	1339.7	1055.9
BenBenz	0.327	6.845	1.657	0.892	349.5	34.4
CAF	0	0.384	0.073	0.020	1292.1	14.5
GAL	0.979	8.970	0.152	0.197	1241.0	28.0
AF metox	0.570	4.348	0.591	0.394	2186.1	241.1
Screen	2.009	0.798	3.059	0.289	155.3	375.0
Afdietox	0.069	0.419	0.096	0.135	266.0	113.2
PAR	1.249	0.401	1.599	0.119	514.9	407.9

Tabla 2. Valores semicuantitativos de las concentraciones de los compuestos oxigenados estudiados.

mayor actividad agrícola de la zona, respecto a la que se observa en el punto de muestreo correspondiente a Atoyac. Además, es notorio que los compuestos con mayor presencia (concentración relativa superior a 2000 unidades) son aTerp, pCres, DowEP, MDHJ, AFMetox (residuo DNI) y TCD cuyo uso como PCP es común en la mayoría.

Por otro lado, una tendencia similar es observada al comparar las concentraciones relativas de todas las muestras de aire: la mayoría de los contaminantes se encuentran en la muestra UPMP, que está relacionada con la muestra Atoyac. La excepción son BenzMet, Screen y PAR, los cuales se encuentran en mayor concentración en la muestra ICATEP, seguida de San Carlos, UPMP y siendo UTIM la de menor concentración. Es importante notar que estos tres compuestos coinciden en su uso como plaguicidas, por lo que su mayor presencia en ICATEP puede estar relacionada con la cercanía a campos de cultivo. Por otro lado, el hecho de que el segundo punto más contaminado sea SCarlos puede deberse a que estos compuestos también están presentes en los bloqueadores solares, y al ser un parque acuático, es posible que su alta concentración se deba a un uso mayor de esos productos en la zona. Por otra parte, cabe resaltar que, de estos tres contaminantes, dos coinciden con los de mayor concentración en los ríos (BenzMet y Screen) manteniendo la tendencia entre las muestras de agua y las de aire (Atoyac < Nexapa y UPMP < ICATEP).

En contraste, al analizar únicamente las muestras de aire tomadas en la región de Izúcar de Matamoros, puede apreciarse que no todos los compuestos siguen la misma tendencia (Figura 2). Aunque el 45.5% de ellos muestran atenuación de la contaminación conforme nos alejamos del río (SCarlos es el punto más lejano con 14.21 km hasta el punto de muestreo Nexapa) la presencia de otras fuentes puntuales podría afectar a la atenuación esperada si es que los compuestos presentes en el aire deben su presencia a la contaminación del río. Sin embargo, considerando los puntos “más cercanos” a los ríos, es evidente que hay una mayor concentración en ICATEP (63.64 m del punto de muestreo Nexapa) que en la UTIM (1.62 km del punto de muestreo Nexapa) en todos los compuestos analizados. La única excepción es para el MDHJ, el cual es mayor en UTIM respecto a ICATEP; pero como es un compuesto de alto uso en diferentes procesos y productos (PCP, IAL, IPPQ), podría no ser representativo. Finalmente hay que mencionar que el hecho de que haya tantos compuestos (45.54 %) que estén en mayor concentración en el blanco (SCarlos) respecto al menos una de las muestras, nos hace evidente el impacto de la contaminación incluso en entornos que creemos más limpios por estar rodeados de vegetación.

En la Figura 3 se muestran las concentraciones de las n-parafinas de C23 a C33 que muestran una distribución similar en ambas corrientes de agua, cuestión que se

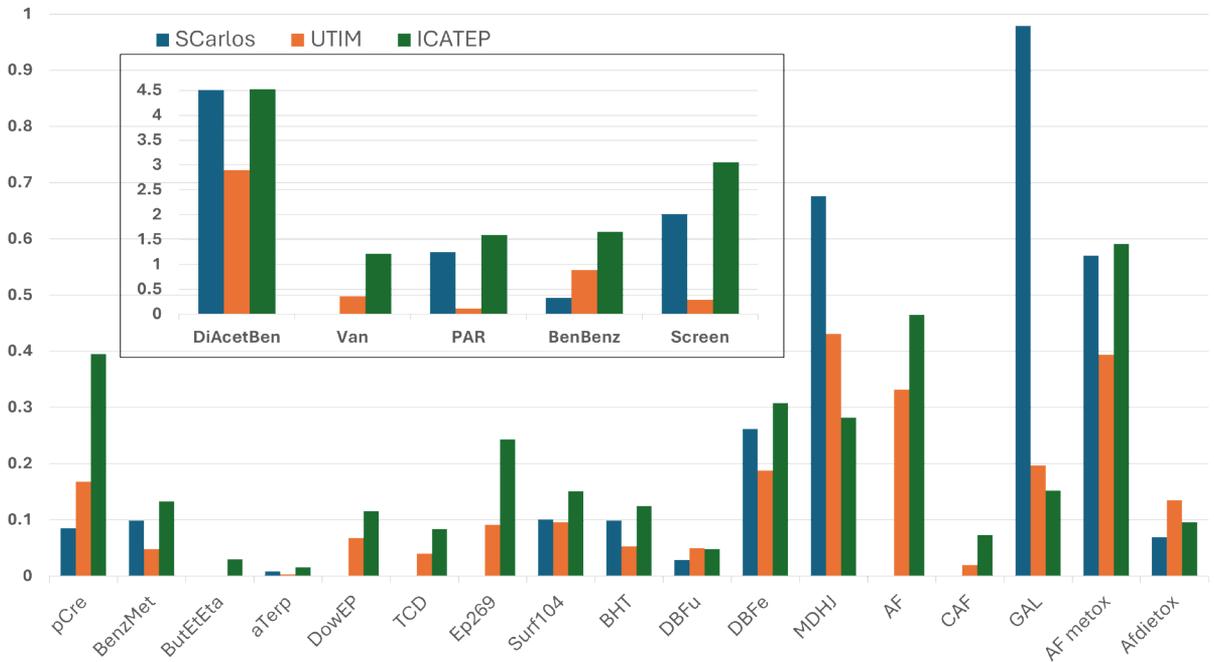


Figura 2. Gráficas de las muestras de aire en donde se muestran las concentraciones relativas. En el recuadro únicamente se muestran aquellas concentraciones relativas superiores a 1.

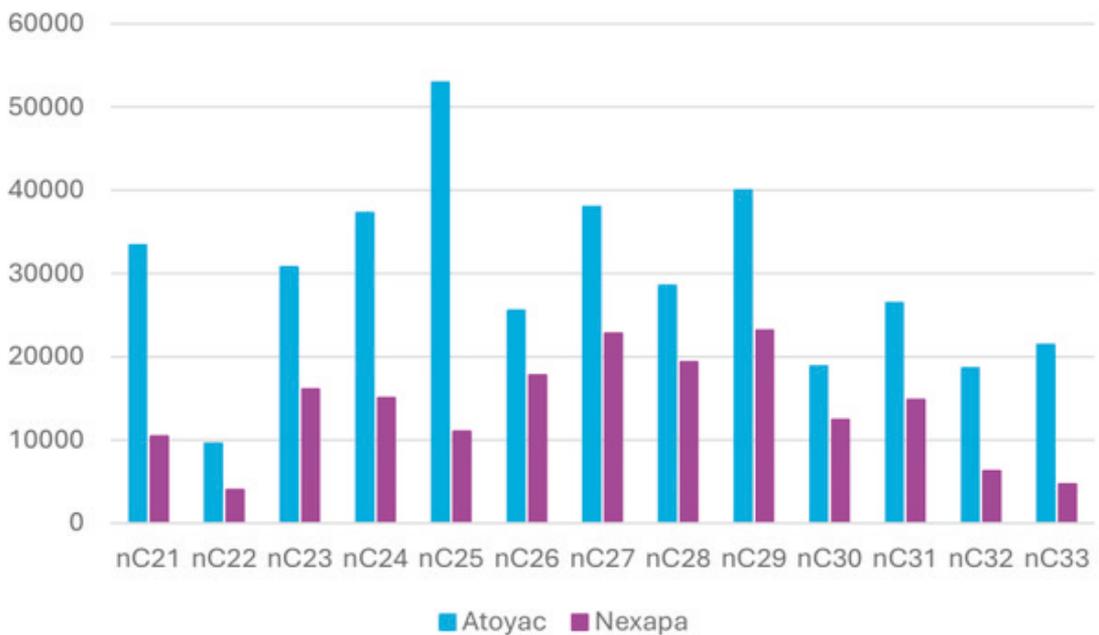


Figura 3. Concentraciones de las n-parafinas (*100) en el agua de ambos ríos.

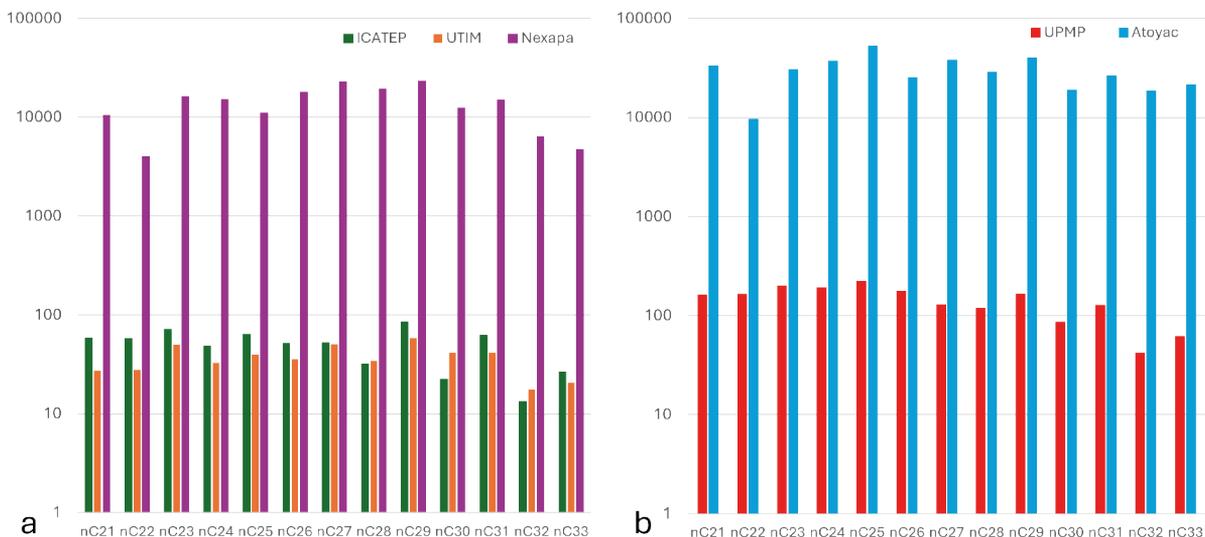


Figura 4. Relaciones de concentraciones relativas para las n-parafinas en el aire y agua en la región de muestreo de a) Izúcar de Matamoros y b) la ciudad de Puebla.

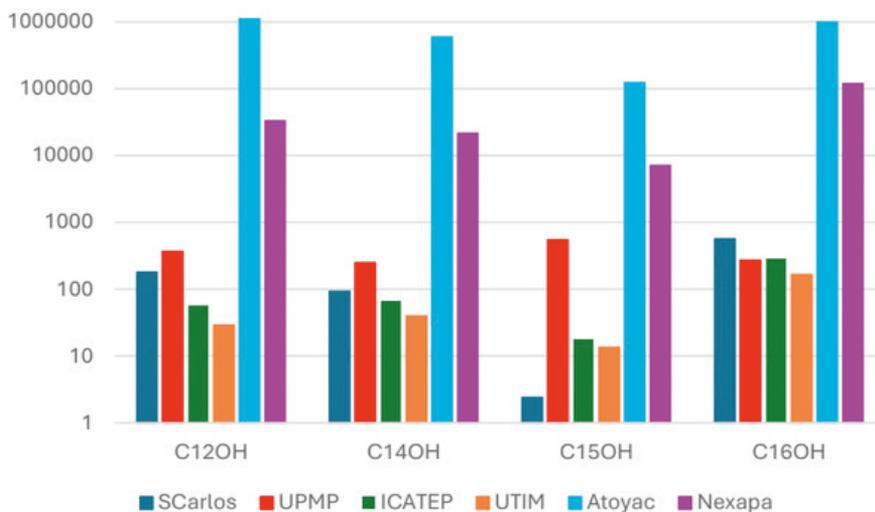


Figura 5. Perfiles de los alcoholes saturados para las muestras de aire y sus respectivos cuerpos de agua.

explica por la influencia del trasvase de las aguas fuertemente contaminadas del Atoyac al río Nexapa para suplir necesidades de riego.

Los perfiles de las n-parafinas en agua y aire en ambas zonas de muestreo (Izúcar y Puebla, Figura 4a y 4b, respectivamente), muestran también la influencia del intercambio agua-aire en los valores de las concentraciones de las n-parafinas, lo cual se evidencia en la similitud de los perfiles entre las muestras de aire y agua en cada zona de muestreo.

El índice de preferencia de carbono C23-C31, calculado con las concentraciones de las n-parafinas, resultó ligeramente mayor que la unidad en todos los casos, 1.27 para UPMP, 1.78 para ICATEP, 1.44 para UTIM, 1.51 para el Atoyac y 1.26 para el Nexapa. Todos estos valores apuntan a aportes mixtos, biogénicos y petrogénicos (Iwegbue et al., 2021).

Finalmente, los perfiles de los alcoholes saturados C12-C16 (Figura 5) muestran que estos compuestos, muy utilizados en distintos

productos del cuidado personal e industriales, se detectan también en San Carlos, donde hay una granja porcina a 1 km de distancia que puede influir en esto. Nuevamente haciendo evidente el alcance de la contaminación en entornos menos urbanos debido a fuentes puntuales que deben considerarse en futuros estudios.

CONCLUSIONES

El intercambio de contaminantes desde ríos contaminados hacia la atmósfera que los rodea se evidenció a partir del análisis de los microcontaminantes orgánicos presentes en el agua y el material particulado a sus alrededores. Este intercambio se hace principalmente notorio al observar los perfiles de las n-parafinas en cada sitio de muestreo. Sin embargo, este análisis también nos permite observar el trasvase que se hace del río Atoyac hacia el río Nexapa, influyendo también en la contaminación que llega a la ciudad de Izúcar de Matamoros. A pesar de ello, es evidente que conforme nos alejamos de los centros con mayor urbanización y densidad de población,

los niveles de los contaminantes estudiados disminuyen, puesto que la contaminación orgánica fue mayor en la ciudad de Puebla, para ambos tipos de muestras. Al ser un muestreo puntual, son necesarios más muestreos, incluyendo transectos de las corrientes de agua, para poder proponer marcadores de la contaminación atmosférica debida al intercambio aire-agua de los compuestos presentes en los ríos contaminados.

FINANCIAMIENTO

Esta investigación fue financiada por el Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Puebla (CONCYTEP).

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no hay conflictos de interés relacionados con este trabajo.

AGRADECIMIENTOS

PMCB y GMHV agradecen al CONAHCYT por el apoyo posdoctoral entregado a través de los convenios 710042 y 263595, respectivamente.

REFERENCIAS

- Bidleman, T. F., Agosta, K., Shipley, E., Tyskind, M., & Vlahos, P. (2024). Air-surface exchange of halomethoxybenzenes in a Swedish subarctic catchment. *Science of The Total Environment*, 948, 174849. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174849>
- Edo, G. I., Itoje-akpokiniowo, L. O., & Obasohan, P. (2024). Impact of environmental pollution from human activities on water, air quality and climate change. *Ecological Frontiers*. <https://doi.org/10.1016/j.ecofro.2024.02.014>
- EPA. (1999). *Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air* (Compendio del Método TO-13 Segunda Edición). Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-11/documents/to-13arr.pdf>
- Hsiao, T.-C., Lin, A. Y.-C., Lien, W.-C., & Lin, Y.-C. (2020). Size distribution, biological characteristics and emerging contaminants of aerosols emitted from an urban wastewater treatment plant. *Journal of Hazardous Materials*, 388, 121809. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121809>
- INEGI. (2020). Censo de población y vivienda 2020. *Subsistema de Información Demográfica y Social*. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/#Microdatos>
- Iwegbue, C. M. A., Bebenimibo, E., Obi, G., Tesi, G. O., Olisah, C., Egobueze, F. E., & Martincigh, B. S. (2021). Distribution and Sources of n-Alkanes and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments Around Oil Production Facilities in the Escravos River Basin, Niger Delta, Nigeria. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 80(2), 474-489. <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00810-w>

- Kumar Sharma, A., Gupta, M., Ali Khan, S., Neem, A., Kumar, H., Bhati, A., & Patel, U. (2023). *Effects of Air Pollution on Surface Water Contamination*. 1327. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1327/1/012036>
- Li, Y., Wang, M., Zhang, Q., Kroeze, C., Xu, W., Ma, L., Zhang, F., & Stokal, M. (2024). The future of Chinese rivers: Increasing plastics, nutrients and Cryptosporidium pollution in half of the basins. *Resources, Conservation and Recycling*, 205, 107553. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107553>
- Liang, Z., Siegert, M., Fang, W., Sun, Y., Jiang, F., Lu, H., Chen, G.-H., & Wang, S. (2018). *Blackening and odorization of urban rivers: A bio-geochemical process*. 94(3). <https://doi.org/10.1093/femsec/fix180>
- Luarte, T., Tucca, F., Nimptsch, J., Woelfl, S., Casas, G., Dachs, J., Chiang, G., Pozo, K., Barra, R., & Galbán-Malagón, C. (2022). Occurrence and air-water diffusive exchange legacy persistent organic pollutants in an oligotrophic north Patagonian lake. *Environmental Research*, 204, 112042. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112042>
- Motta, O., Capunzo, M., de Caro, F., Brunetti, L., Santoro, E., Farina, A., & Proto, A. (2008). *New approach for evaluating the public health risk of living near a polluted river*. 49(2), 79-88.
- Ofremu, G. O., Raimi, B. Y., Yusuf, S. O., Dziwornu, B. A., Nnabuife, S. G., Eze, A. M., & Nnajifor, C. A. (2024). Exploring the Relationship between Climate Change, Air Pollutants and Human Health: Impacts, Adaptation, and Mitigation Strategies. *Green Energy and Resources*, 100074. <https://doi.org/10.1016/j.gerr.2024.100074>
- Pendergraft, M. A., Belda-Ferre, P., Petras, D., Morris, C. K., Mitts, B. A., Aron, A. T., Bryant, M., Schwartz, T., Ackermann, G., Humphrey, G., Kaandorp, E., Dorrestein, P. C., Knight, R., & Prather, K. A. (2023). Bacterial and Chemical Evidence of Coastal Water Pollution from the Tijuana River in Sea Spray Aerosol. *Environmental Science & Technology*, 57(10), 4071-4081. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02312>
- Prats, R. M., Van Drooge, B. L., Fernández, P., & Grimalt, J. O. (2023). Passive water sampling and air-water diffusive exchange of long-range transported semi-volatile organic pollutants in high-mountain lakes. *Science of The Total Environment*, 860, 160509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160509>
- Qi, A., Wang, P., Lv, J., Zhao, T., Huang, Q., Wang, Y., Zhang, X., Wang, M., Xiao, Y., Yang, L., Ji, Y., & Wang, W. (2023). Distributions of PAHs, NPAHs, OPAHs, BrPAHs, and ClPAHs in air, bulk deposition, soil, and water in the Shandong Peninsula, China: Urban-rural gradient, interface exchange, and long-range transport. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 265, 115494. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115494>
- Sado-Inamura, Y., & Fukushi, K. (2018). *Considering Water Quality of Urban Rivers from the Perspectives of Unpleasant Odor*. 10(3). <https://doi.org/10.3390/su10030650>
- Schwanen, C. A., Müller, J., Schulte, P., & Schwarzbauer, J. (2023). Distribution, remobilization and accumulation of organic contaminants by flood events in a meso-scaled catchment system. *Environmental Sciences Europe*, 35(1), 15. <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00717-4>
- Schwanen, C. A., & Schwarzbauer, J. (2022). Structural Diversity of Organic Contaminants in a meso-scaled River System. *Water, Air, & Soil Pollution*, 233(2), 33. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05503-1>
- Thanvisitthpon, N., Kallawicha, K., & Chao, H. J. (2024). Effects of urbanization and industrialization on air quality. In *Health and Environmental Effects of Ambient Air Pollution* (pp. 231-255). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-16088-2.00003-X>
- Wang, R., Liu, L., Tao, Z., Wan, B., Wang, Y., Tang, X., Li, Y., & Li, X. (2024). Effect of urbanization and urban forests on water quality improvement in the Yangtze River Delta: A case study in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management*, 351, 119980. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119980>
- WHO. (2023). *Drinking Water*. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- WHO. (2024). *Air Pollution*. https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab_1
- Widiana, D. R., Wang, Y.-F., You, S.-J., Yang, H.-H., Wang, L.-C., Tsai, J.-H., & Chen, H.-M. (2019). Air Pollution Profiles and Health Risk Assessment of Ambient Volatile Organic Compounds above a Municipal Wastewater Treatment Plant, Taiwan. *Aerosol and Air Quality Research*, 19(2), 375-382. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.11.0408>
- Yan, C., Viegas, C., Han, Y., & Carducci, A. (2023). Editorial: Bioaerosol emission characteristics and the epidemiological, occupational, and public health risk assessment of waste and wastewater management. *Frontiers in Public Health*, 11, 1111457. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2023.1111457>