

TÓXICOS EN EL AMBIENTE

¿RIESGO PARA LA SALUD?

COMPILADORAS

DELIA AIASSA

BEATRIZ BOSCH

Secretaría de
CIENCIA y TECNOLOGÍA

Ministerio de INDUSTRIA,
COMERCIO, MINERÍA Y DESARROLLO
CIENTÍFICO TECNOLÓGICO



GOBIERNO DE LA
PROVINCIA DE
CÓRDOBA

Tóxicos en el ambiente: ¿riesgo para la salud? / Delia Aiassa ... [et al.]; compilado por Delia Aiassa; Beatriz Bosch. - 1a ed. - Córdoba: CEPYD, 2018.

110 p.; 27 x 21 cm.

ISBN 978-987-29502-9-3

1. Toxicología. 2. Determinantes Sociales de la Salud. 3. Prevención de Riesgos. I. Aiassa, Delia II. Aiassa, Delia, comp. III. Bosch, Beatriz, comp.

CDD 363.738

Diseño de tapa e interiores

Mariana Rudisi

marianarudisi@hotmail.com

Edición

CEPyD (Centro de Estudios de Población y Desarrollo)

<http://www.cepyd.org.ar/>

Córdoba, Argentina, 2018

Reservados todos los derechos. Queda rigurosamente prohibida, sin la autorización escrita de los titulares del copyright, la reproducción parcial o total de esta obra por cualquier medio o procedimiento.

Impreso en Argentina.

Compiladoras

DELIA AIASSA

BEATRIZ BOSCH

Grupo GeMA – Genética y Mutagénesis Ambiental –

DELIA AIASSA

Doctora en Ciencias Biológicas. Licenciada en Ciencias Biológicas.

Docente/Investigadora de la Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

BEATRIZ BOSCH

Licenciada en Ciencias Biológicas. Profesora en Ciencias Biológicas. Profesora en instituciones de enseñanza secundaria.

FERNANDO MAÑAS

Doctor en Ciencias Biológicas. Médico Veterinario. Docente/Investigador de la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

CLAUDIA DELLAFIORE

Doctora en Ciencias Biológicas. Licenciada en Ciencias Biológicas.

Docente/Investigadora de la Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

SERGIO BEVILACQUA

Abogado. Docente/Investigador de la Facultad de Ciencias Humanas de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

MARTÍN ABASOLO

Abogado. Docente/Investigador de la Facultad de Ciencias Económicas y de la Facultad de Ciencias Humanas de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

Grupo GIEPCO – Grupo de Investigación en Ecología Poblacional y Comportamental –

ANDREA STEINMANN

Doctora en Ciencias Biológicas. Licenciada en Ciencias Biológicas. Docente/Investigadora de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

Grupo GIHRC – Grupo de Investigaciones Herpetológicas Río Cuarto –

NANCY SALAS

Doctora en Ciencias Biológicas. Licenciada en Ciencias Biológicas. Docente/Investigadora de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

INDICE

PRÓLOGO	10
LA RUTA DE LOS CONTAMINANTES <i>Beatriz Bosch</i>	
¿Por dónde vienen (y por dónde van) los contaminantes en el ambiente?	14
Bibliografía.....	25
EXPOSICIÓN Y DISPOSICIÓN DE SUSTANCIAS QUÍMICAS EN EL ORGANISMO <i>Fernando Mañas</i>	
¿Cómo se comportan las sustancias químicas en un organismo?	26
Exposición a sustancias químicas.....	26
Vías de exposición a sustancias químicas.....	27
Toxicocinética.....	29
Incremento del riesgo de toxicidad debido a factores toxicocinéticos.....	35
Bibliografía.....	36
LA SALUD AMBIENTAL y LOS CONTAMINANTES QUÍMICOS EMERGENTES <i>Delia Aiassa</i>	
¿Existe relación entre el ambiente y la salud de población?.....	38
Bibliografía.....	50
ALTERACIONES DEL HÁBITAT SOBRE LAS POBLACIONES ANIMALES <i>Andrea Steinmann</i>	
¿Cómo afectan las alteraciones del hábitat a las poblaciones?.....	52
Ecosistemas alterados.....	52
Efecto de las alteraciones del hábitat sobre las poblaciones animales nativas.....	52
Poblaciones animales.....	55
Características de las poblaciones animales.....	56
Bibliografía.....	58
LA POBLACIÓN HUMANA: PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS, BIODIVERSIDAD Y AMBIENTE	
<i>Claudia M. Dellafiore</i>	
¿Existe conflicto entre la producción de alimentos y la protección del ambiente?.....	60
Bibliografía.....	64
LOS NIÑOS y LA EXPOSICIÓN A TÓXICOS AMBIENTALES <i>Delia Aiassa</i>	
¿Cuáles son los efectos de la exposición temprana durante la infancia a agentes contaminantes?.....	66
Bibliografía.....	75
LOS PROBLEMAS AMBIENTALES Y SU EDUCACIÓN <i>Nancy Salas</i>	
¿Qué hacer desde la educación ambiental?.....	80
Los diversos significados de la Educación Ambiental.....	80
Un problema ambiental: ecosistemas acuáticos en peligro.....	81

Efecto de las alteraciones de los hábitats acuáticos sobre la biodiversidad: las poblaciones centinelas.....	82
Estudios Ecotoxicológicos.....	83
Qué se hace desde la Educación Ambiental.....	84
Bibliografía.....	86

**PRINCIPIO PRECAUTORIO. MARCO LEGAL EN TIEMPOS DEL NUEVO CÓDIGO CIVIL Y
COMERCIAL ARGENTINO** *Sergio Bevilacqua, Martín Abasolo*

¿Qué es el principio precautorio y cuándo es posible aplicarlo?.....	90
Preliminar: La constitucionalización del Derecho privado.....	90
El nuevo marco normativo.....	91
El principio precautorio.....	94
Conclusión.....	101
Bibliografía.....	102

ESTIMADO LECTOR

Los contenidos que se presentan pretenden concretar una eficiente tarea de socialización que responde a las demandas realizadas por organizaciones sociales y organizaciones educativas para abordar la problemática de los efectos de los contaminantes químicos en especial sobre la salud de los niños y adolescentes. Por lo tanto, este libro se orienta a la prevención y promoción de la salud, poniendo énfasis en la salud ambiental infantil.

Además de la demanda explícita de estas dos organizaciones ¿Por qué es importante ocuparse de esta temática? La Salud Ambiental Infantil es una necesidad indiscutible para preservar la salud y calidad de vida de los niños (grupo etario de 0 a 18 años). Esta temática ha sido una preocupación mundial a lo largo de los años y es un desafío para el futuro ya que el medio ambiente es uno de los factores que influyen de forma decisiva en las defunciones infantiles. La OMS, indica que cada año mueren más de tres millones de menores de cinco años por causas y afecciones relacionadas con el medio ambiente.

En este sentido y a partir de los últimos trabajos realizados por nuestro grupo de investigación GeMA (Genética y Mutagénesis Ambiental, Departamento de Ciencias Naturales, UNRC) en este grupo etario consideramos que se debe investigar para vigilar la Salud Ambiental Infantil a través de indicadores, y fundamentalmente educar para evitar los riesgos y efectos nega-

tivos que, para la salud humana, representan el medio ambiente donde se habita.

Sobre todo, lo antes expuesto, se pretende que este libro de divulgación ofrezca un panorama general acerca de los componentes ambientales que pueden incidir en la salud infantil y sus posibles efectos. Se espera que sea de utilidad para la sociedad en su conjunto y de aplicabilidad para docentes de la enseñanza secundaria y de sus estudiantes, con la finalidad de que asuman un rol comprometido con la salud y la calidad de vida de todas las personas, y comprendiendo los posibles riesgos de la exposición a agentes contaminantes ambientales.

Los aportes científicos y técnicos que se desarrollan han sido producidos por el grupo GeMA e integrantes de otros grupos de investigación de la Universidad Nacional de Río Cuarto: del grupo GIECO (Grupo de Investigación en Ecología Comportamental) y del grupo GIHRC (Grupo de Investigaciones Herpetológicas Río Cuarto) con amplia trayectoria en ecología y comportamiento animal, líneas que, sin dudas, enriquecen el enfoque de la temática desarrollada.

También se seleccionaron algunos trabajos producidos por profesionales referentes de nuestro país y del mundo en diferentes áreas de la salud humana y ambiental.

En cuanto a las ilustraciones que figuran en cada uno de los capítulos y en la tapa, son autoría de estudiantes de cuarto año de la Institución Educativa Santo Tomás, Secundario Bachiller Modalidad Especial, de la

ciudad de Río Cuarto. La dirección y organización de los trabajos estuvo a cargo de la directora Psp. Sandra Berrardo y las Profesoras Adriana Bin (Artes Plásticas) y la colaboración de la Lic. Natalia Gentile (Biología). El trabajo fue desarrollado presentando el proyecto a los estudiantes de 4to año en el área de “Artes Visuales” y a partir de allí, se dio comienzo a una búsqueda de información teórica adecuada a la temática. En la instancia siguiente, se compartió material gráfico, previa elección por parte de los estudiantes, para luego comenzar con las producciones, tanto individuales como grupales, y en dónde cada uno fue decidiendo y aplicando conceptos aprendidos en cuanto a composición y valores estéticos. Es de destacar la participación responsable, comprometida y de disfrute, de cada autor de las ilustraciones y la disposición de las docentes de la institución secundaria que colaboraron en tan valiosa tarea.

Por otro lado, los contenidos que se desarrollan pretenden otorgar un sentido complementario a la enseñanza de aquellos aspectos básicos y específicos que se abordan en la escuela secundaria en lo referente al cuidado de la salud humana y ambiental.

El desafío es el trabajo en la prevención y la promoción de la salud, dado que existen situaciones y enfermedades relacionadas con la contaminación química ambiental que pueden ser evitables.

En síntesis, el escrito, como espacio de enseñanza y aprendizaje, propone el logro de los siguientes objetivos:

- Brindar información certera y actualizada sobre los contaminantes químicos ambientales y los efectos sobre la salud humana y ambiental, con especial énfasis en la salud infantil
- Concientizar a la población acerca de la importancia del impacto del medio ambiente en la salud de las personas y especialmente en los niños y adolescentes.
- Promover la inserción de la temática en la escuela secundaria desde una perspectiva interdisciplinaria e intersectorial que favorezca la formación integral de los estudiantes.

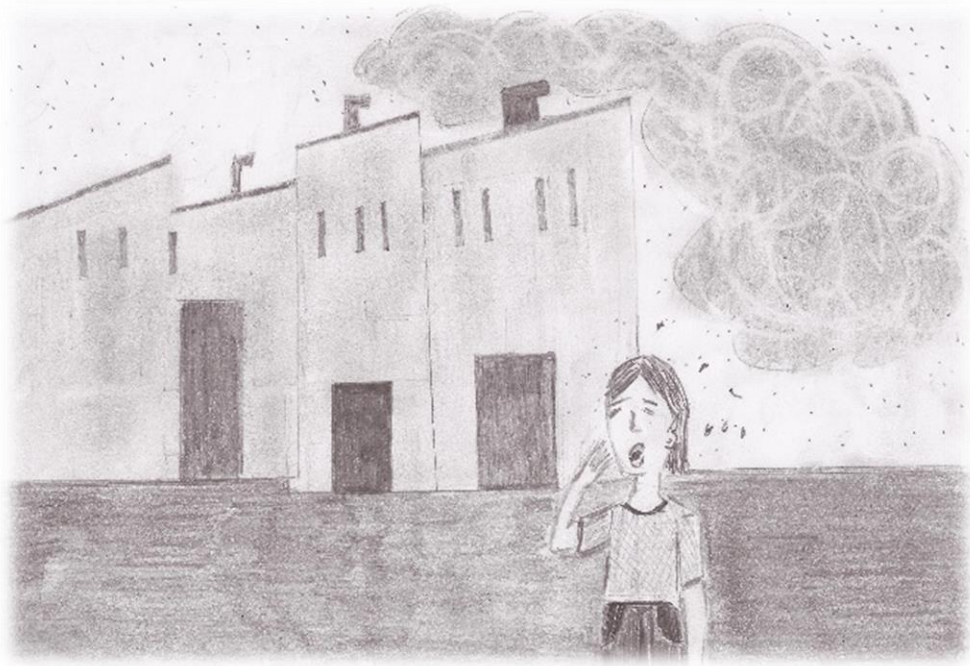
Y por último... todos los que hicimos este libro compartimos la pasión por la ciencia y la investigación que genera indefectiblemente la necesidad de comunicarla. No es posible concebir la ciencia sin pretender comunicarla a los semejantes y compartirla con ellos. Es por todo esto que deseamos que toda la información que se presenta en los capítulos del libro permita al lector no especializado formar una opinión sobre los efectos de los contaminantes en la salud humana y ambiental.

Ahora entonces... ¡Ojos a la obra!

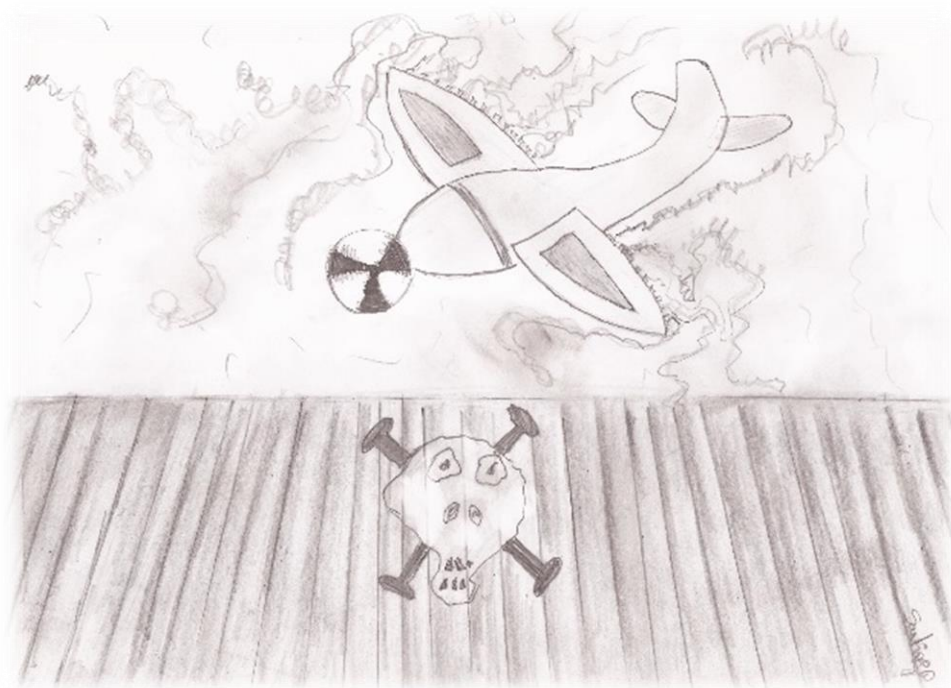
Cuarto año (en 2017) de la Institución Educativa Santo Tomás, Secundario Bachiller Modalidad Especial, de la ciudad de Río Cuarto acompañado de la directora y profesoras de Arte y Biología. Grupo responsable de los dibujos con los que cuenta esta obra.



Lic. Natalia Gentile (Profesora de Biología), Sofía Soledad Merelles, Mario Oscar Heredia, Ramiro Andres Garau, Cielo Kulli Zaro, Prof. Adriana Bin (Profesora de Artes Plásticas), Julieta Lorena Oviedo, Santiago Varela, Psicopedagoga Sandra Berrardo (Directora), Luciano Emanuel Pagliasso y Juan Ignacio Magnano.



Autor: Luciano Pagliasso



Autor: Santiago Varela

LA RUTA DE LOS CONTAMINANTES

¿Por dónde vienen (y por dónde van) los contaminantes en el ambiente?

Beatriz Bosch

“Por primera vez en la historia (...), todo ser humano está sujeto al contacto con peligrosos productos químicos, desde su nacimiento hasta su muerte. En menos de dos décadas, los plaguicidas sintéticos han sido tan ampliamente distribuidos (...), están virtualmente por todas partes. Se han hallado sus residuos en la mayoría de los sistemas fluviales, e incluso en corrientes subterráneas que fluyen a lo largo de la tierra; donde pudieron ser aplicados una docena de años antes; en el cuerpo de pescados, pájaros, reptiles y animales salvajes y domésticos, hasta el punto de que los hombres de ciencia que efectúan experimentos con animales les es casi imposible localizar a seres libres de tal contaminación. Han sido hallados en peces de lagos situados en montañas remotas, en lombrices de tierra recogidas en sembradíos, en huevos de pájaros... y en el propio hombre (...) en la leche de las madres y en los tejidos de los niños por nacer”.

**La Primavera Silenciosa,
Rachel Carson (1962).**

En el año 1962 se publicó La Primavera Silenciosa, este libro (del que se han vendido varios millones de ejemplares) modificó la forma de ver algunas cosas.

La bióloga estadounidense Rachel Louise Carson (1907-1964), fue quien por primera vez advirtió a la humanidad sobre el impacto que estaban teniendo las sustancias químicas en el ambiente (sustancias conocidas como agentes químicos ambientales). Ella murió dos años después de la publicación de su libro, sin saber que sembró una semilla, que tuvo una inmensa contribución en el despertar de una conciencia universal sobre la relevancia de proteger el medio natural de sustancias químicas que habían sido diseñadas para mejorar la productividad de los cultivos, y que estaban silenciando las primaveras. A pesar de que en su libro no promueve la prohibición del uso, sino la aplicación responsable de estas sustancias, ella fue tremendamente atacada y criticada y sus escritos foco de debate y cuestionamiento, fundamentalmente por la ignorancia voluntaria de los grandes intereses comerciales. En aquel entonces ya señalaba cómo las sustancias químicas, liberadas en el ambiente, van circulando, van viajando por rutas insospechadas yendo y viniendo, hasta alcanzar en muchas ocasiones lugares muy distantes de donde fueron aplicadas y organismos muy distantes (y muy distintos) de los que fueron su blanco planeado originalmente.

A más de cincuenta años vista, las cosas no han cambiado tanto. La población humana ha tenido un crecimiento que la ha llevado a superar hoy, la cifra de 7.500 millones de personas. Mientras aumenta su tamaño y cambian los paradigmas y los

hábitos del estilo de vida, aumenta la capacidad para tomar, usar y modificar los elementos que conforman el escenario de sus actividades. Esta larga historia de uso y modificación, no siempre racional, significó una progresiva presión sobre el ambiente en general, tanto para abastecer las necesidades biológicas, cuanto para responder a otras demandas surgidas de los patrones predominantes de producción y consumo. Hoy, la modificación antropogénica (de origen humano) del ambiente para tales fines es tan prevalente en muchas regiones del mundo y las afecta con tal magnitud, que el análisis de sus consecuencias y las alternativas para revertirla o al menos ralentizarla, representa un reto de dimensión planetaria.

Con todo esto, la relación entre el hombre y el ambiente se ha vuelto compleja y tiene muchas aristas (sociales, económicas, políticas, etc.) de manera tal que, cualquiera que intente analizarla o describirla, deberá relacionar factores de muy diversa índole. El hombre ha adquirido progresivamente una particular capacidad para modificar muchos de los elementos que conforman el ambiente y también para agregar en él, elementos nuevos.

Así es que, con el crecimiento poblacional y con el significativo cambio en los estilos de vida de la mayoría de las poblaciones humanas, tuvo su desarrollo entre otras cosas, la industria química. La época moderna es la época de los nuevos materiales y de las sustancias sintéticas y la industria química es la que se encarga

de engrosar la lista día a día, de tal manera que hoy goza de una porción abundante de mala fama. Es que es de dominio popular que ciertos procesos aplicados por la industria química, han contribuido con el deterioro de los ecosistemas y generado graves problemas de salud en los organismos. De hecho, uno de los factores que despierta una gran preocupación, en algunos sectores de la sociedad, es el significativo y progresivo aumento en la producción, el consumo y el desecho de una amplia gama de sustancias sintéticas (Aiasa *et al.* 2015).

La contaminación por agentes químicos ambientales, es una de las características más definitorias y sin embargo ignoradas de nuestras sociedades, las de prácticamente todo el mundo. Su magnitud es muy variable, sus implicancias clínicas, sanitarias, ambientales y sociales son sólo conocidas en parte. Es necesario hacer visible este proceso que es excesivamente invisible: la conexión causal entre determinadas enfermedades graves y ciertos agentes químicos ambientales. Hoy se sabe que la exposición comienza en el vientre materno y se prolonga durante toda la vida (Serra *et al.* 2009).

Sin embargo, las sustancias químicas sintéticas son parte integral y vital de nuestro estilo de vida moderno y se encuentran prácticamente en todos los productos de consumo.

Es fácil imaginar que no podríamos llevar la vida que llevamos sin muchas de estas sustancias y que nuestra vida y nuestros

modos de producción serían muy distintos a los que estamos habituados ya que todas han llegado para resolver las más diversas situaciones, desde la higiene personal o doméstica, pasando por un dolor de cabeza, la pintura de nuestra casa, las telas que nos visten, la producción de leche o trigo o la conservación de los alimentos que consumimos. La lista sería interminable, el problema es que algunas de estas sustancias poseen atributos poco deseados y aunque han mejorado algún aspecto de nuestras vidas, son potencialmente dañinas para la salud del ambiente y de los organismos. Entonces, estamos pagando un altísimo costo por las “soluciones” que nos ofrecen.

Además, las sustancias producidas por la industria química (para los más diversos usos), encuentran finalmente el camino que las conduce al ambiente. Esto significa que pueden alcanzar, de una u otra forma, el agua, los sedimentos, el aire, el suelo y todas las formas de vida que los habitan colándose hacia las redes tróficas o redes alimenticias (quién se come a quien en las comunidades) que estos organismos conforman, en el interminable circuito de la materia en la Tierra.

La emisión de estas sustancias es inevitable, al ser liberadas circulan y son modificadas por diversos factores naturales y artificiales antes de alcanzar un destino. En este capítulo nos enfocaremos en cómo estos contaminantes “viajan” desde los sitios donde son emitidos hasta llegar a diversos destinos más cerca o más

lejos. Entonces seguiremos a los contaminantes químicos en su recorrido por el ambiente generando lo que podría definirse como una trama global de contaminación. Para comenzar a entender el movimiento de los contaminantes químicos, tendremos que preguntarnos ¿qué son las rutas de exposición? Porque justamente, una ruta de exposición, es el camino que sigue un contaminante químico desde el lugar donde se emite hasta que llega a establecer contacto con la comunidad, población o individuo potencialmente expuesto (Peña *et al.* 2001).

Las rutas serán significativas y merecerán ser evaluadas si producen exposiciones efectivas, esto es si finalmente el o los contaminantes se encuentran en un escenario donde puedan ser potencialmente dañinos para un organismo, una población o una comunidad, lo cual ocurre en la mayor parte de las ocasiones.

Frecuentemente los contaminantes químicos alcanzan a los organismos en, al menos, tres escenarios distintos: en los sitios de su producción, durante el transporte y/o en los sitios donde se almacenan se depositan o se desechan.

En la ruta de los contaminantes se pueden señalar distintos elementos o componentes:

- Las fuentes y mecanismos de emisión
- El reservorio o medio de retención y el transporte
- El punto de contacto potencial con los organismos receptores

- La o las vías de ingreso a los organismos

Haremos énfasis en el segundo elemento de la lista, más específicamente el transporte de los contaminantes, en los distintos compartimientos ambientales. Lo primero que se debe entender es que el transporte depende fuertemente de las características propias de los contaminantes y del medio en que estos se encuentren, ya que estarán sujetos a variables físicas como la presión, o la temperatura; químicas como el pH o la salinidad y biológicas como la presencia de microorganismos o el contenido de materia orgánica. No basta saber que un contaminante está presente en el ambiente, debemos saber también, en qué forma química y en qué concentración se encuentra. El conjunto de estos factores, determinarán su estabilidad, su capacidad para moverse en el ambiente y su bio-disponibilidad.

Sintéticamente, los factores que controlan la movilidad de los contaminantes tienen que ver con la naturaleza química del contaminante, la naturaleza de la matriz con la que interactúa (composición del aire, agua y suelo) y la naturaleza física y biológica del ambiente (Cicerone *et al.* 2016).

En la figura 1 se observan los principales compartimientos que participan en la

retención y el transporte de sustancias contaminantes. Tradicionalmente, como se dijo, se han considerado como compartimientos ambientales el aire, el suelo, el agua y los organismos, es decir, la atmósfera, la geósfera, la hidrósfera y la biósfera. Estas esferas o compartimientos ambientales, interactúan, se solapan, se afectan unos a otros y experimentan intercambios continuos de materia y energía.

Sin embargo, desde que las actividades humanas se comenzaron a percibir como perturbaciones indeseables, causando contaminación y otros efectos adversos, algunos autores sugieren que se considere en el análisis una quinta esfera: la antropósfera. Esta incluye todas las actividades que hacemos los humanos y todos los productos que fabricamos y actualmente es considerada como parte integrante del ambiente (Manahan 2007).

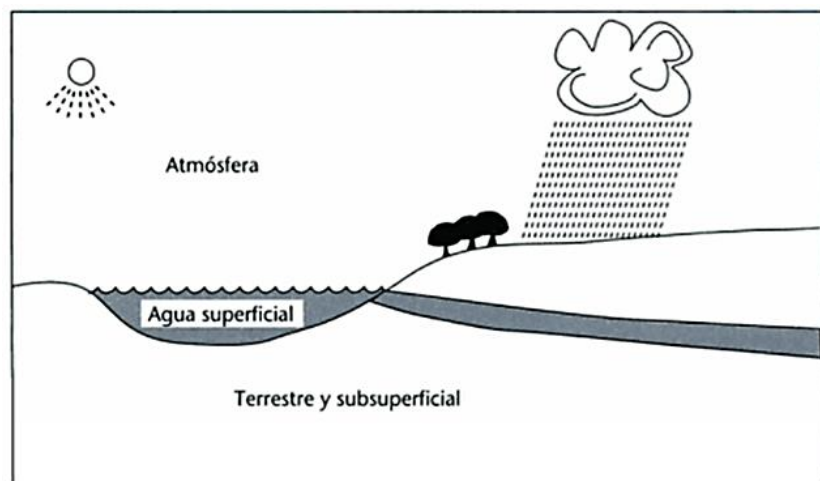


Figura 1. Compartimientos ambientales considerados en el transporte y destino de contaminantes. Tomado de Manahan 2007.

En la figura 2 se observa el intercambio de contaminantes liberados por la antropósfera (en alguno de los tres estados de la materia: sólido, líquido o gaseoso) y las

vías involucradas en el transporte y destino (Manahan 2007). El movimiento de los contaminantes a través del aire, el agua, el suelo y los organismos, así como sus interacciones y sus modificaciones en cada uno de estos compartimientos o esferas y su destino, están determinados por procesos complejos no siempre bien estudiados, al menos para muchos contaminantes.

A pesar de esto, se sabe que conocer el movimiento como el destino de los contaminantes en las distintas esferas ambientales es clave en la determinación de sus impactos. Las sustancias contaminantes, casi siempre se originan en la antropósfera, pero su destino estará, en general, condicionado por distintos factores.

En el transporte de sustancias, se describen distintas situaciones que suponen tres tipos de procesos: uno es el transporte físico, esto es sin interactuar ni reaccionar químicamente con otros elementos del ambiente, hablamos de contaminantes no reactivos o conservativos.

El otro la reactividad, hablando de contaminantes reactivos, que supone interacción entre el contaminante y el medio e incluye diversas reacciones químicas como oxidación, reducción, adsorción, precipitación.

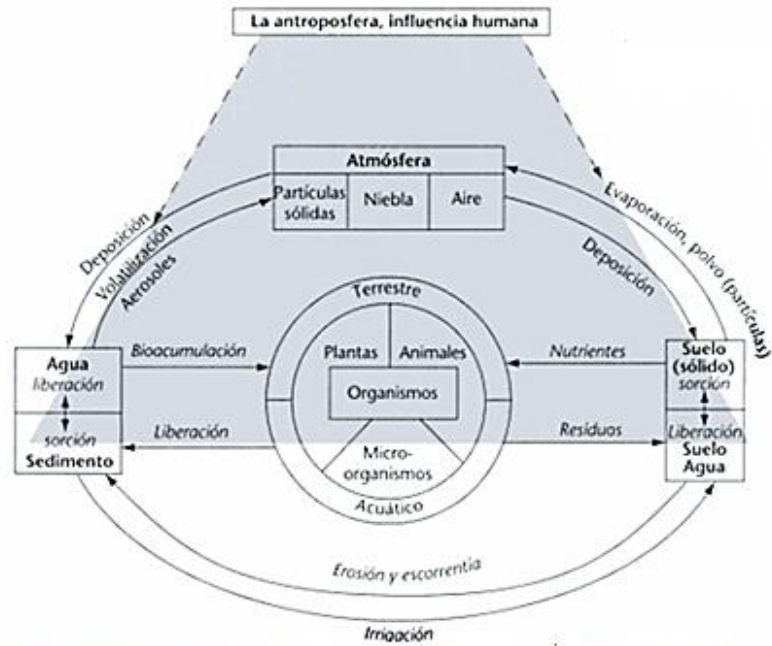


Figura 2. Intercambio de materia en los comportamientos ambientales y las vías involucradas en su transporte. Tomado de Manahan 2007.

El tercer grupo de estos procesos incluye los procesos biológicos como degradación aeróbica o anaeróbica y pueden ocurrir en cualquiera de los compartimientos ambientales (Figura 1).

El transporte físico se puede llevar a cabo de diferentes maneras, a saber: advección, dispersión y difusión. La advección es la causa principal de transporte de contaminantes disueltos, por ejemplo, en el agua subterránea, en este caso el contaminante es “arrastrado” por el movimiento del agua (Figura 3).

Los contaminantes se trasladan también de zonas donde hay mayor concentración a zonas de menor concentración. Este proceso se llama difusión y ocurre en terrenos donde hay escaso flujo de fluidos. En este caso, por ejemplo, si se coloca un contaminante en un punto y se espera un tiempo suficiente, se observará que el punto se habrá ampliado y difuminado, porque las moléculas de las sustancias disueltas en el agua, se mueven desde los puntos de mayor concentración a los de menor concentración debido a la agitación

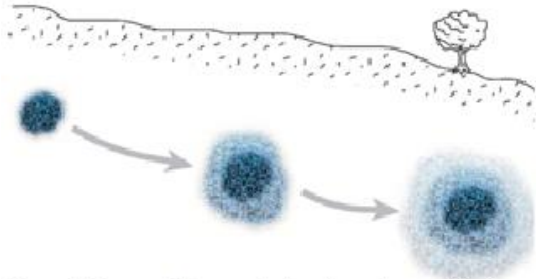


Figura 4. Transporte de un contaminante en el agua subterránea si ocurre advección y difusión. Tomado de: http://hidrologia.usal.es/temas/Transporte_de_contaminantes.pdf

continua de las moléculas del líquido. Si a la vez hay advección, y se analiza la situación en distintos tiempos, ocurrirá lo que se ve en la figura 4.

El otro fenómeno está provocado por el movimiento del contaminante en un medio poroso. En la figura 5 se observa de manera esquemática un flujo de agua que contiene sustancias contaminantes disueltas moviéndose a través de un medio poroso, como el suelo.

A nivel microscópico el medio poroso se observa



Figura 5. Esquema de dispersión en un medio poroso

compuesto por partículas sólidas y por espacios vacíos o porosos. Cuando el agua fluye a través de él, se choca con las partículas y altera su curso natural mientras va “saltando” obstáculos. Este proceso tiene como resultado una mezcla del flujo de agua, fenómeno conocido como dispersión, es decir las sustancias contaminantes se reparten hacia zonas que no ocuparían normalmente. Como resultado de la dispersión, la masa de sustancias contaminantes se expande en un volumen progresivamente mayor y se produce una disminución de su concentración o dilución (Cicerone *et al.* 2016).

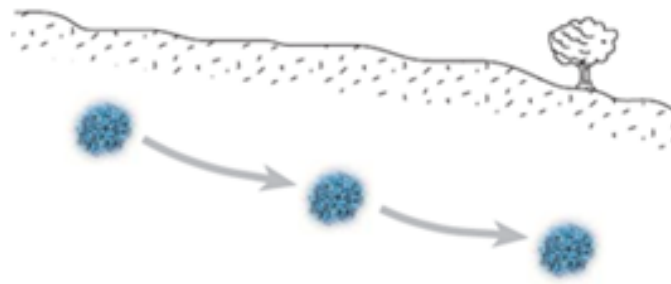


Figura 3. Transporte de un contaminante en el agua subterránea si ocurre sólo advección. Tomado de: http://hidrologia.usal.es/temas/Transporte_de_contaminantes.pdf

El transporte de sustancias a través de un medio poroso, se produce fundamentalmente por advección, variando su concentración por dispersión en zonas donde haya materiales con alta capacidad de transportar agua (alta capacidad hidráulica) y fundamentalmente por difusión en zonas de baja capacidad hidráulica. El traslado y expansión de sustancias en el compartimiento subterráneo se denomina pluma. En la figura 6 se puede observar una pluma en distintos tiempos, mostrando las consecuencias de la dispersión de contaminantes en dos casos distintos. En el caso a se observa un foco puntual que suministra de manera continua la sustancia contaminante (por ejemplo, un goteo de un depósito de residuos), en el caso b aparecen plumas alternativas moviéndose en la dirección del flujo provocado por un hecho aislado (por ejemplo, un vertido). A medida que la pluma avanza, va disminuyendo su concentración por dispersión. Todos estos fenómenos, permiten explicar, por ejemplo, el movimiento de contaminantes con las masas de aire (viento) o la distribución de contaminantes contenidos en el agua de un lago, entre

otras. Si pensamos en un ambiente contaminado, realmente se advierte la complejidad de estudiar el movimiento y el destino de los contaminantes. El traslado real es mucho más complejo que los mecanismos básicos descritos, ya que existe una gran variedad de procesos mecánicos, químicos y biológicos que afectan el movimiento de los contaminantes. Incluso algunos de ellos contribuyen a retardar su traslado mientras que otros, acelerarlo (Cicerone *et al.* 2016).

El movimiento de los contaminantes de un compartimiento a otro, en muchos casos, complica la solución a los problemas de contaminación. En este sentido la ecotoxicología, (ciencia que estudia los efectos de los contaminantes en los ecosistemas) tiene una herramienta fundamental que es el monitoreo ambiental, éste permite establecer las formas mediante las cuales se liberan los contaminantes y su destino en el ambiente. Es un procedimiento para detectar la presencia y cuantificar las concentraciones de los contaminantes en los diferentes componentes del ambiente (Aiasa *et al.* 2012).

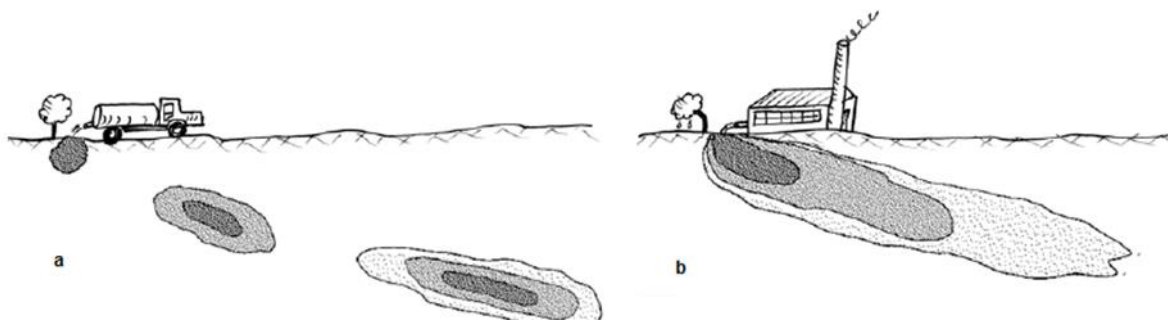


Figura 6. Dispersión, difusión y advección en un caso de a) contaminación por vertido breve de la sustancia en el flujo de agua subterránea y b) contaminación por ingreso continuo de la sustancia al flujo subterráneo.

Tomado de: [http://hidrologia.usal.es/temas/Transporte de contaminantes.pdf](http://hidrologia.usal.es/temas/Transporte%20de%20contaminantes.pdf)

En ecotoxicología es muy frecuente el “uso” de organismos, para determinar el riesgo ambiental de un sistema natural. Las especies silvestres son consideradas por los ecotoxicólogos como bioindicadores cuando por sus características estructurales, funcionamiento y reacciones, dependen del ambiente en el que se desarrollan y cambian al modificarse las condiciones del ambiente. Son sensibles a los cambios ambientales y sus respuestas dan información sobre esos cambios, responden a los tóxicos ambientales, sus respuestas son observables, más o menos duraderas y pueden dar información sobre fenómenos que ocurren o han ocurrido (por ejemplo, anfibios o peces que habitan agroecosistemas). También se describen organismos centinela. Son organismos sumamente sensibles a los cambios ambientales (tienen un rango estrecho de tolerancia a esos cambios), responden de manera rápida a los efectos de un tóxico ambiental y por esto funcionan como alarmas de riesgo. Pero también existen los organismos que pueden ser considerados para realizar ensayos de laboratorio (in vivo o in vitro) para conocer efectos tóxicos de ciertos agentes químicos: son los organismos de bioensayo. En este sentido, los anfibios (de distintas especies, y en distintas etapas de su desarrollo), son frecuentemente puestos a prueba como organismos de bioensayo. Los anfibios en particular, son las especies más sensibles a los cambios ambientales (Mañas *et al.* 2017), por lo que son valiosos

para evaluar riesgos ambientales. De hecho, el grupo de investigación GeMa de la Universidad Nacional de Río Cuarto, ha realizado ensayos in vivo en anfibios para determinar el efecto del glifosato (herbicida ampliamente aplicado) sobre el material hereditario de dos especies de anfibios, concluyendo que es posible usarlos para estudios de monitoreo ambiental (Bosch *et al.* 2011).

Dejando los métodos de la ecotoxicología, volvemos al circuito de la materia en el planeta. Existen dos procesos ecológicos importantes que actúan como vías de enlace entre el medio biológico y físico: el flujo de energía y los ciclos de los nutrientes.

El movimiento de los compuestos y elementos químicos tiene lugar a escala global dentro del ambiente (Cicerone *et al.* 2016). Es que ocurre un intercambio entre distintos depósitos o reservorios de materiales, (intercambio que puede ser reversible o irreversible) de gran relevancia en el mantenimiento de las condiciones del ambiente. La materia se mueve desde estos reservorios continuamente, generando diferentes ciclos que se llaman ciclos geoquímicos. Estos ocurren independientemente de los organismos, pero están fuertemente influidos por ellos. Los organismos participan en los llamados ciclos biogeoquímicos, los que describen la circulación de la materia a través de los ecosistemas, por ejemplo, el ciclo del carbono, del oxígeno, del nitrógeno, del fósforo, del agua... Todas las partes de los

sistemas ecológicos separados a escala local e incluso global están relacionados en último término por los ciclos biogeoquímicos. La totalidad del planeta en sí mismo es dependiente del mantenimiento del medio natural y de la interacción entre los organismos vivos y los componentes físico-químicos de la Tierra (Cicerone *et al.* 2016). Los agentes químicos ambientales pueden alterar el delicado equilibrio de estos ciclos, lo que puede provocar reacciones de consecuencias negativas para la biósfera y, por tanto, para el conjunto del planeta.

De todo esto se concluye que, debido a la movilidad de los contaminantes, aunque el espacio del planeta donde los humanos desarrollamos nuestras actividades es una zona relativamente limitada (zonas urbanas o industriales) la ruta que siguen los contaminantes, conecta zonas del planeta que a veces están muy alejadas entre si y afectan considerablemente a regiones muy distantes. Un fenómeno que muestra claramente el alcance global de las rutas de contaminación, es el llamado “efecto saltamontes”. Se ha descrito para unos agentes químicos ambientales conocidos como compuestos orgánicos persistentes o COPs. Estos son compuestos tóxicos, relativamente estables en el ambiente (persisten como tales por años o décadas) por lo que tienden a la biomagnificación (o el aumento de la concentración de los contaminantes en los organismos proporcionalmente con el nivel trófico) y a la bioacumulación (el aumento de la concen-

tración en los organismos a partir de fuentes biológicas o físicas). Por sus características, se evaporan hacia la atmósfera en las zonas cálidas donde son emitidos y precipitan en zonas alejadas (miles de kilómetros tal vez) de cualquier fuente importante de emisión, para repetir este ciclo muchas veces, desde el suelo a la atmósfera y nuevamente al suelo. Así saltando como las langostas, van viajando con su toxicidad a cuevas de un lado a otro del planeta.

Entonces los contaminantes, o sus subproductos, se mueven entre el suelo, el aire, el agua (superficial y subterránea) y el medio biológico y les pueden ocurrir todo tipo de cambios físicos y químicos, viajar en una corriente de agua, recorrer grandes distancias en los suelos, precipitar en los fondos marinos, terminar en los tejidos de un organismo vivo, que a ese organismo se lo coma otro y lo reciba en sus tejidos, interactuar con otros contaminantes que haya en el ambiente y transformarse en uno diferente, degradarse y generar productos intermedios, entre otras muchas situaciones, que repercuten en la salud ambiental.

Con relación a la salud y los químicos ambientales, hay conceptos que deben considerarse y que han significado una profunda revisión de algunos paradigmas. Es el caso de la epigenética, ciencia que estudia el mecanismo por el cual el ambiente influye sobre la expresión de los genes. Más allá de las conocidas implicancias que este fenómeno tiene en el

desarrollo de los organismos, hay grupos de investigación que están poniendo el ojo en cuestiones como el estrés, la dieta, la exposición a ciertos agentes químicos ambientales. Hoy sabemos que hay factores, algunos de los cuáles son ambientales, que permiten o impiden que los genes se expresen y, en suma, esto podría heredarse de generación en generación. Al decir de algunos autores, la epigenómica ambiental se abre camino (Serra *et al.* 2009). Ya no es claro, como lo era algunos años atrás, que nuestro destino está escrito en nuestros genes.

Muy relacionado con esto deberíamos mencionar el concepto de exposoma. El exposoma hace referencia a todas las exposiciones ambientales (agentes químicos en el ambiente interno) a las que se expone el organismo, desde la concepción en adelante (Vicente-Herrero *et al.* 2016). Surge como una nueva estrategia para evidenciar los factores de riesgo a enfermedades generadas por el ambiente. Este enfoque, en conjunto con una epigenética ambiental, podría cooperar en el visibilización de la relación entre ambiente y enfermedad o ambiente y salud.

Sabemos que el uso de algunos productos y de procesos de manufactura química, ha causado y sigue causando problemas ambientales severos, y debemos decir que las soluciones podrían estar en las propias manos de la química. La ciencia química, tiene un papel importante en la protección del ambiente, y aunque algunas personas piensan que química es sinónimo de toxi-

cidad, contaminación y riesgo, otros creen que el conocimiento generado por esta ciencia, en conjunto con el desarrollo tecnológico, será suficiente para resolver la crisis ambiental que vive el mundo, específicamente desde el comienzo de la era de la industrialización.

Con todos estos avatares, es lógico que haya muchas cabezas preocupadas (y ocupadas), por fortuna para el resto. La Química Verde o Química Sustentable, se ha desarrollado a partir de esta preocupación, y es la aplicación de la ciencia y la manufactura químicas de una manera sostenible, segura, no contaminante y que consuma cantidades mínimas de materiales y energía mientras se produce poco o ningún material de desecho.

La práctica de la Química Verde empieza con el reconocimiento de que la producción, el uso y la disposición de productos químicos, puede causar daños (Manahan 2007).

La gran diversidad de organismos que habitamos el planeta, usamos una vasta gama de recursos, proporcionamos servicios y requerimos condiciones para vivir y mantener poblaciones viables. En conjunto, los recursos y servicios son la base de una red de ecosistemas que sostienen nuestra subsistencia y bienestar. Estos deben ser conservados para que en el futuro continúen siendo fuente de vida. El mayor desafío que enfrenta la humanidad en la edad moderna es la preservación del planeta como un lugar adecuado para todas las formas de vida.

Aunque la prosperidad económica y el supuesto bienestar ya ha cobrado un altísimo precio, todavía hay una opción: podemos producir alimentos suficientes sin aumentar la huella de la agricultura, vivir sin destruir bosques o utilizar sustancias químicas peligrosas que se dispersan por los ambientes de nuestro planeta.

La degradación ambiental se ha reconocido como un problema mundial durante las últimas décadas. Muchas naciones han empezado a tomar medidas dirigidas a reducir la contaminación del agua y del aire, así como disminuir los efectos de los residuos peligrosos dispuestos inadecuadamente (Manahan 2007).

Debemos prepararnos para realizar elecciones sabias, sobre la base de criterios éticos, ecológicos, económicos, sociales y políticos. La educación ambiental, como veremos en otro capítulo, es y será un pilar para crear conciencia respecto de los problemas ambientales e incentivar la participación ciudadana por medio de la adquisición de valores sociales y un interés por el ambiente que permita intervenir en forma responsable e informada en su protección y mejoramiento. Esto permitirá asumir los problemas ambientales como propios y no como algo cuya solución está en manos de otros.

Sin embargo, ya los humanos dejamos nuestra huella, ya los humanos tenemos nuestra época en la historia del planeta. La idea del Antropoceno, discusiones aparte, da cuenta de esto y del poder transformador que los humanos tenemos sobre

el planeta. Esta época definida como la “época de los seres humanos”, habría comenzado con la Revolución Industrial a finales del siglo XVIII (Trischler 2017). Aunque la humanidad seguirá siendo una fuerza ambiental y geológica que predominará durante miles de años, la vida y el desarrollo de todas las formas de vida sólo será posible si se las mantiene en continua evolución dentro de sus comunidades naturales. Este es un objetivo de difícil alcance si atendemos al creciente impacto de la expansión del hombre sobre el planeta, pero para lograrlo, los riesgos ambientales deben ser minimizados, los peligros deben ser prevenidos en su origen o deben ser restaurados los daños cuando se hayan producido. Hoy se cuenta con los conocimientos para realizar la mayor parte de estas tareas. Sólo debemos comprender que todos estamos delicadamente interconectados.

Y retomando a Rachel Carson y de acuerdo con ella, si la humanidad envenena la naturaleza, ésta a su vez, le devolverá el veneno: “nuestros actos negligentes y destructivos entran en los vastos ciclos de la tierra y con el tiempo volverán para traer peligro a nosotros mismos”. Y a propósito la leemos en su libro que, como se dijo, se publicó por primera vez hace más de 50 años y sin embargo acuerda con los enfoques más actuales ... “los humanos estamos expuestos a peligrosos compuestos químicos desde el nacimiento hasta la muerte”.

Debemos aprender y enseñar a reconocer nuestra interdependencia con la naturaleza, así, reconociéndonos uno con todas las formas de vida, sabremos que, si no respetamos el orden natural y tenemos estilos de vida coherentes con él y amigables con el planeta en su conjunto, seguiremos sufriendo los efectos de nuestra intervención desmedida en el mundo natural. Nos separa de lograrlo solamente una elección.

- Serra, M., M. Gasull y M. Bosch de Basea. 2009. La epigenómica ambiental. *Rev. Eidón* 31(2):16-22
- Trischler, H. 2017. El Antropoceno, ¿un concepto geológico o cultural, o ambos? *Rev. Desacatos* 54:40-57.
- Vicente-Herrero, M., M. Ramírez Iñiguez de la Torre, L. Capdevila García, M. Jesús Terradillos García, A. López-González, E. Aguilar Jiménez y L. Reinoso Barbero. 2016. Exposoma. Un nuevo concepto en Salud Laboral y Salud Pública. *Rev Asoc Esp Espec Med Trab.* 24: 176-183. http://hidrologia.usal.es/temas/Transporte_de_contaminantes.pdf

BIBLIOGRAFÍA

- Aiassa, D. y B. Bosch (comp.) 2015. Toxicología genética y salud ambiental. Sec. De Ciencia y Tecnología de la Provincia de Córdoba.
- Aiassa, D., B. Bosch y F. Mañas Torres (comp.). 2012. Plaguicidas a la carta: daño genético y otros riesgos. Miguel Tréspidi Ediciones.
- Bosch, B., F. Mañas, N. Gorla y D. Aiassa. 2011. Micronucleus test in post metamorphic *Odontophrynus cordobae* and *Rhinella arenarum* (Amphibia: Anura) for environmental monitoring *Journal of Toxicology and Environmental Health Sciences* 3(6):155-163.
- Cicerone, D., P. Sánchez-Proañó y S. Reichu. 2016. Contaminación y medio ambiente. Colección Ciencia Joven. Ed. Eudeba.
- Manahan, S. 2007. Introducción a la Química Ambiental. Ed. Reverté.
- Mañas, F., B. Bosch, N. Salas y D. Aiassa. 2017. *Odontophrynus cordobae* (Anura, Cycloramphidae): A Suitable Model for Genotoxicity in Environmental Monitoring Studies *En Ecotoxicology and Genotoxicology: Non-traditional Terrestrial Models. Issues in Toxicology The Royal Society of Chemistry* 32:195-210
- Peña, C., D. Carter y F. Ayala-Fierro. 2001. Toxicología Ambiental: Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental. Distributed on the Internet via the Southwest Hazardous Waste Program website at <http://superfund.pharmacy.arizona.edu/toxamb/>

EXPOSICIÓN Y DISPOSICIÓN DE SUSTANCIAS QUÍMICAS EN EL ORGANISMO

¿Cómo se comportan las sustancias químicas en un organismo?

Fernando Mañas

“La mayoría de las ideas fundamentales de la ciencia son esencialmente sencillas y, por regla general pueden ser expresadas en un lenguaje comprensible para todos”.

Albert Einstein (1879-1955)

Exposición a sustancias químicas

La toxicología es el estudio de los venenos o, en una definición más precisa, la identificación y cuantificación de los efectos adversos asociados a la exposición a agentes físicos, sustancias químicas y otras situaciones. (Silbergeld, 2000). Las personas podemos estar expuestas a sustancias químicas en diferentes ocasiones y de diversas formas. Los químicos son liberados al ambiente durante la generación o el desecho de productos, y de este modo alcanzan el aire, aguas superficiales o subterráneas, suelos, y alimentos de origen vegetal o animal. De este modo, podemos vernos expuestos a una gran variedad de sustancias químicas empleadas en forma deliberada con aplicaciones específicas (plaguicidas, biocidas, productos veterinarios, aditivos alimentarios, etc.) que ingresan a nuestro organismo, por

ejemplo, a través de los alimentos (OMS, 2009). También estamos expuestos a diversos agentes químicos que en forma simultánea o consecutiva toman contacto con nuestro organismo a partir del entorno laboral, o por factores relacionados al estilo de vida individual, incluyendo el consumo de medicamentos, tabaco o alcohol.

Podemos afirmar entonces, que cada día estamos expuestos a una gran variedad de sustancias químicas que provienen de distintas fuentes. Sin embargo, las evaluaciones de riesgo en general, se realizan tomando en cuenta un solo compuesto en forma aislada sin tener en cuenta las interacciones que pueden ocurrir en el organismo entre todas las sustancias que ingresan al mismo. La acción conjunta de los químicos en un organismo fue descrita ya en el año 1939 (Bliss, 1939), y en las últimas décadas el problema de la exposición combinada a sustancias químicas y el riesgo para la salud humana ha crecido en importancia para las agencias regulatorias en todo el mundo (Silins *et al.* 2011).

Cuando se consideran las posibles interacciones de sustancias químicas en el organismo, se incluye la posibilidad de que no exista un efecto concreto como resultado de esa interacción. En este caso, se dice que los agentes son independientes porque cada uno de ellos produce un efecto distinto, por ejemplo, porque sus mecanismos de acción son diferentes. En otros casos, puede ocurrir que el efecto combinado de dos o más sustancias químicas

sea superior al de cada agente por separado, en cuyo caso hablamos de sinergismo. En este caso, podemos distinguir dos tipos: un efecto aditivo, cuando el efecto combinado es igual a la suma de los efectos producidos por cada agente en forma individual; o potenciador, cuando el efecto generado por la combinación es superior a la suma de los efectos individuales. Finalmente, es posible también encontrar un efecto de antagonistas entre dos sustancias químicas, cuando el efecto combinado de ambos es menor al efecto individual de cada uno (Silbergeld, 2000). Los efectos tóxicos en un sistema biológico no se producen hasta que el agente alcanza determinados sitios en el organismo, a una concentración apropiada, y por un período de tiempo suficiente para producir el efecto deletéreo correspondiente. Por tal motivo, decimos que la toxicidad de una sustancia química determinada es dependiente de sus características físico-químicas, de los niveles y la forma de exposición, de la concentración de la forma activa en determinados órganos o tejidos, y de la susceptibilidad del sistema biológico o individuo. Por ello, para poder caracterizar correctamente el peligro potencial de un compuesto específico, debemos conocer no solo el tipo de efecto tóxico que es capaz de producir y la dosis requerida para hacerlo, sino también las características propias del agente, la exposición, y la disposición que hace el organismo del mismo. Dos factores de suma importancia que influyen en la toxicidad de una sustan-

cia química, son la vía de exposición y la duración y frecuencia de tal exposición (Curtis, 2008).

Vías de exposición a sustancias químicas

Las principales rutas de exposición son la dérmica, la inhalatoria y la vía oral. La exposición a través de la piel frecuentemente genera efectos locales, causados por agentes irritantes o con potencial alergénico, aunque algunos otros pueden atravesar la piel y generar un efecto sistémico. El ingreso de agentes tóxicos por vía inhalatoria puede causar efectos localizados, como irritación, inflamación, necrosis y cáncer. Sin embargo, y al igual que para el caso anterior, los químicos también pueden ser absorbidos a través de los alveolos pulmonares y generar toxicidad sistémica (Hodgson, 2004). En la población general, la ruta de exposición más importante es la oral, fundamentalmente a través de los alimentos contaminados (Grzunov Letinic *et al.* 2016).

La determinación de exposición de una persona o una población es esencial para caracterizar el riesgo y comprender la relación exposición-respuesta de un compuesto químico determinado. Establecer la presencia o ausencia de contacto humano con agentes tóxicos, es necesario para evidenciar una relación causal entre la exposición y un efecto tóxico determinado, en una investigación epidemiológica (Lioy y Weisel, 2014). En los últimos años, y con la fina-

lidad de lograr esta caracterización de la exposición de poblaciones humanas, surgió la “ciencia de la exposición” como nuevo campo de investigación (Lioy y Smith, 2013). Se ha definido a la ciencia de la exposición como la recopilación y el análisis de información cualitativa y cuantitativa, necesaria para comprender la naturaleza del contacto entre receptores (personas o ecosistemas) y estresores físicos, químicos y biológicos. La ciencia de la exposición intenta crear una narrativa que captura las dimensiones espacial y temporal de los eventos asociados a la exposición con respecto a los efectos de corto y largo plazo en poblaciones humanas y ecosistemas (Lioy y Smith, 2013). En algunos casos, la exposición puede ser medida directamente, pero con mayor frecuencia, debido a limitaciones metodológicas, la exposición debe ser estimada.

Niveles bajos y prevalentes de exposición a sustancias químicas, pueden contribuir substancialmente al desarrollo de enfermedades complejas. La comprensión de la relación entre la exposición a determinados agentes químicos y los efectos en la salud, requiere de la integración de un amplio rango de conocimientos, incluyendo los que se relacionan con los factores ambientales (niveles de contaminación), genéticos (propios del individuo) y mecanísticos (toxicológicos) (Paustentbach, 2000).

Podemos decir entonces, que la evaluación de riesgos a la salud humana asociados a

la exposición a sustancias químicas, requiere una completa caracterización del peligro (toxicidad del compuesto), susceptibilidad (por variaciones genéticas entre individuos) y exposición. En la terminología moderna, con “exposición” se hace referencia a las concentraciones o cantidad de un compuesto con que toman contacto los individuos o las poblaciones. Por otro lado, el término “dosis” se refiere a la concentración o cantidad de una sustancia que hay en el interior de una persona u organismo expuesto (Silbergeld, 2000).

En este sentido, para que las sustancias químicas logren ingresar al organismo, deben atravesar una serie de barreras biológicas, incluyendo la piel, los pulmones y el canal alimentario. Una sustancia química que atraviesa estas barreras logrará distribuirse, en mayor o menor medida por el organismo, y alcanzar concentraciones suficientemente elevadas en el sitio en el que produce el daño.

En toxicología, se llama a este sitio, órgano o tejido diana. Una sustancia química puede tener uno o varios órganos o tejidos diana; y varios compuestos pueden tener el mismo órgano o tejido diana. Sin embargo, la concentración alcanzada en el órgano o tejido diana, no es el único factor que influye en la toxicidad de un compuesto determinado, pudiendo existir casos en los que el tejido en el que se alcanzan las concentraciones más elevadas, no se corresponde con el tejido en el que se observan los efectos tóxicos. Un ejemplo característico de esta situación, lo pode-

mos observar en el caso de los insecticidas organoclorados, como el DDT, que se depositan en la grasa de los individuos que han estado expuestos, pero no generan ningún efecto tóxico en ese tejido, por lo que en este caso no lo consideramos el tejido diana (Curtis, 2008).

Toxicocinética

Para poder comprender mejor el comportamiento de las sustancias químicas en el organismo, y de qué modo este comportamiento afecta la toxicidad de las mismas, es necesario conocer su toxicocinética. La toxicocinética de una sustancia, describe su concentración en el organismo a lo largo del tiempo (Heringa *et al.* 2013). Refiere a los procesos de absorción, distribución, metabolismo y eliminación que ocurren tras la exposición a una sustancia química, y que junto con la acción de la sustancia sobre el tejido u órgano diana, explican la toxicidad de la misma.

Absorción

La absorción ha sido definida como el proceso por el cual un compuesto químico determinado alcanza la circulación sanguínea desde el lugar de exposición. Los xenobióticos penetran las membranas durante la absorción, del mismo modo en que lo hacen otras moléculas esenciales, tales como el oxígeno, los nutrientes, o algunos minerales (Curtis, 2008). El nivel de absorción de una sustancia química

determinada, dependerá de diversos factores, entre los que destacan el tamaño de la molécula, su liposolubilidad, el pH en el sitio de exposición, y en el caso del tubo digestivo, la presencia de alimento (Heringa *et al.* 2013). Como dijimos previamente, los principales sitios de absorción de sustancias químicas son el tracto gastrointestinal, los pulmones, y la piel (Curtis, 2008).

El tracto gastrointestinal constituye una de las vías de exposición y absorción de sustancias químicas más importante del organismo. Una gran cantidad de compuestos ingresan al organismo a través del consumo diario de alimentos. Del mismo modo, es una vía de suma relevancia para los toxicólogos debido a que representa la ruta de ingreso de mayor frecuencia para la ingestión accidental de sustancias tóxicas (especialmente en niños) y de sobredosis intencional en los casos de intentos de suicidios. El tracto gastrointestinal (TGI) es un tubo delimitado por una barrera de células epiteliales, usualmente protegido por una capa de moco, que ofrece mínima resistencia al paso de sustancias químicas. La distancia entre las células epiteliales de la luz del tubo digestivo, y los vasos sanguíneos, es de apenas 40 μm , es decir 25 veces más pequeña que 1 mm (Hodgson, 2004).

Las sustancias tóxicas pueden ingresar al TGI mediante deglución accidental o con fines suicidas, consumo de alimentos y bebidas contaminados o deglución de partículas provenientes del tracto respira-

torio. Según Silbergeld (2000), los siguientes factores influyen en la cantidad y velocidad a la que se absorben las sustancias químicas en el TGI:

- Las propiedades fisicoquímicas de las moléculas, principalmente su coeficiente de reparto octanol-agua (Pow), su constante de disociación y su peso molecular. Estas características determinarán el grado de liposolubilidad de los agentes químicos, y por lo tanto también, su capacidad de atravesar membranas biológicas compuestas principalmente por fosfolípidos.
- La cantidad de alimentos presente en el TGI. El alimento en el estómago retrasa el vaciamiento del mismo y por lo tanto la llegada de los compuestos químicos a la luz del intestino, donde se produce la mayor parte de la absorción. Por otro lado, el alimento en el intestino genera un efecto de dilución de las sustancias ingeridas.
- El pH local, que rige la absorción de tóxicos disociados; en el pH ácido del estómago se absorben con más rapidez los compuestos ácidos no disociados.
- El peristaltismo (movimiento intestinal por acción de los músculos) y el flujo sanguíneo local. El incremento de los movimientos propulsivos en el intestino, como ocurre en los casos de diarreas, disminuye el tiempo de contacto entre las sustancias químicas y la mucosa intestinal.
- Las secreciones gástricas e intestinales, que transforman los tóxicos en productos más o menos solubles; la bilis es un agente

emulsionante que produce complejos más solubles (hidrotropía).

En el caso concreto de los alimentos, hay que considerar que existen sustancias químicas potencialmente tóxicas que están presentes en forma natural, como por ejemplo los compuestos cianogénicos y bociogénicos, cumarinas, saponinas, aminas vasoactivas, inhibidores enzimáticos y agentes quelantes entre otros (Pokorny, 1997). Sin embargo, de mayor importancia resultan aquellas sustancias químicas que ingresan por vía oral por encontrarse en los alimentos como residuos o contaminantes, como los plaguicidas y las drogas de uso veterinario. Algunos de estos compuestos pueden acumularse y biomagnificar a lo largo de la cadena alimenticia y podrían causar un daño severo a la salud de las personas cuando superan determinados niveles debido a que se absorben fácilmente a través del tracto digestivo (Masiá *et al.* 2016).

La segunda vía de mayor importancia en cuanto a absorción de compuestos potencialmente tóxicos, es la vía respiratoria. Si bien en algunos aspectos, la estructura del tracto respiratorio (TR) podría ser comparable al TGI en cuanto a la barrera celular, la capa de moco y el contacto con los vasos sanguíneos, los pulmones (en donde ocurre el intercambio gaseoso) se encuentran precedidos por estructuras protectoras (nariz, boca, faringe, tráquea y bronquios), que pueden reducir la toxicidad de sustancias vehiculizadas en el aire, especial-

mente las partículas (Curtis, 2008; Hudson, 2004).

La absorción en los pulmones es la principal vía de entrada de numerosos tóxicos que están en suspensión en el aire, incluyendo gases, vapores, humos, nieblas, polvos y aerosoles. El TR es un sistema compuesto por una membrana cuya superficie es de 30 m² en espiración, a 100 m² en inspiración profunda, tras la cual hay una red de unos 2.000 km de capilares con los que una gran variedad de sustancias químicas puede tomar un contacto casi directo (Silbergeld, 2000). En promedio, una persona adulta inhala alrededor de 20 m³ de aire por día. Algunas situaciones particulares, como en el caso de pacientes asmáticos, atópicos, personas con enfisema y bronquitis, cardiopatas, diabéticos, mujeres embarazadas, niños y ancianos, generan una mayor sensibilidad al efecto de los tóxicos en el aire (Curtis *et al.* 2016).

De acuerdo a la Organización Mundial de la Salud, un 25% de las enfermedades en América Latina y El Caribe, pueden ser atribuidas a una pobre calidad del ambiente (Organización Mundial de la Salud (OMS), 2014). Si bien existen una cantidad importante de sustancias químicas que pueden ingresar a nuestro organismo a través de la vía respiratoria, incluyendo material particulado, ozono, monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno y azufre, bioaerosoles, metales, compuestos orgánicos volátiles (Curtis *et al.* 2016), en nuestro país, la exposición ambiental a agroquímicos en

poblaciones cercanas a los sitios donde ocurren las pulverizaciones, genera desde hace años preocupación en una buena parte de la comunidad científica. En este sentido, cabe destacar, que son pocos los estudios que han investigado los efectos en la salud de la exposición no ocupacional a plaguicidas, aún cuando hay evidencias de que tal exposición se relaciona con manifestaciones de toxicidad a nivel respiratorio, digestivo e incluso neurológico (Salameh *et al.* 2006).

En el caso de la exposición a través de la piel, existe un amplio rango de sustancias químicas que toman contacto con la misma como resultado de actividades industriales, agrícolas, farmacéuticas y cosméticas entre otras (Ngo *et al.* 2010). Es importante tener en cuenta que la piel es el órgano más grande del cuerpo (con una superficie de 1,8 m² en una persona adulta), y provee al organismo de una barrera efectiva para separarnos del medio que nos rodea. Al ser relativamente impermeable, para que una sustancia química pueda atravesar la piel, debe ser suficientemente liposoluble (tener un coeficiente de partición octanol/agua elevado). Un buen ejemplo de este tipo de sustancias químicas, son algunos insecticidas utilizados en producción agrícola, que han generado accidentes fatales en trabajadores rurales tras su absorción a través de la piel intacta (Curtis, 2008; Hodgson, 2004). El grado de penetración a la piel, dependerá de una serie de factores, entre lo que destacan las propiedades químicas del compuesto, las condiciones

generales de la piel, la duración de la exposición, y muchos otros parámetros. La exposición a plaguicidas por vía dérmica ha sido evaluada típicamente para el principio activo en forma aislada. Sin embargo, en los escenarios reales, la exposición ocurre en forma de mezclas complejas, que incluyen la combinación de varios principios activos, sumados a los solventes y diversos vehículos de cada formulación comercial (Ngo *et al.* 2010).

Distribución

Después de ingresar al organismo, y alcanzar la circulación sanguínea, las sustancias químicas se distribuyen por los distintos tejidos y órganos, dependiendo fundamentalmente del flujo sanguíneo y las propiedades físico-químicas del compuesto. En líneas generales, los xenobióticos circulan en la sangre, básicamente de dos modos: unidos a proteínas plasmáticas, o en forma libre. Solo aquella porción que se encuentra en forma libre es capaz de alcanzar los tejidos, y en algunos casos incluso penetrar al interior de las células (Heringa *et al.* 2013). Este es el motivo por el que aquellas personas con mala alimentación tendrán menores niveles de proteínas en el plasma, y, por lo tanto, mayor proporción del tóxico libre y con posibilidades de alcanzar los tejidos y generar su efecto deletéreo.

Algunas sustancias tienden a acumularse en el organismo, generando una retención de la sustancia en un tejido u órgano a niveles superiores a los que se encuentran

en la sangre. Muchos xenobióticos son lo suficientemente liposolubles como para acumularse en el tejido adiposo, mientras que otros tienen una especial afinidad por el hueso. En el caso de la acumulación en la grasa, las sustancias allí depositadas pueden permanecer hasta que haya una situación por la que el organismo genere una movilización masiva de lípidos, como la que ocurre durante la lactancia. En este caso, las sustancias tóxicas serán trasladadas hacia la leche materna, y alcanzarán, por último, al bebé durante sus primeros días de vida (Heringa *et al.* 2013). Si bien la distribución de las sustancias químicas depende, fundamentalmente, como dijimos, del flujo sanguíneo y la liposolubilidad del compuesto, existen en el organismo barreras tisulares especiales, que tienden a impedir o dificultar la llegada de algunas moléculas a los tejidos que protegen. En el sistema nervioso, por ejemplo, tenemos la barrera hematoencefálica, en los testículos la hematotesticular, la barrera placentaria es, si bien no de las más efectivas, otro ejemplo de barrera tisular. Estas barreras pueden dar la sensación de que impiden el paso de cualquier molécula, pero la realidad es que tienen poca importancia en el caso de los xenobióticos capaces de atravesar por difusión las membranas celulares, es decir los que tienen una liposolubilidad relativamente alta (Silbergeld, 2000).

Metabolismo

El metabolismo o biotransformación es un proceso que lleva a una conversión metabólica de los compuestos extraños presentes en el organismo. En general, el metabolismo convierte las moléculas liposolubles en grandes metabolitos hidrosolubles que pueden excretarse con facilidad. El principal órgano encargado de la metabolización de xenobióticos, es el Hígado. En general, se dice que el hígado transforma las moléculas extrañas en dos fases. En la fase 1, se llevan a cabo reacciones metabólicas de oxidación, reducción e hidrólisis, que llevan a generar metabolitos de menor liposolubilidad. En la Fase 2, se conjuga a estos metabolitos con moléculas endógenas como ácido glucurónico, generando metabolitos de mayor peso molecular. En definitiva, y como dijimos, se transforma a las sustancias químicas en compuestos más hidrosolubles y de mayor tamaño, y por lo tanto más fácilmente excretables.

Si bien el metabolismo en la mayoría de los casos genera productos más seguros para el organismo, en algunos casos pueden formarse metabolitos reactivos que son más dañinos que la molécula original. Este fenómeno se denomina activación metabólica y es una forma por medio de la cual la biotransformación puede también inducir toxicidad (Heringa *et al.* 2013; Silbergeld, 2000).

Existe una variabilidad entre las personas en cuanto a su capacidad de metabolizar sustancias químicas. Esta variabilidad está

dada por diferencias genéticas entre los individuos, a nivel de los genes que codifican para las enzimas de ambas fases del metabolismo hepático. Estas diferencias, denominadas polimorfismos genéticos, explican porque algunas personas son más susceptibles que otras al efecto de determinados agentes tóxicos.

Un ejemplo sumamente estudiado de polimorfismo enzimático es el relacionado a una enzima de la Fase 2, de la superfamilia de enzimas glutatión S-transferasas, la enzima GSTM1. Esta enzima actúa en la metabolización de sustancias químicas presentes en el humo de los cigarrillos. El polimorfismo identificado en este gen de glutatión transferasa consiste en la ausencia total de enzima funcional cerca de la mitad del total de caucásicos estudiados. La evidencia indica que esta falta de una enzima de la Fase II está asociada a una mayor probabilidad de padecer cáncer de pulmón (Silbergeld, 2000).

Eliminación

Finalmente, el proceso de eliminación, consiste como su nombre lo indica en la excreción (por distintas vías) de las sustancias químicas o sus metabolitos, desde el organismo al exterior. Las vías de eliminación de xenobióticos incluyen la urinaria, la biliar (materia fecal), la respiratoria, y otras de menor importancia relativa como las lágrimas, el sudor, y la leche. Como regla general, podemos decir que aquellas sustancias más liposolubles

tenderán a ser eliminadas a través de la bilis, en tanto que aquellas más hidrosolubles serán eliminadas con mayor frecuencia a través de la orina (Heringa *et al.* 2013).

La vía de eliminación de mayor importancia en cuanto a la cantidad de sustancias que elimina, es la renal. Existen dos características fundamentalmente responsables en determinar si una sustancia química será o no eliminada a través de la orina: tener un tamaño reducido, y ser suficientemente hidrosoluble (Hodgson, 2004). Por supuesto, para que las sustancias químicas sean adecuadamente eliminadas, debe existir una buena funcionalidad renal. Debido a que muchas de las funciones renales no se encuentran completamente desarrolladas al nacimiento, algunos xenobióticos se eliminan de un modo más lento en recién nacidos respecto a los adultos. Por ejemplo, la eliminación de la Penicilina en bebés prematuros, es de tan solo el 20% respecto a lo observado en niños de edad más avanzada (Curtis, 2008).

La segunda vía de eliminación más importante es la materia fecal. Las sustancias químicas pueden ser eliminadas a través de esta vía fundamentalmente de dos modos: la eliminación de compuestos ingeridos que no fueron absorbidos a lo largo del tubo digestivo, o la eliminación de compuestos que sí fueron absorbidos y una vez en la circulación pueden pasar desde el hígado al intestino a través de la bilis (eliminación biliar). En este sentido, cabe

destacar que en general, se eliminan a través de la bilis fundamentalmente aquellas moléculas que aún después de haber sido metabolizadas conservan un nivel elevado de liposolubilidad. En algunos casos, una vez en el intestino, los compuestos pueden ser nuevamente absorbidos desde el intestino en un proceso conocido como ciclo enterohepático, que alarga su vida media en el organismo y en algunos casos también su toxicidad (Hodgson, 2004). La eliminación a través del aire espirado por el pulmón es típica de los tóxicos muy volátiles, fundamentalmente aquellos que no son tan solubles en la sangre. (Silbergeld, 2000). Una aplicación práctica de este principio, puede observarse en los tests para determinar los niveles de alcohol en sangre, conocidos como alcoholímetros (Curtis, 2008). A través del sudor se eliminan parcialmente muchos no electrolitos como el alcohol etílico, acetona, fenoles, disulfuro de carbono e hidrocarburos clorados. A través de la leche pueden eliminarse muchos metales y disolventes orgánicos y varios plaguicidas, fundamentalmente los insecticidas organoclorados (como el DDT), que como dijimos, se acumulan en el tejido adiposo y en la etapa de lactancia pueden pasar a la leche y llegar en última instancia al bebé, pudiendo por lo tanto generar toxicidad (Silbergeld, 2000). Del mismo modo, estos compuestos podrían llegar a los consumidores a través de la leche y productos lácteos de vacas que han

acumulado estos compuestos en sus tejidos (Curtis, 2008).

Incremento del riesgo de toxicidad debido a factores toxicocinéticos

Existen factores relacionados a la edad de las personas que pueden determinar un mayor riesgo respecto a la exposición a determinados agentes químicos. Los recién nacidos catalizan eficientemente la mayoría de las reacciones de biotransformación de Fase 1, aunque a una velocidad considerablemente menor a lo que ocurre en adultos. Existe también una deficiencia en la conjugación con ácido glucurónico que podría estar relacionada a la toxicidad que se presenta en los recién nacidos por exposición al antibiótico Cloranfenicol. En el caso de las personas de mayor edad, existe en general una disminución en la funcionalidad renal, extracción hepática, unión a proteínas del plasma. Hay evidencias que sugieren también una disminución en la funcionalidad de enzimas hepáticas de Fase 1. Cerca del 66% de las personas mayores sanas tienen una funcionalidad renal disminuida. Esto tiene como consecuencia una menor eliminación de xenobióticos que persisten mayor tiempo en el organismo, incrementando por lo tanto el riesgo de toxicidad.

Del mismo modo, algunas enfermedades pueden también incrementar el riesgo de toxicidad debido a alteraciones en la cinética de las sustancias químicas que ingresan al organismo. Las cardiopatías determinan

una disminución en el flujo sanguíneo a órganos como el riñón y el hígado, determinando por tanto una disminución en la velocidad de eliminación de sustancias químicas del organismo. Del mismo modo, una disminución en la tasa de perfusión de sangre al hígado genera una hipoxia con daño celular que prolonga el tiempo de metabolización de potenciales tóxicos.

Como podemos ver, la edad y determinadas enfermedades, así como algunos procesos fisiológicos como la gestación, pueden generar alteraciones en el comportamiento de los tóxicos en el organismo, incrementando muchas veces la susceptibilidad de las personas a desarrollar un cuadro de intoxicación. Es sumamente importante tener en cuenta estas posibles variaciones cuando se hacen evaluaciones de seguridad por exposición ambiental a contaminantes ambientales y otros posibles agentes tóxicos (Dybing y Soderlund, 1999).

En conclusión, podemos afirmar que es sumamente importante conocer los posibles efectos biológicos que las sustancias químicas producen en los seres vivos. Siempre será necesario determinar las consecuencias que la exposición a determinados agentes tendrá a nivel celular e incluso molecular, determinando cada vez que sea posible los mecanismos de acción por los cuales los xenobióticos generan su toxicidad característica. Sin embargo, a los fines de poder generar información confiable respecto al riesgo vinculado a una sustancia química determinada, es impres-

cindible contar con datos certeros en relación a los distintos tipos de exposición que se esperan tener, con detalles de las vías posibles, frecuencia, intensidad y duración; así como del comportamiento de estas sustancias en el organismo, es decir la toxicocinética. De este modo podremos definir si a través de una exposición determinada el compuesto ingresa o no al organismo, qué tejidos u órganos va a alcanzar, cuánto tiempo permanecerá antes de ser eliminado, si se metabolizará en compuestos más o menos tóxicos, y si a la hora de ser eliminado dejará efectivamente de ser un riesgo potencial para el individuo o, en algunos casos, su propia descendencia.

BIBLIOGRAFÍA

- Bliss, C.I., 1939. The toxicity of poisons applied jointly. *Ann. Appl. Biol.* 26, 585–615.
- Curtis, K., 2008. Casarett and Doull's. *Toxicology. The Basic Science of Poisons.*, seventh. ed, Casarett E Doull's - Toxicology: The basic science of poisons. McGraw-Hill MEDICAL PUBLISHING DIVISION, Kansas City, Kansas.
- Curtis, L., L. Curtis, W. Rea, P. Smith-willis, E. Fenyves y Y. Pan. 2016. Adverse Health Effect of Outdoor Air Pollutants Adverse health effects of outdoor air pollutants. *Environ. Int.* - 32, 815–830.
- Dybing, E. y E.J. Soderlund. 1999. Situations with enhanced chemical risks due to toxicokinetic and toxicodynamic factors. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 30, S27–30.
- Grzunov Letinic, J., M. Matek Saric, M. Piasek, J. Jurasovic, V.M. Varnai, A. Sulimanec Grgec y T. Orct. 2016. Use of human milk in the assessment of toxic metal exposure and essential element status in breastfeeding women and their infants in coastal Croatia. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 38, 117–125.
- Heringa, M., E. Brandon, J. Bessems y P. Bos. 2013. Integration of toxicokinetics and toxicodynamics testing essential for risk assessment. *Bilthoven*.
- Hodgson, E., 2004. A textbook of modern toxicology, Third. ed, Trends in Pharmacological Sciences. Wiley Interscience, New Jersey.
- Lioy, P.y C. Weisel. 2014. Introduction, in: *Exposure Science*. pp. xi–xii.
- Lioy, P.J. y K.R. Smith. 2013. A discussion of exposure science in the 21st century: A vision and a strategy. *Environ. Health Perspect.*
- Masiá, A., M.M. Suarez-Varela, A. Llopis-Gonzalez y Y. Picá. 2016. Determination of pesticides and veterinary drug residues in food by liquid chromatography-mass spectrometry: A review. *Anal. Chim. Acta* 936, 40–61.
- Ngo, M.A., M. O'Malley, H.I. Maibach. 2010. Percutaneous absorption and exposure assessment of pesticides. *J. Appl. Toxicol.* 30, 91–114.
- OMS, 2009. Assessment of Combined Exposures to Multiple Chemicals: Report of a WHO/IPCS International Workshop. *Int. Program. Chem. Saf.* 77.
- Paustenbach, D.J., 2000. The practice of exposure assessment: a state-of-art review. *J. Toxicol. Environ. Health* 3, 179–291.
- Pokorny, J., 1997. [Natural toxic substances in food]. *Cas Lek Ces.* 136, 267–270.
- Salameh, P., M. Waked, I. Baldi, P. Brochard, B. Abi Saleh, P. Salameh y J. El. 2006. Respiratory diseases and pesticide exposure: a case-control study in Lebanon. *J Epidemiol Community Heal.* 60, 256–261.
- Silbergeld, E.K., 2000. Toxicología, principios generales de la toxicología, Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociale, Madrid.
- Silins, I., M. Berglund, A. Hanberg, A. Boman, B. Fadeel, P. Gustavsson, H. Håkansson, J. Högberg, G. Johanson, K. Larsson, C. Lidén, R. Morgenstern, L. Palmberg, N. Plato, A. Rannug, B. Sundblad y U. Stenius. 2011. Human Health Risk Assessment of Comined Exposures to Chemicals, First. ed. Karolinska Institutet.
- World Health Organization (WHO), 2014. Ambient (outdoor) air pollution database, by country and city [WWW Document]. *World Heal. Organ.* Geneva. URL <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-quality/en/>



Autor: Cielo Zaro



Autor: Santiago Varela



Autor: Santiago Varela

LA SALUD AMBIENTAL y LOS CONTAMINANTES QUÍMICOS EMERGENTES

¿Existe relación entre el ambiente y la salud de población?

Delia Aiassa

“El mundo que hasta este momento hemos creado como resultado de nuestra forma de pensar, tiene problemas que no pueden ser resueltos pensando del modo en que pensábamos cuando lo creamos”.

Albert Einstein (1879-1955)

¿De qué hablamos cuando mencionamos salud ambiental? La salud ambiental aborda, según la Organización Mundial de la Salud (2015), los factores físicos, químicos y biológicos externos de una persona. Es decir que engloba factores ambientales que podrían incidir en la salud y se basa en la prevención de las enfermedades y en la creación de ambientes propicios para la salud. Por consiguiente, queda excluido de esta definición cualquier comportamiento no relacionado con el ambiente, así como cualquier comportamiento relacionado con el entorno social y económico y con la genética.

Esta definición considera un entorno que puede ser modificado o manipulado con el fin de eliminar algún riesgo, sin afectar a otras funciones de ese sistema natural formado por un conjunto de organismos vivos y el medio físico donde se relacionan. El aire, el agua, el suelo, los alimentos

pueden ser las vías de ingreso de los contaminantes, es por esto que las evaluaciones del ambiente y por consiguiente las medidas políticas en general, se han centrado en analizar contaminantes concretos y de compartimientos ambientales concretos (el aire, el agua, el suelo, los organismos y actividades humanas).

Uno de los ejemplos de evaluación en el agua es la presencia de arsénico (As). Desde la antigüedad se conocen los efectos, las consecuencias de la ingestión de este elemento químico mientras que la prolongada incorporación en los organismos en bajas concentraciones comenzó a estudiarse desde el siglo XIX. La distribución natural del As es muy heterogénea, y se lo encuentra como constituyente de aguas naturales a las que llega por el desgaste de los suelos o rocas o por la actividad volcánica.

La ingesta crónica de As en concentraciones elevadas tanto en agua superficial, en el caso de agua de ríos y arroyos, o quietas si se trata de lagos, reservorios, embalses, lagunas, humedales; como en aguas subterráneas, que se alojan debajo de la superficie de la tierra, deriva en una serie de manifestaciones clínicas que constituyen un cuadro denominado inicialmente como “enfermedad de Bell Ville” por ser en esa localidad de la Provincia de Córdoba donde se detectaron los primeros casos (Astolfi *et al.* 1982), conocido actualmente como Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE). El HACRE es indica-

do como una enfermedad social, que afecta profundamente a la población económicamente deprimida en las áreas rurales de la Argentina, que no poseen suministro de agua potable (Biagini *et al.* 1995).

Una amplia zona de la Argentina presenta altos niveles de As debido a la contaminación de las aguas subterráneas con cenizas volcánicas originadas en el período geológico posterior a la última glaciación (Holoceno). El riego y otras actividades humanas han generado un ascenso de la capa freática, la parte del suelo saturada con agua, conduciendo a un aumento de la concentración de As (Ng *et al.* 2003; Gonsebatt. 2006).

Nuestro país ocupa el segundo lugar entre los países con este problema, por el contenido arsenical y la cantidad de zonas endémicas que abarcan varias provincias: Salta, Tucumán, Santiago del Estero, Santa Fe, Chaco, La Pampa, Córdoba, San Luis, Buenos Aires y Río Negro (Tello, 1981; Astolfi *et al.* 1982)

El As una vez ingerido se distribuye en el organismo acumulándose en el hígado, los pulmones, la piel, los riñones, el pelo, las uñas y los dientes y en menor grado en el bazo, el corazón, el cerebro, los músculos y los huesos. Su eliminación es fundamentalmente a través de los riñones, pudiéndose encontrar en orina como As inorgánico (en baja proporción), monometil arsénico (MMA) y dimetil arsénico (DMA). También puede ser eliminado por las heces, la saliva, las uñas y el cabello (Goyer, 1996).

Se ha demostrado que valores superiores conllevan riesgo de cáncer (Basu *et al.* 2001; Smith y Smith, 2004) estando asociado a cáncer de piel, de pulmón y de vejiga. Smith y Smith (2004) reportan para una población chilena con una exposición prolongada (crónica) durante 15 años a una concentración de 570 µg/L, una muerte de cada 10 varones y de cada 20 mujeres era atribuible al As en agua potable.

Aunque son numerosos los estudios que han demostrado los efectos adversos relacionados con As, son necesarios estudios que determinen parámetros sensibles (biomarcadores) que se asocien a la exposición de este tóxico. La revisión de Marchiset-Ferlay, Savanovitch y Sauvart-Rochat (2012) refiere a diversos biomarcadores que se utilizan: (i) la detección de As o sus derivados en la sangre, es una indicación de la dosis ingerida pero no es evidencia de intoxicación crónica; (ii) la detección de As en la orina es un procedimiento indispensable debido a que es un buen marcador de la dosis interna del organismo; (iii) la determinación de As en el cabello y uñas refleja el nivel de exposición a largo plazo, pero es difícil de relacionar con el nivel de la dosis ingerida; (iv) la correlación entre As en orina y proteínas como las porfirinas en sangre; (v) los efectos en estudios de daño del ADN (ensayos de aberraciones cromosómicas, micronúcleos, intercambio de cromátidas hermanas, cometa). Estos autores concluyen que, los biomarcadores urinarios y las uñas son útiles para proporcionar indica-

ciones de dosis interna y, por otra parte, el estudio de daño del ADN puede ser de uso complementario como biomarcador de los efectos precoces.

Los organismos internacionales han sugerido valores orientadores respecto a la concentración de As en el agua de consumo. Durante muchos años la Organización Mundial de la Salud sugirió un límite de 0,05mg/L, actualmente esta entidad establece un valor de hasta 0,01mg/L. En los Estados Unidos de América, la Agencia de Protección Ambiental (EPA) revisó, por recomendación de la Academia Nacional de Ciencias de este país, el patrón para As en el agua de consumo, que estuvo vigente por más de 50 años. En el año 2001 definitivamente se consideró reducir de 0,05mg/L a 0,01mg/L la concentración de As en agua para bebida. Se estima que esto permitirá disminuir el número de varios tipos de cáncer y de otras enfermedades entre ellas diabetes e hipertensión (Bergeson, 2002).

Argentina ha fijado límites máximos de concentración de As en las aguas por encima de otros países, y aún así, hay zonas endémicas que superan esos valores ampliamente. En la provincia de Córdoba el límite de tolerancia es de 0,05 mg/L (Resolución 174/16 Normas de calidad y control para aguas de bebida).

Un trabajo realizado por nuestro grupo de investigación GeMA (UNRC) en localidades del Departamento de Río Cuarto, Córdoba da cuenta de que los valores encontrados en agua de consumo superan

el límite establecido actualmente por la OMS. Esto se podría deberse al riego y otras actividades humanas (Ng, Wang y Shraim, 2003). Los habitantes de las localidades estudiadas viven en zonas residenciales con tiempo de permanencia entre 15 y 20 años, evitan el consumo de agua de sus viviendas usando agua embotellada. No obstante, lo mencionado los resultados encontrados muestran una relación entre el daño del ADN y la concentración de As en el agua de los domicilios. Es posible interpretar que el aporte de los alimentos preparados con aguas contaminadas de As hace a la ingesta total (Varea, 2016).

El As como así también otros compuestos fueron estudiados por la comunidad científica durante décadas y este elemento se determina en todos los estudios de calidad de agua de consumo. Sin embargo, en la actualidad el desarrollo de nuevos métodos de análisis y los avances en el campo de la toxicología han puesto en evidencia otros contaminantes que precisan ser estudiados con la misma intensidad. Dichas sustancias han sido denominadas contaminantes emergentes (ECs).

El término ECs generalmente se utiliza para referirse a compuestos de distinto origen y naturaleza química, cuya presencia en el ambiente no se considera significativa en términos de la distribución y/o concentración, por lo que pueden pasar inadvertidos; sin embargo, tienen el potencial de provocar un impacto ecológico, así

como efectos adversos sobre la salud humana (Barceló y López, 2007; Stuart et al. 2012).

En muchos casos los ECs hacen referencia a sustancias de uso cotidiano (Ver Tabla 1): productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCPs), plastificantes, plaguicidas, retardantes de llama, drogas de abuso, surfactantes, nanomateriales, entre

otros (incluyendo posibles derivados, metabolitos o productos de transformación). Son contaminantes orgánicos (OCs), inorgánicos y organometálicos que, al ser producidos a escala industrial de manera indiscriminada, pueden estar presentes en el agua, aire, suelos, sedimentos y/u organismos.

Tabla 1. Grupos y ejemplos representativos de ECs.

GRUPOS	EJEMPLOS
PPCPs Analgésico/antiinflamatorio Antibióticos Antiepilépticos B-bloqueantes Hormonas Estimulantes Almizcles Filtros UV Agentes antisépticos Repelentes de insectos	Diclofenac, ibuprofeno, naproxeno Amoxicilina, sulfametoxanol, eritromicina Carbamazepina, primidona Atenolol, metoprolol 17 beta-estradiol Cafeína, nicotina Galaxolide (HHCB), cetona de almizcle Octocrileno (OC) Triclosán, triclorarbán N,N-dimetil-meta-toluamida (DEET)
Plaguicidas	Atrazina*, simazina*, terbutilazina (TBA), clorfenvinfos*, clorpirifós*, malatión
Drogas de abuso	Cocaína, anfetamina, morfina
Plastificantes	Di(2etilhexil) ftalato (DEHP)*, Bisfenol A (BPA)
Retardantes de llama	Éteres de difenilopolibromato (PBDEs)*, hexabromociclodecano (HBCDs)
Surfactantes	Nonilfenol* ¹ , compuestos amoniocuaternarios
Nanomateriales	Nanopartículas (NPs), nanotubos de carbono (CNTs)

*Contaminantes prioritarios de la Unión Europea. ¹derivados. Tabla tomada de Gonzales (2016).

En cuanto a los riesgos que pueden ocasionar los ECs existen características comunes. Además de ser tóxicos para la salud por contacto directo, estos contaminantes pueden provocar en los organismos efectos tales como: inmunotoxicidad (daño en el sistema inmunológico), neurotoxicidad (daño en el sistema neurológico), carcinogenicidad (desarrollo de cáncer) y disrupción endocrina (interferencia con las hormonas alterando funciones reproductivas y del desarrollo y otras) (Balducci *et al.* 2012).

Los ECs son un problema del que se ha tomado conciencia de forma tardía.

Dentro de los compartimientos ambientales (aire, agua, suelos, sedimentos) donde se pueden encontrar estos contaminantes la contaminación del aire representa en la actualidad el mayor factor de riesgo ambiental de muerte prematura en Europa (Agencia Ambiental Europea, 2014).

Igualmente, las cifras de mortalidad relacionadas con la contaminación al aire han sido elevadas tanto en países desarrollados como en países del tercer mundo (OMS, 2014). De estos hechos, se desprende que la mayoría de las personas respira aire que no cumple con los requisitos de calidad de éste establecidos a nivel mundial.

Las fuentes de la contaminación en el aire pueden tener tanto un origen natural (emisiones volcánicas, incendios, relámpagos, descomposición en presencia o ausencia de oxígeno) como antropogénico (causadas por la actividad humana).

En este tema son particularmente importantes las partículas que pueden ser encontradas en el aire, el denominado material particulado considerado como el responsable de la mayoría de los riesgos en cuanto a salud (Kelly y Fussell, 2015). El material particulado (PM) presenta diámetros de partícula que van aproximadamente desde 0,002 μm hasta 100 μm y se clasifica en: partículas totales en suspensión (PTS), que incluyen todo el material particulado en suspensión con un diámetro aerodinámico menor a 50-100 μm ; partículas gruesas (PM₁₀), con un diámetro aerodinámico entre 2,5 y 10 μm ; partículas finas (PM_{2,5}) con un diámetro aerodinámico entre 0,1 y 2,5 μm y ultrafinas (PM_{0,1}) con un diámetro aerodinámico menor a 0,1 μm (Reche *et al.* 2011).

Las partículas más finas (PM_{2.5}) se componen de contaminantes orgánicos volátiles (VOCs), metales pesados, entre otros componentes. La toxicidad, entendida como la capacidad de alguna sustancia química de producir efectos perjudiciales sobre un organismo, de las PM_{2.5} es elevada ya que son más persistentes, viajan a mayores distancias en menos tiempo y penetran en los pulmones con mayor facilidad (Oxley, ApSimon y de Nazelle, 2015).

Los valores estándares para la concentración promedio anual de PM_{2.5} afuera de las viviendas (extradomiciliario) son de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aire y para una concentración promedio diaria de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aire (OMS, 2006). En la Tabla 2 se encuentra los

objetivos fijados por la OMS en relación a la calidad del aire en general, a la presen-

cia de material particulado en particular y su fundamento.

Tabla 2. Guías de calidad del aire (GCA) de la OMS y objetivos intermedios para el material particulado expresado en concentraciones medias anuales

	PM ₁₀ (µg/m ³)	PM _{2.5} (µg/m ³)	Fundamento del nivel elegido
Objetivo intermedio-1 (OI-1)	70	35	Estos niveles están asociados con un riesgo de mortalidad a largo plazo alrededor de un 15 % mayor que con el nivel de las GCA
Objetivo intermedio-2 (OI-2)	50	25	Además de otros beneficios para la salud, estos niveles reducen el riesgo de mortalidad prematura en un 6% aproximadamente (2-11%) en comparación con el nivel de OI-1
Objetivo intermedio-3 (OI-3)	30	15	Además de otros beneficios para la salud, estos niveles reducen el riesgo de mortalidad en un 6% aproximadamente (2-11%) en comparación con el nivel de OI-2
Guía de calidad del aire (GCA)	20	10	Estos son los niveles más bajos con los cuales se ha demostrado, con más del 95% de confianza, que la mortalidad total, cardiopulmonar y por cáncer de pulmón, aumenta en respuesta a la exposición prolongada al PM _{2.5}

¿Todos los países cuentan con regulaciones sobre calidad de aire? De los 23 países que conforman la región de América Latina y el Caribe (LAC), 18 cuentan con regulaciones propias vigentes de calidad de aire, de acceso público a través de sitios web oficiales. Con respecto a sistemas de monitoreo de calidad de aire, 15 países LAC recolectan datos sobre concentración de algunos contaminantes de criterio, 13 la publican total o parcialmente en sitios web oficiales, y cinco lo hacen en tiempo real (Air Quality Index).

El material particulado en sus diferentes tamaños es el criterio de contaminación más monitoreado. En los países LAC la

normativa de calidad de aire vigente para los contaminantes no siempre está actualizada según las últimas investigaciones, de manera que las mismas no necesariamente garantizan la protección a la salud de la población. (Morantes *et al.* 2016).

Hasta el año 2010, no existían prácticamente mediciones en Argentina. Desde el año 2011, se han reportado para la Ciudad de Córdoba mediciones de PM₁₀ y PM_{2.5} extradomiciliario, obteniéndose los resultados de la concentración diaria de MP_{2.5} durante el periodo 09/11/2012-17/03/2015 (Amarillo, 2015):

Otro estudio realizado en la ciudad de Córdoba durante julio de 2009 y abril de

2010 describió a la fracción de tamaño PM_{2.5} como una mezcla de polvo urbano resuspendido, metales tóxicos y una proporción de polvo mineral (López *et al.* 2011).

En otras localidades de nuestro país La Plata y Ensenada, según un estudio desarrollado en forma conjunta entre el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria de la Facultad de Ingeniería (UNLP) y la Facultad de Medicina de la Universidad de Leipzig (Alemania), las concentraciones de Valores de PM₁₀ y PM_{2.5} (en µg/m³) en suspensión en aire, para las distintas zonas en cada región, revelaron mayores concentraciones en la zona industrial, seguida por la urbana y la residencial (Colman Lerner *et al.* 2013).

La situación argentina en cuanto a contaminantes emergentes en el aire está poco estudiada, siendo uno de las mayores preocupaciones los plaguicidas que llegan por aire a zonas urbanas desde las zonas de pulverización o a través del polvillo del acopio de cereales en zonas cercanas a las viviendas.

El acopio de cereales, producto de las cosechas, es una metodología que data del año 1930. Alrededor de los años 70, las cooperativas, y luego empresas particulares, comienzan a construir sus propias plantas de almacenaje en lugares alejados de los poblados, pero con el tiempo éstos quedaron rodeados de viviendas. Esta falta de previsión en el planeamiento urbano ocurrió en varias poblaciones de la Provincia de Córdoba, que aún persisten, ya que

estos depósitos quedaron inmersos dentro de la localidad.

El mayor inconveniente que ocasionan estos sistemas de acopio de cereales es el polvillo que se libera cuando se producen las tareas de carga, descarga, secado y limpieza de granos. Este material particulado puede contener residuos de plaguicidas, más los posibles ácaros presentes en él que pueden actuar produciendo reacciones alérgicas (Lerda *et al.* 2001). Los plaguicidas, pueden generar contaminación en los ambientes de trabajo donde son manipulados, o en general, en el ambiente que rodea las zonas de manipulación. Existen evidencias sobre efectos ambientales de actividades industriales aún después del cese de operaciones por un largo tiempo (Asmus *et al.* 2008; Wang *et al.* 2009).

El material particulado esparcido desde los silos es capaz de generar contaminación del aire, que puede causar efectos sobre la salud de la población. Medir estos efectos del material particulado sobre la población expuesta implica utilizar un indicador de éstos que permita establecer la incidencia que tiene sobre la salud humana.

El primer estudio para la Provincia de Córdoba, sobre contaminación de aire respecto del acopio de granos y las posibles afecciones que pueden ocasionar en las personas la liberación de material particulado producto de la actividad, fue realizado por Lerda *et al.* (2001) en Marcos Juárez. El mismo concluye que las personas que manifestaron tener problemas en

la función respiratoria relacionadas con las emisiones de polvo de soja, trigo y maíz producto del acopio, fueron positivas para la Inmunoglobulina E (IgE) y que el test cutáneo utilizado demostró ser un indicador útil, con resultados similares a los de IgE específica. La inmunoglobulina IgE es un tipo de anticuerpo (o isotipo de inmunoglobulina) presente únicamente en mamíferos. Está implicada en la alergia y en la respuesta inmune efectiva contra diversos agentes patógenos, especialmente parásitos. Por eso, sus niveles suelen estar bastante elevados tanto en pacientes alérgicos como en personas que sufren alguna parasitosis.

Por otro lado, algunos efectos mencionados sobre la salud humana causados por contaminantes emergentes, han sido asociados a eventos como el daño en el material genético (Porcel de Peralta y col, 2011).

El daño al genoma humano es probablemente la causa más importante y fundamental de enfermedades neurodegenerativas, problemas reproductivos y del desarrollo (Bolognesi, 2011). Está bien establecido que el daño genómico está producido por exposición ambiental a algunos contaminantes ambientales (metales, plaguicidas), procedimientos médicos (radiación y químicos), deficiencia de micronutrientes (déficit de folatos), estilos de vida (alcohol, el hábito de fumar, drogas y stress) y factores genéticos tales como defectos hereditarios en el metabolismo y reparación del ADN (Holland *et al.* 2008).

A nivel internacional existen numerosos estudios que evalúan el efecto de plaguicidas en el material genético de poblaciones expuestas; sin embargo, en Argentina aún son pocos (Aiassa *et al.* 2012; Gómez Arroyo, 2013).

En cuanto al estudio de poblaciones humanas en contacto con estas sustancias conocido como biomonitoreo, éste es considerado una herramienta útil para estimar el riesgo genotóxico frente a una determinada exposición. El riesgo de sufrir deterioro de la salud puede ser evaluado a través del uso de biomarcadores y se expresa como la probabilidad de que un efecto no deseado ocurra como resultado de una exposición (Ilizaliturri *et al.* 2009).

Los biomarcadores son parámetros biológicos que brindan información sobre el estado normal o patológico de un individuo o una población, y son utilizados para la comprensión de diferentes enfermedades en variados aspectos como: el tratamiento, prevención, diagnóstico y progresión de la enfermedad, respuestas a la terapia, evaluación experimental toxicológica de medicamentos o pesticidas, medición de riesgo ambiental y epidemiológico, además de evaluación de la intervención terapéutica, entre otros (Lock y Bonventre 2008).

Es esencial contar con biomarcadores confiables y relevantes, para mejorar la implementación de biomonitoreo, diagnóstico y tratamiento de enfermedades causadas o asociadas con daño genético. En este aspecto es de considerar aquellos que puedan ser usados en técnicas mínima-

mente invasoras. La frecuencia de micro-núcleos (MN) en células de la mucosa bucal es útil para el monitoreo del daño genético en humanos. El Human Micro-nucleus Project ha iniciado un proceso internacional de validación para el ensayo de MN en células de la mucosa bucal, similar al realizado previamente utilizando sangre humana (Holland *et al.* 2008).

En este sentido y con el objetivo de estudiar el efecto del material particulado producto del almacenamiento de granos de cereales sobre la salud humana en la Localidad de Las Higueras, Departamento Río Cuarto, Provincia de Córdoba, se evaluó el daño genético en la mucosa bucal de los participantes de este estudio. Este es el primer reporte para la Provincia de Córdoba de análisis de daño en el material genético de población ambientalmente expuesta a polvillo proveniente del acopio de cereales. Los resultados encontrados muestran una diferencia estadísticamente significativa ($p \leq 0,05$; Test de Mann - Whitney) para los valores de células con MN en mucosa bucal entre las personas muestreadas en la localidad de Las Higueras (mediana=6.5), y el grupo de referencia (mediana=4) (Milanesio, 2017). Por otro lado, la actividad agrícola también es causa de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, siendo una problemática que afecta a la salud pública y ambiental, motivo de preocupación en todo el mundo (Chau *et al.* 2015).

En cuanto a contaminantes emergentes en agua, la Resolución 174 del año 2016 que trata de las Normas de calidad y control para aguas de bebida en la Provincia de Córdoba incluye en el análisis además de los parámetros físico-químicos y biológicos básicos, a algunos plaguicidas. Esta resolución fue elaborada en la Secretaría de recursos Hídricos y Coordinación del Ministerio de Agua, Ambiente y servicios Públicos de la Provincia de Córdoba. Está destinada a todas aquellas personas o entidades que tienen por objeto controlar la calidad de agua de bebida en suministros públicos dentro de la Provincia de Córdoba. Esta Resolución presenta una revisión y actualización de los parámetros ya existentes de la norma aprobada por Resolución 608/93 para verificar sus valores límites establecidos y agregar nuevos parámetros correspondientes a sustancias que se han ido incorporando a las actividades que hoy desarrolla la población para lo cual se ha realizado una recopilación de normas, procedimientos e instructivos vigentes y también aportes propios de los que participaron en la elaboración.

Esta misma resolución fija límites tolerables en función de lo establecido por la Organización Mundial de la Salud, la Ley Nacional 24051 y la Agencia de Protección Ambiental (EPA).

Los plaguicidas considerados se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Límites tolerables para plaguicidas en agua de bebida en la Provincia de Córdoba.

CONTAMINANTE	LÍMITE TOLERABLE (μL^{-1})	CONTAMINANTE	LÍMITE TOLERABLE (μL^{-1})
DDT	1	Cabofurán	40
Aldrín + Dieldrín	0,03	Clorpirifós	30
Clordano (total isómeros)	0,2	Dimetoato	20
Hexaclorobenceno	0,01	2,4 DB	90
Heptacloro y heptacloroepóxido	0,1	Metalocloro	50
γ -HCH (lindano)	2	Dicamba	120
Metoxicloro	20	Endosulfán	20
2,4D	30	Glifosato	280
Metil Paratión	1,3	Paraquat	10
Paratión	0,6	Lamba cialotrina	10
Atrazina	3	Cipermetrina	50

Cada vez son más los reportes de la presencia de plaguicidas en países europeos. La presencia de plaguicidas en agua de bebida ha sido informada por Martínez Vidal et al. (2004) en la región de Almería, España, quienes determinaron la presencia de endosulfán α (0,25 $\mu\text{g/L}$), endosulfan sulfato (0,04 $\mu\text{g/L}$) y clorpirifos (0,08 $\mu\text{g/L}$) en muestras procedentes de aguas subterráneas de entre 8 y 12 metros de profundidad. Mientras que Chau et al. (2015), en un estudio realizado en el Delta del Río Mekong en Vietnam demostraron que todas las fuentes de agua que investigaron: agua de lluvia, pozos de agua subterránea y agua embotellada, estaban contaminadas con plaguicidas. Estos

resultados reafirman la importancia de los factores del entorno, las prácticas agrícolas, y la composición del suelo en la dinámica de los plaguicidas y su determinación en diferentes matrices ambientales.

En nuestro país, el río Paraná, el sexto más grande del mundo, es el receptor de las cargas de contaminación de los afluentes que atraviesan áreas urbanas e industrializadas, además de las extensiones agrícolas, especialmente en los tramos medios e inferiores del río a lo largo del sector argentino. El estudio de Ronco *et al.* (2016) analizó y discutió los principales parámetros de calidad del agua, las composiciones de sedimentos y el contenido del herbicida

glifosato más su metabolito ácido aminometilfosfónico (AMPA) en agua del Paraná y sedimentos. Las muestras se obtuvieron de posiciones distales en los principales afluentes del Paraná y el curso de agua principal durante 2011 y 2012. Solo el 15% de las muestras de agua contenían concentraciones detectables de glifosato a una concentración promedio de 0,60 µg / L, mientras que no se observaron niveles detectables de AMPA. El herbicida y el metabolito estaban presentes principalmente en los sedimentos de los afluentes del tramo medio y bajo, ocurriendo en un promedio respectivo de 37 y 17% en las muestras. Las concentraciones detectables medias medidas fueron 742 y 521 µg / kg en las relaciones media, máxima y mínima de glifosato / AMPA de 2,76, 7,80 y 0,06, respectivamente. La detección de ambos compuestos se correlacionó con la presencia de sulfuros y cobre en la matriz de sedimentos.

Otros contaminantes emergentes también son motivo de preocupación científica. Los PPCPs [por la expresión en inglés Pharmaceuticals and Personal Care Products] que incluyen fármacos y productos de aseo y cuidado personal están siendo encontrados en medios acuáticos. Actualmente hay acuerdo en que la presencia de fármacos en los medios acuáticos es muy difundida y existe la necesidad de investigaciones que contribuyan para lograr una comprensión más documentada acerca de las consecuencias de la presencia de PCPPs en estos

ambientes (Fatta-Kassinos, Meric y Nicolaou, 2011; Nohynek *et al.* 2010; Rosi-Marshall y Royer, 2012; Fatta-Kassinos *et al.* 2011; Daughton y Ruhoy, 2009).

En Argentina el escenario no es sencillo, la cantidad de marcas registradas en la Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica (ANMAT) era de alrededor de 5000 y unos 2000 principios activos, en 2011; cubriendo un amplio espectro de mecanismos de acción, estructura química, propiedades físicas, metabolismo y toxicidad (biológica y ambiental). Por otra parte, la información disponible acerca de sus efectos y riesgos en los diferentes ambientes acuáticos cubre apenas el 10 % de aquélla cifra con el agravante de que sólo una mínima parte de ese porcentaje ha sido detectada en los vertidos cloacales en concentraciones compatibles con la sensibilidad de las técnicas analíticas disponibles (Caliman y Gavrilescu, 2009; Daughton, 2008; Bundschuh *et al.* 2009; Celiz, Tso y Aga 2009; Corcoran, Winter y Tyler 2010; Cleuvers, 2004; Coetsier *et al.* 2006; Jelic *et al.* 2012).

En cuanto a los niveles guía máximos permitidos en aguas continentales considerando sus diferentes usos o destinos en Argentina (a nivel Nacional, Provincial o Municipal) no se han establecido aún esos valores para los fármacos que son mayoritariamente consumidos (Salibian *et al.* 2014).

Los fármacos en particular no fueron monitoreados regularmente en los ambien-

tes acuáticos de Argentina. Este déficit podría ser atribuido a varias razones: a) en relación a los países desarrollados los riesgos son menores o incipientes debido a que la magnitud de su consumo global es limitado, b) carencia de programas de monitoreo regular específicamente orientados al conocimiento de la calidad de los medios acuáticos superficiales, c) limitaciones tecnológicas (Cleuvers, 2004) referidas a métodos e instrumental analítico selectivo y preciso, y d) estadísticas de producción y consumo imprecisas, incompletas o poco confiables.

Elorriaga *et al.* (2013a) reportó concentraciones de productos farmacéuticos en las descargas de aguas residuales de varios sitios urbanos de Argentina (Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe), posicionando a la cafeína y el ibuprofeno en las concentraciones más altas (hasta 44,2 y 13,0 µg / L, respectivamente) y niveles más bajos de carbamazepina, atenolol y diclofenac (hasta 2,3, 1,7 y 1,2 µg / L, respectivamente). En las aguas superficiales de la región Pampeana (centro-oeste de Argentina) Elorriaga *et al.* (2013b) y Valdés *et al.* (2014) han detectado cafeína, ibuprofeno, carbamazepina y atenolol con niveles máximos de 13,32 y 9,66 µg / L, 0,63 y 0,55 µg / L, respectivamente; el diclofenac fue el menos frecuente (0,50 µg / L).

Además, determinaron la magnitud de la dilución en la concentración de los fármacos aguas abajo de los sitios de vertido, por lo que detectaron que la cafeína y el

ibuprofeno prevalecía con altas concentraciones a más de 1 km del punto de descarga de las aguas residuales. Valdés *et al.* (2015) reportó la presencia de hormonas estrona (E1), 17βestradiol (E2) y 17α-etinilestradiol (EE2) (en el orden del ng/L) en efluentes de aguas residuales y receptoras del Río de la Plata, pero no así en el agua de abastecimiento humano.

La presencia de ECs en las aguas subterráneas de Argentina es aun menos conocida, debido a los pocos estudios desarrollados. Blarasin *et al.* (2010) comprobó la presencia de cafeína en concentraciones de 34 a 260 ng/L, en un acuífero de Córdoba (región central de Argentina), detectando una importante recarga al acuífero procedente del saneamiento.

Frente a esta situación planteada surge la necesidad de desarrollar estrategias y políticas que obliguen a la evaluación y vigilancia de contaminantes emergentes como plaguicidas y compuestos farmacéuticos en Argentina, en las distintas matrices ambientales.

Así junto con el conocimiento de los efectos ya reportados a nivel mundial se puede desarrollar una legislación con el fin de disminuir los efectos ambientales y ecotóxicos de las sustancias químicas que se vierten cada vez más al ambiente de nuestro país.

BIBLIOGRAFÍA

- Agencia Ambiental Europea (EEA). 2014. Air quality in Europe
- Balducci, C., M. Perilli, P. Romagnoli y A. Cecinato, A. 2012. New developments on emerging organic pollutants in the atmosphere. *Environmental Science and Pollution Research*, 19, 1875–1884.
- Barceló, D. y M. J. López. 2007. Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. En: Panel Científico- Técnico de seguimiento de la política de aguas. Instituto de Investigaciones Químicas y Ambientales- CSIC. Barcelona
- Blarasin, M., M. Moresi, F. D'Eramo, L. Maldonado, J. Felizzia, E. Matteoda, J. Giuliano, A. Cabrera, M. Charliac y M. Gambero. 2010. Recarga por efluentes domésticos y cafeína como indicador de impacto ambiental del acuífero freático en ambiente urbano. 1º Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Azul, Buenos Aires. Tomo 2: 377-384.
- Bundschuh M, T. Hahn, M.O. Gessner y R. Schulz. 2009. Antibiotics as a chemical stressor affecting an aquatic decomposer-detritivore system. *Environ Toxicol Chem* 28: 197-203.
- Caliman FA y M. Gavrilesco. 2009. Pharmaceuticals, personal care products and endocrine disrupting agents in the environment - A review. *Clean* 37: 277-303.
- Celiz MD, J. Tso y D.S. Aga. 2009. Pharmaceutical metabolites in the environment: analytical challenges and ecological risks. *Environ Toxicol Chem* 28: 2473-2484.
- Cleuvers M. 2004. Mixture toxicity of the anti-inflammatory drugs diclofenac, ibuprofen, naproxen, and acetylsalicylic acid. *Ecotoxicol Environ Saf* 59: 309-315.
- Coetsier C, L. Lin, B. Roig y E. Touraud. 2006. Integrated approach to the problem of pharmaceutical products in the environment: an overview. *Anal Bioanal Chem* 387: 1163-1166.
- Corcoran J, M.J. Winter y C.R. Tyler. 2010. Pharmaceuticals in the aquatic environment: a critical review of the evidence for health effects in fish. *Crit Revs Toxicology* 40: 287-304.
- Daughton CG y IS. Ruhoy. 2009. Environmental footprint of pharmaceuticals: the significance of factors beyond direct excretion to sewers. *Environ Toxicol Chem* 28: 2495-2521.
- Daughton CG. 2008. Pharmaceuticals as environmental pollutants: the ramifications for human exposure. *Internat Encyclopedia Public Health* 5: 66-102.
- Elorriaga Y, D. Marino, P. Carriquiriborde y A. Ronco. 2013a. Human pharmaceuticals in wastewaters from urbanized areas of Argentina. *Bull Environ Contam Toxicol* 90: 397-400. 55.
- Elorriaga Y, D. Marino, P. Carriquiriborde y A. Ronco. 2013b. Screening of pharmaceuticals in surface water bodies of the Pampas region of Argentina. *Internat J Environ Health* 6: 330-339
- Fatta-Kassinos D, I.K. Kalavrouziotis, P.H. Koukoulakis y M. Vasquez. 2011. The risks associated with wastewater reuse and xenobiotics in the agroecological environment. *Sc Total Environ* 409: 3555-3563.
- Fatta-Kassinos D, S. Meric y A. Nicolaou. 2011. Pharmaceutical residues in environmental waters and wastewater: current state of knowledge and future research. *Anal Bioanal Chem* 399: 251-275.
- Godschalk, R. W. L., N. Verhofstad, M. Verheijen, C. L. Yauk, J. O. Linschooten, H. van Steeg, C. T. van Oostrom, J. van Benthem y F. J. van Schooten. 2015. Effects of benzo[a]pyrene on mouse germ cells: heritable DNA mutation, testicular cell hypomethylation and their interaction with nucleotide excision repair. *Toxicology Research*, 4, 718-724.
- Ilizaliturri C, D. González, N. Pelallo, G. Domínguez, J. Mejía, A. Torres et al. Revisión de las metodologías sobre evaluación de riesgos en salud para el estudio de comunidades vulnerables en América Latina. *Interciencia*. 2009; 34(10): 710-717.
- Jelic A, M. Gros, M. Petrovic, A. Ginebreda y D. Barceló. 2012. Occurrence and elimination of pharmaceuticals during conventional wastewater treatment. En: Guasch H et al. (Editors), *The Handbook of Environmental*
- Kelly, F. J. y J. C. Fussell. 2015. Air pollution and public health: emerging hazards and improved understanding of risk. *Environmental Geochemistry Health*, 37, 631–649.
- Lock E. A. y J. V. Bonventre. 2008. Biomarkers in translation; past, present and future. *Toxicology* 245(3): 163-166.
- Nohynek GJ, E. Antignac, T. Re y H. Toutain H. 2010. Safety assessment of personal care products/cosmetics and their

- ingredients. *Toxicol Appl Pharmacol* 243: 239-259.
- Norppa, H. y G. C. Falck. 2003. What do human micronuclei contain? *Mutagenesis*, 18, 221–233.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). 2014. Burden of disease from air pollution.
- Oxley, T., H. M., A. ApSimon y A. de Nazelle 2015. Investigating the sensitivity of health benefits to focussed PM2.5 emission abatement strategies. *Environmental Modelling and Software*, 74, 268–283
- Reche, C., X. Querol, A. Alastuey y M. Viana. 2011. New considerations for PM, Black Carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11(13): 6207-6227.
- Ronco, A., D. J. G. Marino, M. Abelando, P. Almada y C. D. Apartin 2016. Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environmental Monitoring and Assessment* 188:458
- Rosi-Marshall EJ y T.V. Royer. 2012. Pharmaceutical compounds and ecosystem function: an emerging research challenge for aquatic ecologists. *Ecosystems* 15: 867-880.
- Smith A.H. y M. M. Smith. 2004. Arsenic drinking water regulations in developing countries with extensive exposure. *Toxicol.*, 198(1-3), 39-44.
- Stuart, M.; et al. Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. En: *Science of the Total Environment*. 2012. Vol. 416. p. 21
- Tucker, J. D., J. Nath y J.C. Hando. 1996. Activation status of the X chromosome in human micronucleated lymphocytes. *Hum. Genet.*, 97, 471–475.
- Zalel, A., V. Yuval, Svecova, R. J. Sram, A. Bartonova y D. M. Broday, 2015. Modeling airborne benzo(a)pyrene concentrations in the Czech Republic. *Atmospheric Environment*, 101, 166–176.

ALTERACIONES DEL HÁBITAT SOBRE LAS POBLACIONES ANIMALES

¿Cómo afectan las alteraciones del hábitat a las poblaciones?

Andrea Steinmann

*Campos de mi provincia en el estío
infinitos, monótonos e iguales,
carretadas de pastos naturales
más el alambre tenso de algún río.*

Campo argentino (1919)

Baldomero Fernández Moreno

Poeta y médico argentino.

(1886-1950)

Ecosistemas alterados

Si bien cuando Baldomero escribió estos versos ya existían campos delimitados por alambrados, las diferentes áreas biogeográficas de nuestro país aún contenían una considerable superficie cubierta por pasturas naturales nativas y árboles autóctonos. Sin embargo, 40 años más tarde, la agricultura experimentó una expansión que empezó con el trigo para luego, a comienzos de la década de 1970, comenzar a trasladarse a la soja (Barsky *et al.* 2009). A partir de esta década, una de las actividades llevadas a cabo por el hombre más ampliamente difundidas a nivel mundial, implicó la modificación de paisajes naturales en tierras de cultivo y en pasturas para la alimentación de ganado (Foley *et al.* 2005). Así, los cambios en el tratamiento del suelo contribuyeron fuertemente a la

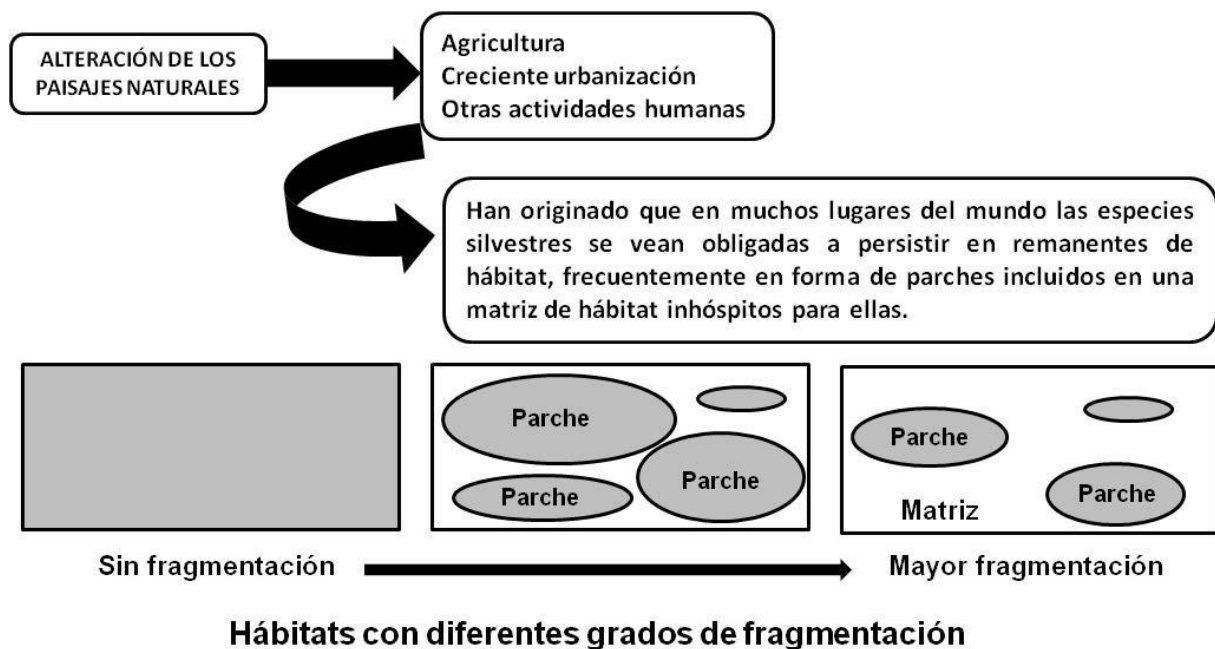
pérdida de hábitats naturales. El abandono de las prácticas agrícolas anteriores, como la rotación agrícola ganadera, los abonos verdes y los períodos de descanso, implicaron una mayor presión sobre los recursos naturales, conduciendo a que en la década de 1980 comenzaran a caer los rendimientos por el desgaste y la erosión que sufrían los suelos (Foley *et al.* 2005). Lamentablemente, en la década siguiente, la “solución” a estos problemas llegó de la mano de un nuevo paquete tecnológico que condujo a un aumento en los rendimientos y a la reducción de los costos, consistentes en semillas transgénicas, nuevos métodos de trabajo de la tierra como la siembra directa y la agricultura de precisión, nuevos y más efectivos productos químicos (herbicidas, plaguicidas, fertilizantes producidos por empresas multinacionales) y el desarrollo de maquinaria agrícola acorde a las nuevas tecnologías (Domínguez y Sabatino, 2006; Cadenazzi, 2009).

Efecto de las alteraciones del hábitat sobre las poblaciones animales nativas

Una de las principales consecuencias de la conversión de paisajes naturales en agrícolas es la fragmentación, la cual involucra pérdida, degradación, subdivisión y aislamiento de hábitats (Lindenmayer y Fischer 2006). Una alarmante consecuencia de este proceso de fragmentación es que los parches de hábitats naturales se distancian cada vez más entre sí, generando un

progresivo aislamiento de los mismos. Este aislamiento entre parches puede interrumpir o disminuir el movimiento o dispersión de los individuos de una misma especie, lo cual, según las características de las especies, implicaría una mayor probabilidad de extinción de las poblaciones (Fahrig 2003).

Así, el grado en el cual la fragmentación del hábitat afectará a una especie en particular, dependerá de la distancia entre los parches de hábitat naturales, de la forma de los parches, y de la habilidad / capacidad de sus individuos para usar la matriz remanente que circunda los parches.



La forma de los remanentes de hábitat natural dentro del agroecosistema (tamaño y/o distribución de los parches, ancho de los hábitats lineales, etc), es uno de los parámetros espaciales más importantes que influyen sobre la calidad del hábitat (Sommaro *et al.* 2010). Particularmente en Argentina, los agroecosistemas se caracterizan por una agricultura industrializada con grandes parcelas dedicadas a unos pocos cultivos (principalmente soja y maíz), baja rotación de los mismos y alta dependencia de herbicidas, plaguicidas y fertilizantes (Paruelo *et al.* 2005). En estos

agroecosistemas los remanentes de hábitat naturales persisten principalmente como hábitats lineales (hábitats más largos que anchos). La calidad de estos hábitats es profundamente afectada por la forma de los mismos (Yletyinen y Norrdahl 2008). De este modo, los hábitats lineales angostos (bordes de cultivos y caminos) son de menor calidad que los bordes anchos, como los terraplenes de ferrocarril (Sommaro *et al.* 2010).

Así, la implementación de agroecosistemas implica una serie de profundas transformaciones que afectan el compor-

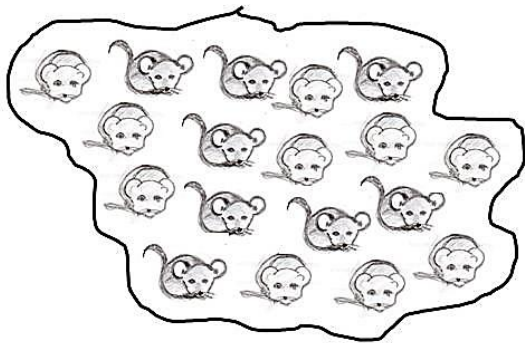
tamiento de los individuos, la dinámica de las poblaciones, la composición y estructura de las comunidades y los flujos de materia y energía (Bilenca *et al.* 2009). Estructuralmente estos ecosistemas agrícolas, en comparación con los naturales, se caracterizan por ser sistemas simples donde la vegetación natural ha sido reemplazada por una escasa variedad de cultivos. Así, las altas proporciones de un mismo tipo de especie vegetal que proporcione la cobertura vegetal del suelo, conduce a un aumento en la homogeneidad del paisaje y a la disminución de la diversidad biológica (Fahrig *et al.* 2011). Por otra parte, los efectos de estas transformaciones sobre las especies animales dependen de su grado de especialización de hábitat, o sea, de todas aquellas características adaptativas fisiológicas, ecológicas y comportamentales, que conduzcan al ajuste de una especie en un determinado ambiente. De esta manera, las especies animales especialistas, que dependen profundamente de la calidad de hábitat, sufren mucho más los disturbios producidos por la actividad agrícola que las especies generalistas, las cuales son capaces de usar una amplia variedad de hábitats y recursos. Así, la mayor o menor abundancia de especies especialistas o generalistas de hábitats puede utilizarse como un buen indicador del grado de alteración que ha sufrido un sistema. Por lo general la proliferación de especies generalistas, que pueden incluso convertirse en especies plagas, estaría asociada a una

mayor intensificación de uso de los sistemas agrícolas. Esto debido a que la mayor intensificación de las prácticas agrícolas implicaría altas proporciones de un mismo tipo de especie vegetal que proporcione cobertura al suelo, una marcada disminución en la oferta de ítems alimentarios, y una disminución de la diversidad de especies competidoras que podrían limitar la abundancia poblacional de las especies generalistas (Tscharncke *et al.* 2005).

Una alternativa a la agricultura industrializada es la agricultura orgánica la cual provee hábitats de bordes y campos de cultivos de mayor calidad por la exclusión del uso de insecticidas, herbicidas, fungicidas y fertilizantes inorgánicos y rotación de cultivos (Tuck *et al.* 2014). Esta práctica es mucho más respetuosa del medio ambiente que la agricultura convencional, la cual depende principalmente de insumos externos para la producción de cultivos (Tuck *et al.* 2014). Particularmente la mayor calidad (alta disponibilidad de alimento y refugio) de los hábitats de bordes de los campos orgánicos sostiene una mayor abundancia de especies especialistas de hábitat en estos bordes y un mayor número de hembras reproductivas (Coda *et al.* 2015). La calidad de los hábitats lineales, además de influir sobre la abundancia y diversidad de especies, y el movimiento de los pequeños mamíferos, afectaría sus interacciones territoriales y sus tácticas reproductivas (Riotte-lambert *et al.* 2012; Taborsky *et al.* 2014).

Poblaciones animales

Una población puede definirse como un conjunto de individuos que conviven al mismo tiempo en un mismo hábitat, incluido dentro de un área mayor correspondiente a la distribución geográfica de la especie a la cual todos ellos pertenecen, y que interactúan para la reproducción, la supervivencia, la alimentación, etc. Si bien existen numerosas definiciones de población, todas ellas comparten los siguientes requerimientos: individuos interfértiles con específicos que cohabitan en un mismo lugar al mismo tiempo.

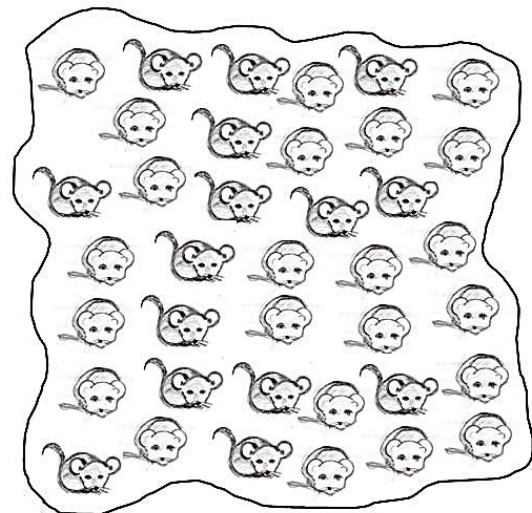


Machos y hembras de una población del ratón maicero en un cultivo de maíz de la localidad de Gigena, Provincia de Córdoba, Argentina, a principios de primavera de 2016.

Imagen de la autora.

No obstante, tanto en trabajos de investigación como de gestión, una población se define como el conjunto de individuos que son objeto del trabajo. De este modo, un científico que tuviera como objetivo estudiar el efecto de la alteración del hábitat en una especie de pequeño roedor especialista de hábitat en el agroecosistema del centro-sur de la provincia de Córdoba, podría definir su población de estudio co-

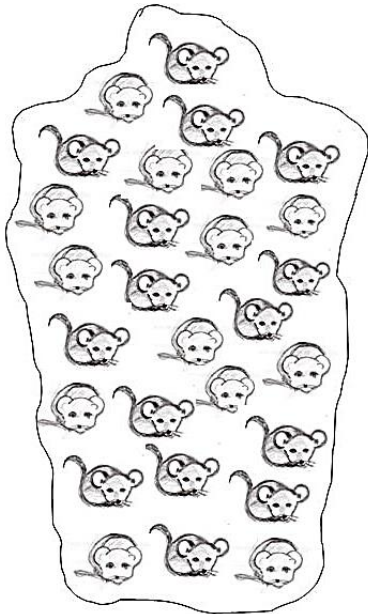
mo: "conjunto de individuos pertenecientes a la especie de pequeño roedor especialista que habitan hábitats lineales (hábitats mucho más largos que anchos, como por ejemplo, los bordes de caminos internos, bordes entre campos de cultivos, terraplenes de ferrocarril), del ecosistema agrícola de la localidad de Chucul ($64^{\circ} 20' O$, $32^{\circ} 21' S$), Departamento de Río Cuarto, Provincia de Córdoba, Argentina. Incluso, para identificar las posibles diferentes respuestas de los individuos en estudio a las alteraciones del ambiente, el investigador debería distinguir poblaciones que estuvieran situadas en hábitats lineales con diferentes características: poblaciones de hábitat lineales angostos (no mayores de 3 metros) y poblaciones de hábitat lineales anchos (mayores de 30 metros). Así, el objetivo del investigador sería analizar las diferentes poblaciones en cuanto a sus características biológicas y a las interac-



Machos y hembras de una población del ratón maicero de terraplenes de ferrocarril (hábitat lineal ancho), de la localidad de Chucul Provincia de Córdoba, Argentina, a principios de verano de 2016.

Imagen de la autora.

ciones entre sus miembros y con el medio ambiente.



Machos y hembras de una población del ratón maicero de bordes de caminos internos (hábitat lineal angosto), de la localidad de Chucul Provincia de Córdoba, Argentina, a principios de verano de 2016.

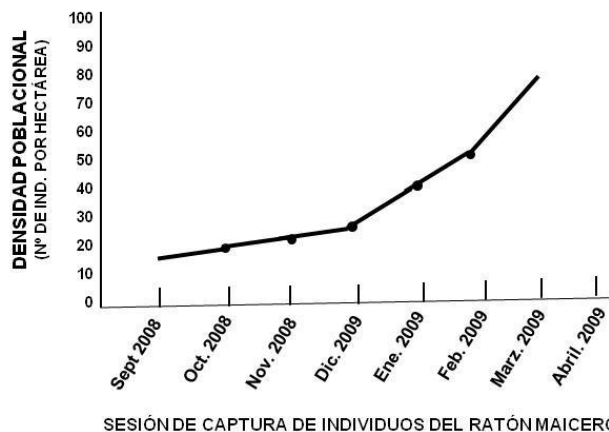
Imagen de la autora.

Características de las poblaciones animales

Algunas de las características fundamentales que permiten describir una población son:

I. Abundancia: según las características de los individuos de la población esta puede expresarse como un número absoluto o como densidad. Si los individuos son fácilmente observables e identificables en relación a su tamaño, comportamiento, etc, la abundancia poblacional se puede calcular a partir del conteo de todos los individuos que componen la población en estudio (abundancia absoluta). Sin embar-

go, si los individuos de la población son pequeños y/o difícilmente detectables, la abundancia poblacional se calcula a través de medidas indirectas que resultan de estimar la cantidad de individuos que la componen por unidad de superficie o volumen (abundancia relativa o densidad poblacional). Por ejemplo, número de grillos capturados por trampa de caída por noche, número de ratones capturados durante una noche en un lote de 300m², número de cantos de benteveos durante una mañana en un parche arbolado de 1000m², etc.



Valores de densidad poblacional del ratón maicero en terraplenes de ferrocarril (hábitat lineal ancho), de la localidad de Chucul Provincia de Córdoba, Argentina, durante el período reproductivo 2008-2009.

II. Tasa sexual (número de machos presentes en la población / número de hembras presentes en la población). En esta estimación se pueden considerar a todos los individuos pertenecientes a cada sexo independientemente de su edad; o bien, pueden incluirse a todos los individuos adultos pertenecientes a cada sexo independientemente de su estado reproductivo.

III. **Tasa sexual operativa** (número de machos reproductivos en la población / número de hembras sexualmente receptoras para la fecundación presentes en la población).

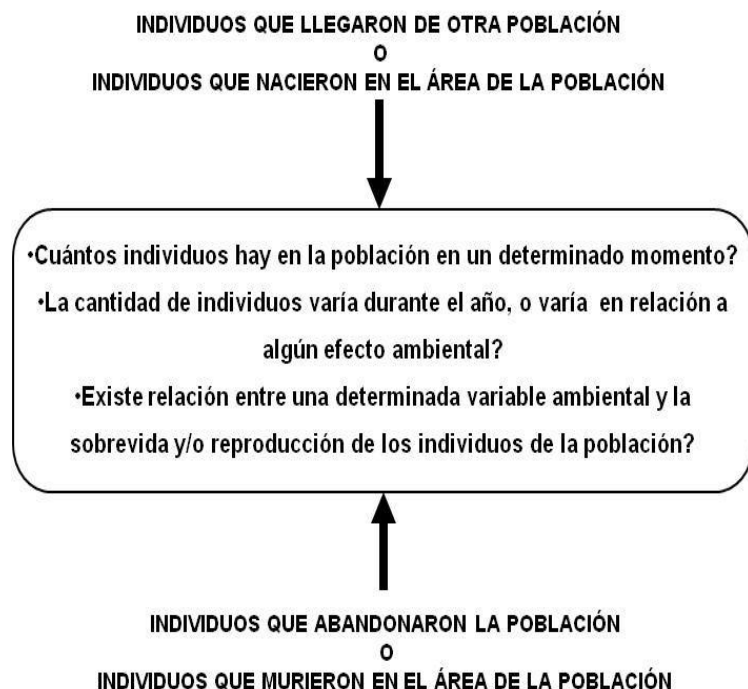
IV. **Distribución / porcentaje / proporción de las clases de edades:** según la especie en estudio se pueden identificar individuos juveniles / larvas, subadultos y adultos presentes en la población en un momento dado. juveniles: (se los puede identificar por pertenecer a un determinado rango de edad; por pertenecer a un determinado rango de masa corporal; por presentar ciertas características morfo-fisiológicas; por ser sexualmente inmaduro); subadultos (se los puede identificar por pertenecer a un determinado rango de edad; por pertenecer a un determinado rango de masa corporal; por presentar ciertas características morfo-fisiológicas; por ser sexualmente maduro pero reproductivamente inactivos); adultos (se los puede identificar por pertenecer a un determinado rango de edad; por pertenecer a un determinado rango de masa corporal; por presentar ciertas características morfo-fisiológicas; por ser sexualmente maduro pero reproductivamente activos).

Teniendo en cuenta lo anterior, para cumplir con su objetivo el investigador debería registrar en las poblaciones en estudio: abundancia poblacional total, proporción de individuos juve-

niles, proporción de individuos adultos, proporción de machos adultos, proporción de hembras adultas, condición reproductiva de machos y hembras (sexualmente inmaduros o maduros), proporción de machos y hembras en condiciones de aparearse, etc.

Además, si el investigador identificara de alguna manera a cada individuo de la población animal en estudio podría realizar un seguimiento de la población a lo largo de un determinado tiempo. Así, podría analizar los cambios producidos en las características mencionadas anteriormente durante un tiempo determinado, identificar individuos que permanecen en la población a lo largo del estudio, registrar la desaparición de otros, reconocer individuos nuevos, estimar desplazamientos individuales, etc.

Estas características, o parámetros poblacionales, caracterizan y describen a las



poblaciones, y son muy importantes ya que permiten efectuar comparaciones entre distintas poblaciones.

BIBLIOGRAFÍA

- Barsky, O. y J. Gelman. 2009. Historia del agro argentino, Sudamericana, Buenos Aires, Sartelli, Eduardo (comp.): Patrones en la ruta. El conflicto agrario y los enfrentamientos en el seno de la burguesía. Ediciones RyR, Buenos Aires.
- Bilenca, D., M. Codesido y C. González Fischer. 2009. Cambios en la fauna pampeana. *Ciencia Hoy* 1:8-17.
- Cadenazzi, G. 2009. La historia de la soja en Argentina. De los inicios al boom de los '90. XXVII Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología. VIII Jornadas de Sociología de la Universidad de Buenos Aires. Asociación Latinoamericana de Sociología, Buenos Aires.
- Coda, J, D. Gomez, A.R. Steinmann y J. Priotto. 2015. Small mammals in farmlands of Argentina: Responses to organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 211:17-23.
- Domínguez, D. y P. Sabatino P. 2006. Con la soja al cuello: crónica de un país hambriento productor de divisas”, en Alimonda, H: Los tormentos de la materia. Aportes para una ecología política latinoamericana. CLACSO, Buenos Aires, Pág. 256
- Fahrig L, J. Baudry, L. Brotons, F. Burel, T. Crist, R. Fuller R et al. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14:101-112.
- Foley JA, R. Defries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter et al. P. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570–574.
- Lindenmayer DB y J. Fischer. 2006. Habitat fragmentation and landscape change an Ecological and Conservation. Synthesis Islandpress, Washington.
- Paruelo J.M, J.P. Guerschman y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambio en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14-23.
- Riotte-lambert L, A. Rémy y H.P. Andreassen. 2012. The disturbance of resident populations of field voles (*Microtus agrestis*) by immigrants. *Annales Zoologici Fennici* 49:103-112.
- Sommaro L, D. Gomez, F. Bonatto, A. Steinmann, M. Chiappero y J. Priotto. 2010. Corn mice (*Calomys musculinus*) movement in linear habitats of agricultural ecosystems. *Journal of Mammalogy* 91:668-673.
- Taborsky M., R.F. Oliveira y H.J. Brockmann. 2008. The evolution of alternative reproductive tactics: concepts and questions. ed. Rui F. Oliveira, Michael Taborsky, and H. Jane Brockmann. Published by Cambridge University Press. Cambridge University Press
- Tscharntke T., A.M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter y C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8:857-874.
- Tuck SL, C. Winqvist, F. Mota, J. Ahnström, L. Turnbull y J Bengtsson. 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51:746-755.
- Yletyinen S. y K. Norrdahl. 2008. Habitat use of field voles (*Microtus agrestis*) in wide and narrow buffer zones. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123:194-200.



Autor: Sofía Merelles y Mario Heredia



Autor: Ramiro Garau

LA POBLACIÓN HUMANA: PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS, BIODIVERSIDAD Y AMBIENTE

¿Existe conflicto entre la producción de alimentos y la protección del ambiente?

Claudia M. Dellafiore

El manejo humano, aun el más inteligente y brillante, no es, ni será, lo suficientemente efectivo como para facilitar la conservación de los múltiples niveles tróficos y mantener los niveles de productividad adecuados como los logrados por 50 millones de años de evolución.

S.J. McNaughton (1993).

En 1798 el economista Thomas Robert Malthus propuso en su libro denominado "Essay on the Principle of Population" el principio de que las poblaciones humanas crecen exponencialmente mientras que la producción de alimentos crece en forma aritmética. Es decir, que mientras las poblaciones humanas se duplican con cada ciclo (1, 2, 4, 8, 16, 32, 64, 128, 256, etc) los alimentos crecen mediante la adición repetida de un incremento uniforme en cada intervalo de tiempo (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, etc). (Figura 1). Este principio predecía entonces un futuro en el que las poblaciones humanas no tendrían recursos suficientes para sobrevivir. Thomas Robert Malthus sostenía que los recursos naturales son limitados y por ende si la población

humana continuaba creciendo en forma exponencial llegaría un momento en el que los recursos naturales no serían suficientes para mantener o alimentar a dicha población (Catástrofe Malthusiana). Ante esto, Malthus proponía como solución aplicar un control de la natalidad y confiaba en que los factores de regulación natural (guerras y epidemias) retardarían la llegada de una crisis total de alimentación. Sin embargo, las predicciones de una explosión demográfica sostenida resultaron ser falsas. De hecho, hace más de treinta años que el mundo alcanzó la tasa máxima de crecimiento de la población que fue del 2,04 por ciento anual a finales de los años sesenta. Desde entonces, la tasa de crecimiento ha disminuido hasta el 1,1 por ciento en el período entre 2010 - 2015 y se espera disminuya hasta el 0,8 por ciento entre 2025 - 2030 con la consecuente ralentización en lo que se refiere a la demanda de alimentos (FAO, 2002).

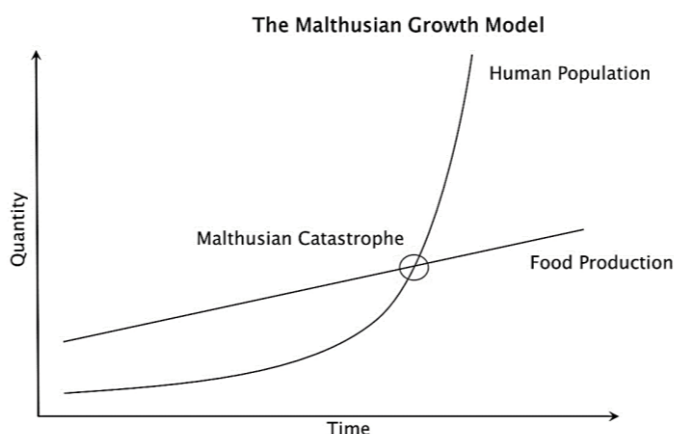


Figura 1: Modelo de crecimiento Malthusiano. Time: tiempo, Quantity: cantidad, Food Production: producción de alimento, Human Population: población humana, Malthusian Catastrophe: catástrofe Malthusiana.

En lo referente a la producción de alimentos las predicciones de Thomas Robert Malthus también resultaron erróneas ya que la agricultura mundial ha sido capaz de responder a la demanda creciente de productos agropecuarios. Es decir, que a pesar de que la población mundial se duplicó entre 1960 y 2000 los niveles de nutrición mejoraron notablemente. Según

la FAO esta tendencia continuará hacia el 2030 cuando se prevé que la producción agrícola sea un 70 por ciento más elevada que en la actualidad. Es decir, que la producción de alimentos siempre ha sido superior al crecimiento demográfico y se espera que esta tendencia continúe en los próximos años (Figura 2).

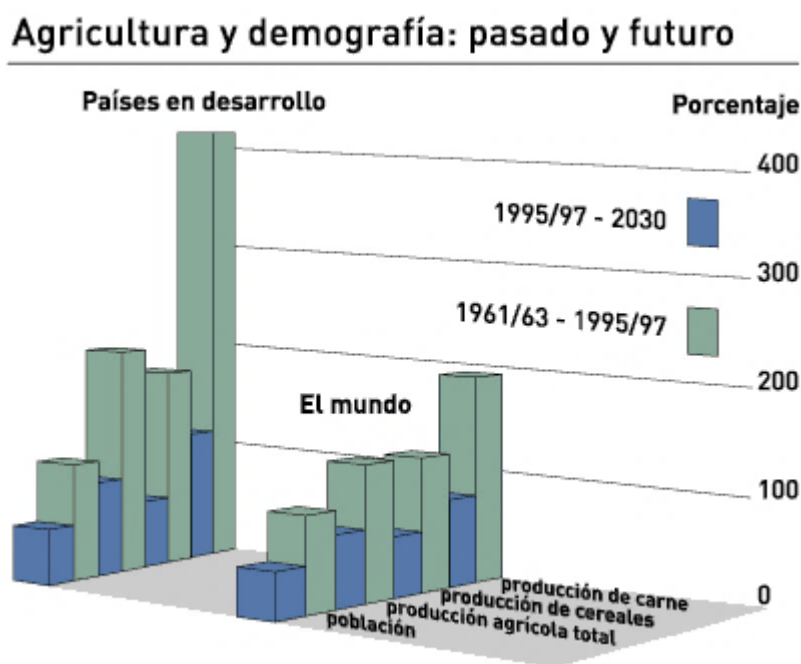


Figura 2. Producción de alimentos y crecimiento demográfico. Figura tomada del Informe "Agricultura Mundial: hacia los años 2015/2030" (FAO, 2002).

Un vistazo a estos dos períodos de 34 años permite apreciar que la producción de alimentos seguirá superando al crecimiento demográfico. El índice de crecimiento de ambos rubros disminuirá en general. En particular, está prevista una aguda disminución del índice de crecimiento de la producción de carne en los países en desarrollo.

Esta mayor producción de alimentos ha sido acompañada por una disminución de

la pobreza a nivel mundial. Según los estudios del Banco Mundial el alcance de la pobreza ha pasado de niveles del 80-90 por ciento, que se registraban en 1820, a tasas inferiores al 20 por ciento en las que nos encontramos en la actualidad (Figura 3). Sin embargo, a pesar de esta disminución en el índice de pobreza un gran número de personas continúan pasando hambre. En la actualidad se calcula que 702 millones de personas viven en condi-

ción de extrema pobreza en el mundo, lo que representa el 9,6 por ciento de la población mundial (Figura 4). La máxima preocupación se centra en África Subsahariana, donde el porcentaje de pobreza sigue siendo muy elevado (35,2 por ciento), seguida por Asia Meridional y América Latina y el Caribe donde el 13,5 y 5,6 por ciento de la población respectivamente viven con menos de USD 1,9 por día

(Global Monitoring Report' 2016, elaborado por el Banco Mundial y el Fondo Monetario Internacional) (Figura 4). Es decir, que a pesar de que en el mundo hay alimento suficiente para alimentar a toda la población existen millones de seres humanos que pasan hambre debido a una marcada desigualdad en la distribución de los mismos.

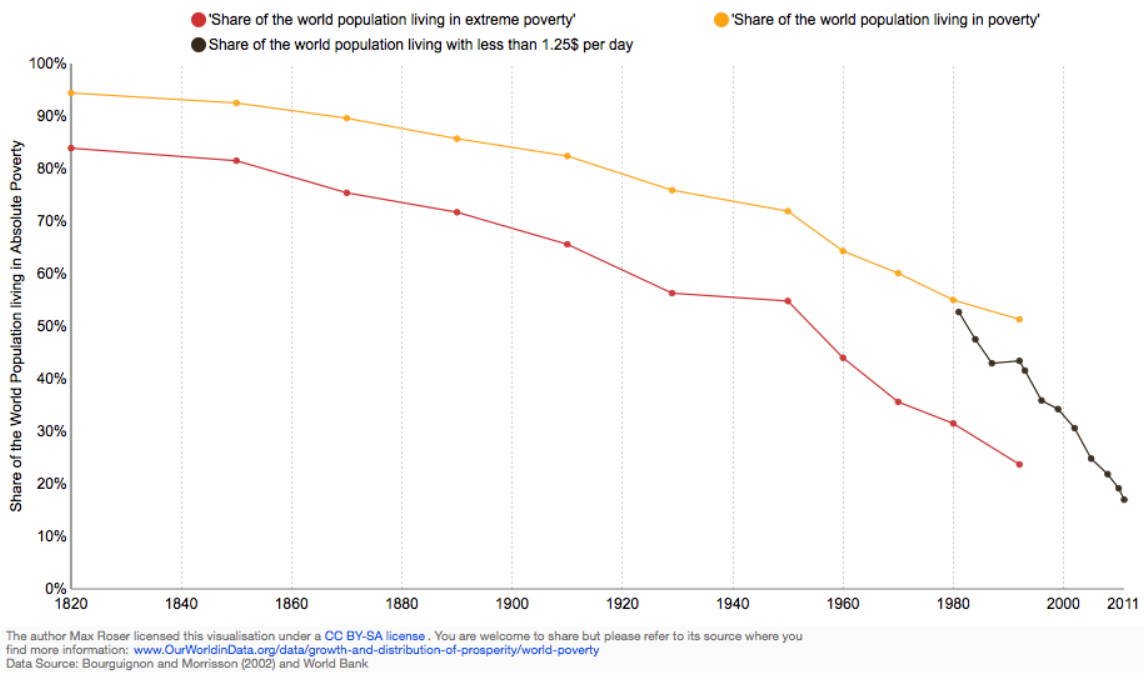


Figura 3: ● Población mundial que vive en extrema pobreza. ● Población mundial que vive con menos de USD 1,25 por día. ● Población mundial viviendo en la pobreza.
Fuente: Bourguignon y Morrison, 2002.

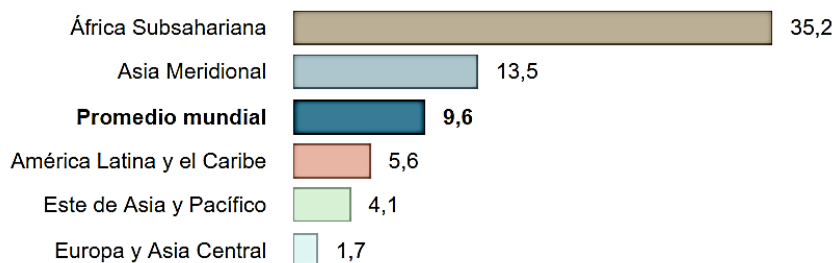


Figura 4: Porcentaje de la población que vive con menos de USD 1,9.
Fuente: Global Monitoring Report 2015/2016
Banco Mundial y el Fondo Monetario Internacional

La mayor obtención de alimentos se ha logrado y se logrará mediante la intensificación de la producción con cosechas más voluminosas, cultivos múltiples, periodos más breves de barbecho y mediante la ampliación de la superficie agrícola. Hacia 2030 se prevé que esta ampliación en la superficie agrícola ocurra principalmente en América del Sur y en África Subsahariana (FAO, 2002, 2016). Esta mayor producción tuvo y tiene serios efectos sobre el ambiente. La agricultura representa la mayor proporción de uso del suelo por el hombre. Sólo los pastos y los cultivos ocupaban el 37 por ciento de la superficie de tierras de labranza del mundo en 1999 y casi dos terceras partes del agua utilizada por el hombre es destinada a la agricultura (FAO, 2002). La producción agropecuaria tiene serios efectos sobre el ambiente ya que es la principal fuente de contaminación del agua por nitratos, fosfatos y plaguicidas. También es la mayor fuente antropogénica de gases responsables del efecto invernadero, metano y óxido nitroso, y contribuye en gran medida a otros tipos de contaminación del aire y del agua. La agricultura, las plantaciones forestales y la pesquería son las principales causas de pérdida de biodiversidad del mundo. Los métodos agrícolas también afectan a su propio futuro a través de la degradación del suelo, la salinización, el exceso de extracción de agua y la reducción de la diversidad genética.

La riqueza de especies está estrechamente relacionada con la superficie de los hábitats

naturales. A medida que la superficie de los hábitats naturales disminuyen la biodiversidad que habita en ellos también disminuye. La deforestación, la parcelación de las tierras, el sobrepastoreo y el drenaje de las marismas para la explotación agrícola reducen la superficie global disponible para la vida silvestre y fragmentan los hábitats naturales.

La pérdida de biodiversidad debida a las producciones agrícolas continúa sin disminuir a pesar de la firma del Convenio sobre la Biodiversidad Biológica en 1992 y esto ocurre en todos los países del mundo incluso en aquellos donde la naturaleza está altamente valorada y protegida. Las estimaciones del número total de especies que viven sobre la tierra varían enormemente. El número que se ha descrito científicamente ronda la cifra de 1,9 millones, pero se desconoce el total verdadero el cual puede estar comprendido entre 10 y 100 millones (Hinchliff *et al.* 2015). Las estimaciones para los próximos decenios en cuanto a pérdidas de biodiversidad varían ampliamente entre el 2 y el 25 por ciento de todas las especies (FAO, 2002, 2016). La agricultura, la silvicultura y la pesca son quizás las presiones más importantes que ejercen las poblaciones humanas sobre la biodiversidad en la tierra y en el mar.

La intensificación agrícola aporta sus propios problemas. Los plaguicidas destruyen muchos insectos y plantas no deseadas, y reducen la disponibilidad de alimentos para animales más grandes. Por tanto, la pérdida de biodiversidad no se limita a la fase de

preparación de la tierra en el desarrollo agrícola, sino que continúa mucho después. No se reduce ni siquiera en países desarrollados donde la naturaleza está altamente valorada y protegida. Algunas de las formas de vida afectadas pueden ser importantes recicladores de nutrientes del suelo, polinizadores de cultivos y predadores de insectos dañinos. Otras son potencialmente una fuente importante de material genético para mejorar cultivos y ganados domesticados (FAO, 2002).

Según predicciones de la FAO (2002) las presiones sobre la biodiversidad a lo largo de los dos próximos decenios serán el resultado de tendencias en conflicto. Se prevé que los métodos extensivos dejen paso a los intensivos, lo que a su vez podrá favorecer al desarrollo de actividades agrícolas sustentables como la agricultura orgánica. La pérdida de hábitat para la vida silvestre a favor de la agricultura continuará, pero a un ritmo más lento. La deforestación se hará más lenta y el pastoreo extensivo dejará paso cada vez más a la producción pecuaria industrial. Los métodos intensivos entrañan su propia gama de riesgos ambientales relacionados con los plaguicidas, fertilizantes químicos y residuos animales por lo que la inclusión de consideraciones ambientales en la política agraria será sumamente necesaria para contrarrestar estos riesgos.

Ante la situación descrita previamente es necesario implementar políticas que ayuden a reducir el conflicto entre la producción de alimentos y la protección del ambi-

ente. Se requiere en forma urgente de leyes más estrictas tendientes a reducir el uso de agroquímicos, como los fertilizantes y plaguicidas químicos, reducir la acumulación de residuos y establecer medidas que sometan a los plaguicidas a pruebas más rigurosas tanto en lo que respecta a la salud humana y ambiental. También es conveniente el desarrollo de planes de gestión tendientes a la recuperación de suelos y a la aplicación de actividades agrícolas sustentables como la agricultura orgánica o agricultura de conservación.

BIBLIOGRAFÍA

- Banco Mundial y el Fondo Monetario Internacional. 2016. Global Monitoring Report 2015/2016. 284pp
- Bourguignon; F. y C. Morrison. 2002. Inequality among World Citizens: 1820-1992. *The American Economic Review*, 92 (4): 727-744.
- FAO, 2002. Agricultura mundial: hacia los años 2015/2030. 97pp
- FAO, 2016. El estado mundial de la agricultura y la alimentación. 191pp.
- Hinchliff, C.E., S.A. Smith, J.F. Allman, J.G. Burleigh, R. Chaudhary, L.M. Coghill et al. 2015. Synthesis of phylogeny and taxonomy into a comprehensive tree of life. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(42): 12764-12769.
- Malthus, T. R. 1798. *An essay on the principle of population*. Oxford World's Classics reprint: xxix Chronology. 1846pp



Autor: Juan Ignacio Magnago



Autor: Mario Heredia

LOS NIÑOS y LA EXPOSICIÓN A TÓXICOS AMBIENTALES

¿Cuáles son los efectos de la exposición temprana durante la infancia a agentes contaminantes?

Delia Aiassa

"Todas las verdades son fáciles de entender, una vez descubiertas.

La cuestión es descubrirlas."

Galileo Galilei (1564-1642)

Los niños son un grupo de alto riesgo en cuanto a los efectos de la contaminación del aire sobre la salud (Landrigan *et al.* 2004; WHO, 2007; Grigg, 2009; ERS, 2010). Algunos estudios sugieren que la exposición temprana durante la infancia a agentes contaminantes puede desempeñar un papel importante en el desarrollo de enfermedades crónicas en la edad adulta. Cuanto más temprana es la exposición, mayor es el riesgo de desarrollar una enfermedad crónica, incluido el cáncer (Wild y Kleinjans, 2003).

El grupo de tareas de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para la Protección de la Salud Ambiental de los niños ha declarado: "los niños no son adultos pequeños", la premisa detrás de este principio es que los niños tienen una "debilidad" excepcional a los efectos de los peligros ambientales y que ellos son desproporcionadamente susceptibles en comparación con los adultos (Wild y Kleinjans, 2003; Gary, 2004).

¿Por qué los niños tienen una exposición a muchos agentes ambientales diferente a los adultos? La respuesta es: beben más agua, consumen más alimentos y respiran más aire en relación al peso corporal; debido a su conducta "mano a boca", tienen mayor posibilidad de ingerir sustancias tóxicas presentes en el agua, el suelo y el polvo de los hogares (Neri *et al.* 2006). La cantidad de productos químicos que se utilizan y la proximidad con las personas hace que, las intoxicaciones no sean fenómenos raros, aislados, de tipo criminal, sino algo cotidiano, consecuente con la contaminación del ambiente: del agua, de los alimentos, del uso de los medicamentos, de los plaguicidas, de los productos de limpieza y otros químicos.

En las últimas décadas, muchos países de Latinoamérica han incorporado la notificación obligatoria de las intoxicaciones de distintos tipos a sus regímenes de Vigilancia Epidemiológica o Vigilancia Sanitaria (SNVS en Argentina, SIVIGILA en Colombia, entre otros). Las intoxicaciones por plaguicidas, las intoxicaciones alimentarias como el botulismo o la intoxicación paralizante por mariscos (en Chile y Argentina) o los envenenamientos por animales ponzoñosos (ofidios, arácnidos, alacranes, orugas) están incluidas en los listados de las enfermedades de notificación obligatoria (ENOs) desde hace más de tres décadas.

En el año 2014, como resultado de muchos meses de trabajo y consensos dentro de la Red Argentina de Toxicología y con el Área

de Vigilancia del Ministerio de Salud de la Nación, se publicó la normativa y tutorial para la vigilancia de intoxicaciones e indicadores de efecto y exposición a agentes tóxicos, a través del Sistema Nacional de Vigilancia de la Salud-SNVS (C2 para vigilancia clínica y SIVILA para vigilancia de laboratorio) (MSAL 2014).

Los eventos bajo vigilancia clínica y de laboratorio en Argentina son: la exposición/las intoxicaciones por agentes químicos como plaguicidas, monóxido de carbono, plomo, arsénico, cromo, mercurio, benceno, tolueno, drogas de abuso y la meta-hemoglobinemia del lactante y el envenenamiento por animal ponzoñoso (alacranes, arañas y serpientes).

La intoxicación es la reacción del organismo al contacto con cualquier agente tóxico y se considera que la intoxicación es aguda cuando los síntomas aparecen después de una exposición reciente a la sustancia química. En este tipo de intoxicaciones el diagnóstico es relativamente fácil, rápido y con tratamiento establecido.

¿Qué sucede en aquellos casos de intoxicaciones crónicas, con exposición a pequeñas cantidades del tóxico y con cierta periodicidad? ¿Con qué herramientas se cuenta para poder dejar al descubierto este tipo de intoxicaciones? En este sentido es posible medir cambios en el organismo que se asocian a la exposición a un tóxico (biomarcadores).

Los biomarcadores de daño en el material genético pueden jugar un papel importante en la comprensión y el control de los efec-

tos adversos de la contaminación ambiental para la salud de los niños. La ventaja más evidente del uso de biomarcadores es la posibilidad de una mejor evaluación de la exposición en condiciones difíciles de estudiar, como cuando la exposición ocurre en cantidades bajas o cuando hay una mezcla de sustancias tóxicas. Otros beneficios son más específicos, entre éstos están las posibilidades (i) de estudiar la interacción gen-ambiente, (ii) establecer si un perfil genético puede modificar el riesgo individual de la enfermedad e (iii) identificar subgrupos con mayor riesgo. Estos hallazgos pueden tener la consecuencia directa de mejorar la comprensión de los mecanismos de la enfermedad.

Entre los efectos adversos que pueden ser estudiados en los niños expuestos a varios peligros ambientales, el daño genético recibe una atención especial después que se ha demostrado que la frecuencia aumentada de daño al ADN en la niñez es predictivo del desarrollo de cáncer en adultos sanos (Gallo y *et al.* 2008). Los niños están aún en una fase de desarrollo activo, y esta condición puede tener influencia sobre una respuesta diferente a la que tienen los adultos al riesgo ambiental. Los efectos del ambiente que podrían manifestarse muchos años, aun décadas después de la exposición.

Los factores potencialmente genotóxicos, aquellos que causan daño en el material genético, incluyen mezclas desconocidas de humo de tabaco ambiental, nanopartículas en el aire, contaminantes de alimen-

tos (plaguicidas y químicos generados por la cocina), emisiones de combustión de petróleo y carbón y radiación no ionizante y/o ionizante (radón en interiores y plantas nucleares) (Holland *et al.* 2011).

En resumen, evaluar el daño en el material genético de los niños ofrece el mayor potencial para la prevención de enfermedades y el desarrollo de políticas regulatorias.

La asociación entre la exposición a agentes genotóxicos durante las etapas de desarrollo de la vida y un mayor riesgo de desarrollar cáncer, fue sugerida por los hallazgos de estudios experimentales y epidemiológicos desde fines de los años 90 (Perera 1997; Wild y Kleinjans 2003).

Son ejemplos de lo mencionado los siguientes estudios en poblaciones humanas:

- Hatch *et al.* 1998 y Palmer *et al.* 2002 reportaron un mayor riesgo de cáncer de la vagina, el cuello uterino y el cáncer de mama en mujeres jóvenes que estuvieron expuestas a dietilestilbestrol (DES) en el útero. El DES es una forma sintética de la hormona femenina estrógeno. Se recetaba a las mujeres embarazadas entre los años 1940 y 1971 para prevenir abortos espontáneos, partos prematuros y otras complicaciones relacionadas con el embarazo (Professional and Public Relations Committee of the DESAD, 1976)

- La aparición de linfoma no Hodgkin en niños también se ha relacionado con la exposición a sustancias químicas como

plaguicidas (Zahm y Ward, 1998). En este sentido los niños por su estatura menor pueden tener mayor exposición al vapor de plaguicidas volátiles, particularmente aquellos que, en su fase gaseosa, tienen una densidad mayor que el aire (Garry, 2004).

Ya desde los años 70 se conoce que aproximadamente el 92% de todos los cánceres humanos ocurren en tejidos de la piel (epiteliales) (Cairns, 1975). Estos tejidos forman las capas de células que cubren todas las superficies y las cavidades del cuerpo, los órganos y las glándulas. Las células en estos tejidos son los sitios lógicos para el análisis del daño genotóxico en humanos expuestos a agentes que pueden causar cáncer (carcinogénicos).

Hasta hace poco tiempo, el estudio requería biopsias del sitio objetivo, un procedimiento demasiado invasivo para su uso en individuos clínicamente normales ya que requiere de la extracción de un trozo del tejido.

El descubrimiento de que es posible medir el daño genotóxico en células exfoliadas ha llevado a un renovado interés en el análisis de cambios carcinogénicos tempranos en el tejido epitelial. Estas células se desprenden continuamente de la superficie y se reemplazan por otras células por la división celular. Las células exfoliadas se pueden recolectar de varios sitios mediante procedimientos no invasivos, como frotar la cara interna de las mejillas con un hisopo o recolectando células por centrifugación de muestras de orina. Otro material muy utili-

zados para evaluar daño en el ADN es la sangre.

¿Qué se observa o se mide en las células de la piel o de la sangre? ¿Cómo se denominan esos estudios? En síntesis, es posible observar las rupturas del material genético a través del microscopio en las células y esos estudios reciben la denominación de ensayos o test de aberraciones cromosómicas (AC), intercambio de cromátidas hermanas (ICH), micronúcleos (MN), cometa (CO).

En niños, el ensayo de MN en sangre y en mucosa bucal ha sido ampliamente utilizado para estudiar el daño del genoma después de exposiciones en el útero de su madre y luego del nacimiento en una variedad de entornos ambientales rurales o urbanos, así como de sobreexposiciones industriales/tecnológicas accidentales.

La revisión de Neri *et al.* (2003) que analiza 178 publicaciones recuperadas mediante una búsqueda de la base de datos MedLine / PubMed durante un período de tiempo de 25 años (1980-2004) y 10 documentos identificados manualmente, confirma la utilidad del ensayo de MN en los estudios de biomonitorio realizados en niños. Estos resultados ponen en evidencia el alto grado de sensibilidad del ensayo, incluso para la exposición a dosis bajas de agentes ambientales.

Los MN son fragmentos de cromosomas o cromosomas completos que se perdieron durante la división celular debido a un evento clastogénico que causa la ruptura cromosómica o un evento aneugénico que

interfiere con la formación de la estructura que se forma en la división celular (huso mitótico) (Belien *et al.* 1995).

La frecuencia de los MN se usa como un parámetro para verificar el grado de exposición y la extensión del daño causado al ADN por un agente ambiental, funcionando como un biomarcador, e indicando la susceptibilidad del individuo a desarrollar cáncer (Popova *et al.* 2007).

Además de los MN en las células epiteliales, pueden analizarse otras anomalías que pueden distinguirse de células normales, ya sea en el citoplasma de la célula o en la morfología del núcleo. Entre ellas se encuentran la cromatina condensada, cariorrexis, núcleo picnótico, cariolisis, núcleo lobulado, presencia de células binucleadas. El mecanismo de formación o el significado biológico de cada una de estas anomalías nucleares no está del todo esclarecido hasta el momento. Sin embargo, bajo condiciones patológicas o condiciones de exposición se observan altas frecuencias de anomalías (Tolbert *et al.* 1992, Torres-Bugarín *et al.* 2013).

Es importante por todo lo mencionado, determinar qué se conoce como un nivel "aceptable" de daño genético en una población concreta, realizar ensayos de genotoxicidad de manera rutinaria y estudiar en adultos, aquellos individuos que, por su ocupación laboral o estilo de vida, se encuentran más expuestos o con mayor riesgo de sufrir alteraciones capaces de

modificar su estabilidad genética (Fenech *et al.* 1993).

La mayoría de los estudios de exposición en niños de la bibliografía disponible informan frecuencias más altas de MN en expuestos a diferentes contaminantes ambientales en comparación con niños referentes (Neri *et al.* 2006).

Aquí algunos ejemplos de estudios realizados para agentes físicos (radiación) y químicos que llegan al organismo por las vías respiratoria o digestiva:

- El mayor cuerpo de evidencia sobre los efectos contaminantes de la radiación ionizante en los niños está disponible en los estudios realizados durante y después de los accidentes nucleares de Chernobil, Techa y Guaiana (Livingstong *et al.* 1997; Fucic *et al.* 2008). Los niños crónicamente expuestos a niveles elevados de radiación después del accidente de la central nuclear de Chernobil en 1986 y los hijos de los trabajadores encargados de la limpieza mostraron niveles de MN significativamente mayores en comparación con los valores de referencia (Fedoretsova *et al.* 1997; Pelevina *et al.* 1996; Zotti-Martelli *et al.* 1999). Se demostró que los niños de Gomel (Bielorrusia), una de las áreas más gravemente afectadas por la contaminación radiactiva después del accidente, tenían frecuencias de MN más altas que los niños de Pisa, Italia (Zotti-Martelli *et al.* 1999).

- Un aumento significativo en MN (240%) en niños belgas que viven cerca de

un sitio de eliminación de sustancias químicas fue informado por Vleminckx *et al.* (1997).

- En 1998 Maimulov *et al.* llevaron a cabo pruebas genéticas en niños de diferentes distritos de San Petersburgo con condiciones ecológicas variables. Los niños en edad preescolar de distritos con alta carga antropogénica (suelo, aire) revelaron un aumento significativo del número de MN en la mucosa de la boca. Las niñas parecían ser más sensibles a los efectos ambientales desfavorables en relación a los varones. Los valores medios de células con micronúcleos en distritos ecológicamente seguros fueron 0,38 y 0,66% en niños pre y escolares, respectivamente. El estudio realizado mostró la posibilidad de utilizar el recuento de micronúcleos en la mucosa de la boca para investigar los efectos genéticos de la contaminación ambiental.

- La contaminación del aire en diferentes partes del mundo se asoció con un aumento del 30-130% en el promedio de MN en los niños expuestos a aire contaminado en comparación con los grupos de referencia (Maimulov *et al.* 1998; Lahiri *et al.* 2000).

- Niños de 3 a 7 años rusos que estuvieron expuestos a mezclas de formaldehído, polvo, solventes, nitratos y ozono en el aire provenientes de la industria química tuvieron una frecuencia de MN significativamente mayor en las células bucales que los niños sin esas características de exposición (rango 3-13 ‰ versus

0-3 ‰ MN, respectivamente) (Butorina *et al.* 2000).

- Las fuentes naturales de radiación ionizante también se asociaron con frecuencias de MN significativamente elevadas en escolares expuestos a altos niveles de radón en interiores (Bilban *et al.* 2001).

- Un aumento de MN del 30% en los niños expuestos al humo de tabaco en el interior de sus viviendas fue reportado por Baier *et al.* (2002).

- Un aumento del 730% en MN en niños rusos expuestos a metales pesados y contaminantes industriales fue observado por Gorovaia y Klimkina (2002).

- Una mayor cantidad de MN en las células de la sangre (linfocitos) y en las células bucales de los niños se asoció con niveles aumentados de ozono en California (Huen *et al.* 2006).

- Pedersen *et al.* (2006) también reportan una frecuencia de MN significativamente mayor en los linfocitos en dos grupos de niños checos de entre 5 y 9 años y de 10 a 13 años que viven en una región altamente contaminada en comparación con aquellos que viven en una zona rural de baja contaminación ambiental (7,0 frente a 4,9 ‰ y 9.2 versus 6.6 ‰, respectivamente). De particular interés, estos son los niveles más altos de MN en niños mayores que pueden reflejar cambios relacionados con la edad o períodos más largos de exposición.

- Frecuencias de MN significativamente elevadas en linfocitos de niños de 9

años que vivían en Bukowno, una ciudad en el sur de Polonia, se asociaron con niveles de plomo en sangre en comparación con un grupo de referencia (2,96 y 1,16 ‰, respectivamente) (Kapka *et al.* 2007). Además, con el uso del ensayo de hibridación fluorescente in situ (FISH), este estudio demostró que el plomo causa daño al genoma principalmente por un mecanismo aneugénico.

- El estudio de Herbert *et al.* (2012) realizado en Brasil, mostró que el biomonitorio utilizando un ensayo sensible y de bajo costo (ensayo MN bucal) puede ser una herramienta importante para monitorear la calidad del aire en las regiones remotas o que no es posible tener una estación de monitoreo de la calidad del aire. Teniendo en cuenta que la contaminación generada por la quema de biomasa es una mezcla compleja, es difícil atribuir el aumento de MN ‰ observado en este estudio a cualquier elemento tóxico específico dentro de las partículas. Sin embargo, la contribución del estudio radica en el hecho de que se reporta una evidencia significativa de que el aumento de la exposición a contaminantes en el aire genera una mayor frecuencia de micronúcleos en las células epiteliales de la boca de niños en edad escolar.

- Otro trabajo semejante al mencionado realizado por Ceretti *et al.* (2014) muestra que los niños que viven en una ciudad con altos niveles de contaminantes atmosféricos en Brescia (Italia) tienen un alto nivel de MN en las células de la muco-

sa bucal, confirmando los hallazgos previos de un efecto mutagénico de la contaminación del aire urbano en los seres humanos.

- Gómez Arroyo et al. (2013) evaluaron el posible riesgo genotóxico en dos grupos: 125 niños (52 mujeres y 73 hombres) del estado de Sinaloa (México) cuyas casas están cercanas a zonas de intensa actividad agrícola que son asperjadas con mezclas de plaguicidas y en 125 niños de referencia (57 mujeres y 68 hombres) que viven en la ciudad de Los Mochis, Sinaloa, utilizando como biomarcador los micronúcleos (MN) en células de mucosa bucal. Los resultados mostraron un incremento significativo en la frecuencia de MN. Otras anomalías nucleares asociadas a citotoxicidad o genotoxicidad fueron detectadas; en todos los casos las diferencias fueron significativas con relación al grupo tomado como referente.

- Benitez-Leite et al. (2010) estudiaron 48 niños de Paraguay expuestos potencialmente a plaguicidas y 46 niños no expuestos a través de una muestra de la mucosa bucal para determinar daño en el material genético a través de la frecuencia de micronúcleos (MN). Estos autores encontraron en el grupo expuesto potencialmente a plaguicidas un promedio mayor de micronúcleos. Esta investigación aporta evidencias de daño genético en la población de niños expuesta potencialmente a plaguicidas en el ambiente.

Por otro lado, y con respecto a los tratamientos médicos, varios estudios han monitoreado el nivel de daño genético de

niños con cáncer y otras enfermedades que han sido sometidas a diferentes tipos de tratamiento, incluyendo radio y quimioterapia.

Niños y adolescentes italianos con cáncer de tiroides fueron evaluados después de 48 h de recibir la terapia sin encontrar daño cromosómico por el ensayo de MN en sangre (Federico et al. 2008).

Con relación a la quimioterapia existen trabajos que reportan un aumento significativo de las frecuencias de MN en los linfocitos y las células bucales en pacientes pediátricos con leucemia linfocítica aguda en comparación con los niveles previos al tratamiento y en los controles sanos (Migliore et al. 1991; Minicucci et al. 2008). Dos ejemplos de terapias a largo plazo con genotoxicidad potencial incluyen el tratamiento de la anemia drepanocítica por hidroxiurea y el tratamiento del trastorno por déficit de atención / hiperactividad con Ritalin (metilfenidina). El seguimiento de los niños tratados con hidroxiurea demostró un aumento significativo en MN a los 3 meses de tratamiento en comparación con el valor inicial (Flanagan et al. 2010). Además, esta frecuencia elevada de MN permaneció constante durante los siguientes 12 años de exposición continua a hidroxiurea. Un informe inicial del aumento estadísticamente significativo en el daño genético en niños tratados con Ritalin medido por aberraciones cromosómicas (3 veces), intercambios de cromátidas hermanas (4,3 veces) y MN en linfocitos (2,4

veces) (El-Zein RA *et al.* 2005) no fue confirmado por estudios posteriores en linfocitos y células bucales (Walitza *et al.* 2009), incluido el seguimiento prospectivo durante 12 meses (Walitza *et al.* 2010).

Más allá del tratamiento, otro ángulo importante de los estudios de MN en niños es caracterizar las diferencias en el daño genético asociado con el estado de la enfermedad en sí. Por ejemplo, se demostró que los núcleos celulares y la frecuencia de MN están sustancialmente alterados en:

- síndrome de Down (Thomas *et al.* 2008), lo que corrobora otros informes sobre inestabilidad genómica en sangre y mucosa bucal de niños con esta condición (Scarfi *et al.* 1990; Maluf y Erdtmann 2001; Ferreira *et al.* 2009).

- ataxia-telangiectasia, la anemia Fanconi (Rosin *et al.* 1989) y

- algunas formas de enfermedad inflamatoria intestinal (Holland *et al.* 2007).

Por otro lado, la radiografía panorámica se considera el examen de primera elección para la evaluación de niños mayores de cinco años en odontología porque permite una amplia observación del complejo bucomaxilofacial y expone al niño a una dosis menor de radiación X en comparación con un examen radiográfico intraoral (Oliveira, Correia y Barata, 2006). Los resultados del estudio de Antonia *et al.* (2017) sugieren que los rayos X emitidos durante la radiografía panorámica inducen cambios en las células epiteliales de la mucosa oral de los niños observada a

través de la presencia de MN. Informan que debería indicarse solo cuando sea necesario, utilizando una técnica radiográfica precisa y siguiendo los criterios actuales de radioprotección, para evitar repeticiones innecesarias. Estas recomendaciones se pueden extrapolar a todos los exámenes que usan radiación ionizante como método de diagnóstico complementario en todas las edades y en especial en niños. Por lo tanto, al indicar este examen por imágenes, los profesionales deben considerar el riesgo de promover cambios cromosómicos en el epitelio en cada exposición.

En resumen, la evidencia de genotoxicidad de tratamientos como la radioterapia y la quimioterapia en niños como así también algunas enfermedades, señala la necesidad de minimizar las dosis que aseguran el efecto clínico sin un riesgo excesivo para el ADN y los cromosomas de los niños. Además, es esencial controlar la genotoxicidad de las nuevas formas de tratamiento, así como el efecto de las terapias combinadas que pueden tener un efecto sinérgico.

¿Y en Argentina? ¿Qué trabajos informan sobre daño en el material genético en niños expuestos a contaminantes ambientales?

Gorla *et al.* (1991), analizaron daño en el material genético (ensayo de ICH) en cultivos de sangre de pacientes de 11 meses a 11 años tratados con nifurtimox (NFX) 12-15 mg / kg / d durante 60 días o con benznidazol (BZ) 5 mg / kg / d durante 30 días. Los pacientes chagásicos antes

del tratamiento constituyeron el grupo de control. Todos los pacientes tratados en comparación con los controles no tratados no mostraron un aumento significativo en la frecuencia de daño en el material genético. Un aumento de MN del 630% en niños expuestos al arsénico a través del agua potable fue informado por Dulout *et al.* en 1996. Este trabajo investigó el potencial clastogénico y aneugénico del arsénico (As) en mujeres y niños de poblaciones nativas expuestas a altos niveles (alrededor de 0,2 mg/l) de As natural a través del agua potable en San Antonio de los Cobres región de Salta, noroeste de nuestro país. El agua no contenía niveles elevados de metales pesados, como plomo o cadmio, ni la población investigada estuvo expuesta a una contaminación industrial significativa ni a plaguicidas. El grupo de control o de referencia fue étnicamente similar, de Rosario de Lerma, Salta, donde solo se podía detectar una concentración extremadamente baja de arsénico en el agua potable. Los datos obtenidos indicaron claramente un aumento altamente significativo en la frecuencia de MN y de trisomía en linfocitos de niños y mujeres expuestos en comparación con los referentes. A través de otra prueba (FISH), este trabajo indica que al menos una proporción de MN parece originarse a partir de la pérdida de cromosomas completos. Un hallazgo adicional fue los niveles inusualmente bajos de MN en individuos no expuestos de este grupo étnico en compa-

ración con otras poblaciones, por ejemplo, caucásicos.

Nuestro grupo de investigación GeMA realizó el monitoreo de niños a través del ensayo de micronúcleos (enfoque citoma) en la mucosa bucal en localidades de la Provincia de Córdoba con la característica de estar rodeadas de campos donde se pulveriza con agentes químicos y existe una percepción de daño causado por el uso de agroquímicos. Se estudiaron 19 niños de entre 5 y 12 años de edad de las localidades de Oncativo y Marcos Juárez (Provincia de Córdoba) que están rodeadas por campos cultivados con soja y maíz con aplicaciones estándares de plaguicidas (Aiassa *et al.* 2014). Se encontraron diferencias significativas entre los grupos en la frecuencia de células con anomalías nucleares -brotes- y con MN y de los mismos con un grupo de referencia. Este trabajo concluye que el monitoreo genotóxico es importante porque constituye la base para integrar una correcta vigilancia médica en poblaciones en riesgo por exposición laboral o ambiental a sustancias químicas como plaguicidas.

El otro reporte para Argentina en 2015 (Bernardi *et al.* 2015) tuvo como objetivo determinar la frecuencia de MN en células exfoliadas de la mucosa bucal en niños de plantas urbanas con exposición ambiental (por inhalación) y compararla con la frecuencia de micronúcleos en niños que habitan en plantas urbanas alejadas de zonas donde se pulveriza. Se estudiaron cincuenta niños que habitan la localidad de

Marcos Juárez (Córdoba), ubicados a diferentes distancias de exposición a la aplicación de productos plaguicidas, y veinticinco niños de la ciudad de Río Cuarto (Córdoba), considerados no expuestos a dichos productos. Se encontró diferencia significativa entre los MN de los niños expuestos a menos de quinientos metros con respecto al grupo de niños no expuestos. El 40% de los individuos expuestos sufren algún tipo de afección persistente, que se podría asociar a la exposición crónica a plaguicidas. Los resultados obtenidos permitieron indicar que existe una exposición a sustancias genotóxicas en un grupo de niños con relación al otro y poner de manifiesto la relevancia del ensayo de MN en la mucosa bucal para el biomonitoreo genético y la vigilancia en salud pública. El ensayo utilizado detecta un nivel de daño que todavía es reversible. El número limitado de artículos publicados puede indicar que la realización de estudios basados en la población adecuadamente diseñados en niños es difícil, recomendando más investigación en este segmento de la población humana.

En general, la evidencia de los efectos de la exposición ambiental temprana en el daño genético en los niños es fuerte, y se deben hacer todos los esfuerzos para eliminar tales exposiciones a las madres embarazadas y los niños para proteger su salud.

BIBLIOGRAFÍA

- Aiassa, D., F. Mañas, N. Bernardi, N. Gentile, Á. Méndez, D. Roma y N. Gorla. 2014. Monitoreo de Genotoxicidad en personas expuestas a plaguicidas. Estudio preliminar en niños. *Cuestiones de Población y Sociedad* 4(4): 73-84.
- Baier, G, H. Stopper, C. Kopp, U. Winkler y I. Zwirner-Baier. 2002. Respiratory diseases and genotoxicity in tobacco smoke exposed children. *Laryngorhinootologie* 81:217–225.
- Belien, J.A, M.P. Copper, B.J Braakhuis, G.B. Snow y J.P. Baak 1995. Standardization of counting micronuclei: definition of a protocol to measure genotoxic damage in human exfoliated cells. *Carcinogenesis* 16:2395-400.
- Benítez-Leite S, ML. Macchi, V. Fernández, D. Franco, EA. Ferro, A. Mojoli, F. Cuevas, J. Alfonso y L. Sales. 2010. Daño celular en una población infantil potencialmente expuesta a pesticidas. *Pediatr (Asunción)* 37(2):97-106.
- Bernardi, N., N. Gentile, F. Mañas, Á. Méndez, N. Gorla y D. Aiassa. 2015. Assessment of the level of damage to the genetic material of children exposed to pesticides in the province of Córdoba. *Archivos Argentinos de Pediatría* 113(1): 126-132
- Bilban, M. y J. Vaupoti. 2001. Chromosome aberrations study of pupils in high radon level elementary school. *Health Phys.* 2001; 80:157–163.
- Butorina, A.K., V. N. Kalaev, T.V. Vostrikova y O.E. Miagkova. 2000. Cytogenetic characteristics of seed progeny of trees under condition of antropogenic contamination in Voronezh town. *Tsitologija* 42:196–201.
- Ceretti, E, D. Feretti, G.C. Viola, I. Zerbini, R.M. Limina et al. (2014) DNA Damage in Buccal Mucosa Cells of Pre-School Children Exposed to High Levels of Urban Air Pollutants. *PLOS ONE* 9(5): e96524. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096524>
- Cerqueira, E.M., J.R. Meireles, M.A. Lopes, V.C. Junqueira, I.S. Gomes-Filho, S. Trindade et al. 2008. Genotoxic effects of X-rays on keratinized mucosa cells during panoramic dental radiography. *Dentomaxillofac Radiol.* 37:398-403.
- Cerqueira, E.M., I.S. Gomes-Filho, S. Trindade, M.A. Lopes, J.S. Passos y G.M. Machado-Santelli. 2004. Genetic damage in exfoliated cells from oral mucosa of individuals exposed to X-rays

- during panoramic dental radiographies. *Mutat Res.* 562:111-7.
- Dulout, F.N., C.A. Grillo, A.I. Seoane, C.R. Maderna, R. Nilsson, M. Vahter et al. 1996. Chromosomal aberrations in peripheral blood lymphocytes from native Andean women and children from northwestern Argentina exposed to arsenic in drinking water. *Mutat. Res.* 370:151–158.
- El-Zein, R.A., S.Z. Abdel-Rahman, M.J. Hay, M.S. Lopez, M.L. Bondy, D.L. Morris y M.S. Legator. 2005. Cytogenetic effects in children treated with methylphenidate. *Cancer Lett.* 2005;230:284–291.
- ERS. 2010. Air quality and health. European Respiratory Society. Lausanne, Switzerland.
- Federico, G., G. Boni, B. Fabiani B, et al. 2008. No evidence of chromosome damage in children and adolescents with differentiated thyroid carcinoma after receiving ¹³¹I radiometabolic therapy, as evaluated by micronucleus assay and microarray analysis. *Eur. J. Nucl. Med. Mol. Imaging.* 35:2113–2121.
- Fenech, M., G. Perepetskaya y L.A. Mikhalevich. 1997. A more comprehensive application of the micronucleus technique for biomonitoring of genetic damage rates in human populations—experiences from the Chernobyl catastrophe. *Environ. Mol. Mutagen.* 30:112–118.
- Fenech, M. 1993. The cytokinesis-block micronucleus technique: a detailed description of the method and its application to genotoxicity studies in human populations. *Environ Health Perspect.* 101(Suppl 3):101-107.
- Ferreira, F.L., D. Para, M.G. Martino-Roth y G.L. Garcias. 2009. Buccal micronucleus frequency is associated with age in Down syndrome. *Genet. Mol. Res.* 8:1231–1237.
- Gallo, V, A. Khan, C. Gonzales, D.H. Phillips, B. Schoket, E. Györfy et al. 2008. Validation of biomarkers for the study of environmental carcinogens: a review, *Biomarkers*, 13: 505–534.
- Garry, V.F. 2004. Pesticides and children. *Toxicol Appl Pharmacol.* 198:152–63.
- Gómez Arroyo, S., Martínez Valenzuela, C., Carbajal-López, A., Martínez-Arroyo, M. Calderón-Segura, R., Villalobos-Pietrini y S. Waliszewski. 2013. Riesgo genotóxico por la exposición ocupacional a plaguicidas en América Latina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental.* 29:159-180.
- Gorovaia, A.I. y I Klimkina. 2002. Cytogenetic testing in evaluation of the ecological situation and the effect of natural adaptogens on children and adult health *Tsitol. Genet.* 2002; 36:21–25.
- Grigg, J. 2009. Particulate matter exposure in children: relevance to chronic obstructive pulmonary disease. *Proc Am Thorac Soc* 6(7):564–569.
- Hatch, E. E, J.R. Palmer, L. Titus-Ernstoff, K.L. Noller, R.H. Kaufman, R. Mittendorf, et al. 1998. Cancer risk in women exposed to diethylstilbestrol in utero, *JAMA* 280: 630–634.
- Herbert, A., S.R. Batistuzzo de Medeiros, P. Artaxo, P.H. N. Saldiva, S. de Souza Hacon. 2012. Micronucleus frequency in children exposed to biomass burning in the Brazilian Legal Amazon region: a control case study *BMC Oral Health* 12:6. <https://doi.org/10.1186/1472-6831-12-6>
- Holland, N., A. Fucic, D.F. Merlo, R. Sram y M. Kirsch-Volders. 2011. Micronuclei in neonates and children: effects of environmental, genetic, demographic and disease variables. *Mutagenesis.* 26(1):51-56.
- Holland, N., P. Hartz, D. Golden, A. Hubbard, YY Wu, J. Bae et al. 2007. Cytogenetic damage in blood lymphocytes and exfoliated epithelial cells of children with inflammatory bowel disease. *Pediatr. Res.* 61:209–214.
- Huen, K. L. Gunn, P. Duramad, M. Jeng, R. Scalf y N. Holland. 2006. Application of a geographic information system to explore associations between air pollution and micronucleus frequencies in African American children and adults. *Environ. Mol. Mutagen.* 47:236–246.
- Kapka, L., A. Baumgartner, E. Siwinska, L.E. Knudsen, D. Anderson y D. Mielzynska. 2007. Environmental lead exposure increases micronuclei in children. *Mutagenesis.* 22:201–207.
- Lahiri, T, S. Roy, C. Basu, S. Ganguly, M.R. Ray y P. Lahiri. 2000. Air pollution in Calcutta elicits adverse pulmonary reaction in children. *Indian J. Med. Res.* 112:21–26.
- Landrigan, P.J., C.A. Kimmel, A. Correa y B. Eskenazi B. 2004. Children's health and the environment: public health issues and challenges for risk assessment. *Environ Health Perspect* 112(2):257–265.
- Maimulov, V.G., L.V. Kitaeva, T.V. Vereshchagina, E.A. Mikheeva y L.F. Shelomova. 1998. Cytogenetic aberrations in somatic cells of children living in areas with various levels of

- environmental pollution *Tsitologiya*. 40:686–689.
- Maluf, S.W. y B. Erdtmann. 2001. Genomic instability in Down syndrome and Fanconi anemia assessed by micronucleus analysis and single-cell gel electrophoresis. *Cancer Genet. Cytogenet.* 124:71–75.
- Migliore, L., P. Guidotti, C. Favre, M. Nardi, M.R. Sessa y E. Brunori. 1991. Micronuclei in lymphocytes of young patients under antileukemic therapy. *Mutat. Res.* 263:243–248.
- Minicucci, E.M., D.A. Ribeiro, B. de Camargo, M.C. Costa, L.R. Ribeiro y D.M. Favero Salvadori. 2008. DNA damage in lymphocytes and buccal mucosa cells of children with malignant tumours undergoing chemotherapy. *Clin. Exp. Med.* 8:79–85.
- Neri, M., A. Fucic, L.E. Knudsen, C. Lando, F. Merlo y S. Bonassi. 2003. Micronuclei frequency in children exposed to environmental mutagens: a review. *Mutat Res.* 544(2-3):243-54.
- Neri, M., S. Bonassi, L.E. Knudsen, R.J. Sram, N. Holland, D. Ugolini et-al. 2006. Children's exposure to environmental pollutants and biomarkers of genetic damage. I. Overview and critical issues. *Mutat Res.* 612(1):1-13.
- Neri, M., D. Ugolini, S. Bonassi et al. 2006. Children's exposure to environmental pollutants and biomarkers of genetic damage. II. Results of a comprehensive literature search and meta-analysis. *Mutat. Res.* 612:14–39.
- Palmer, J.R., E.E. Hatch, C.L. Rosenberg, P. Hartge, R.H. Kaufman, L. Titus-Ernstoff et al. 2002. Hoover, Risk of breast cancer in women exposed to diethylstilbestrol in utero: preliminary results (United States), *Cancer Causes Control* 13: 753–758.
- Pedersen, M., P. Vinzents, J.H. Petersen et al. 2006. Cytogenetic effects in children and mothers exposed to air pollution assessed by the frequency of micronuclei and fluorescence in situ hybridization (FISH): a family pilot study in the Czech Republic. *Mutat. Res.* 608:112–120.
- Pelevina, I.I., A.V. Aleshchenko, M.M. Antoshchina et al. 2001. Level of spontaneous and radiation-induced cytogenetic damage in blood lymphocytes of children depending on age and life style. *Radiats. Biol. Radioecol.* 2001; 41:573–579
- Perera, F. Environment and cancer: who are susceptible? *Science* 278 (1997) 1068–1073.
- Popova, L, D. Kishkilova, V.B. Hadjidekova, R.P. Hristova, P. Atanasova, V.V. Hadjidekova et al. 2007. Micronucleus test in buccal epithelium cells from patients subjected to panoramic radiography. *Dentomaxillofac Radiol.* 36(3):168–71.
- Professional and Public Relations Committee of the DESAD (Diethylstilbestrol and Adenosis) Project of the Division of Cancer Control and Rehabilitation. Exposure in utero to diethylstilbestrol and related synthetic hormones. Association with vaginal and cervical cancers and other abnormalities. 1976. *JAMA* 236(10):1107–1109.
- Ramirez, A. y P.H. Saldanha. 2002. Micronucleus investigation of alcoholic patients with oral carcinomas. *Genet Mol Res.* 1:246-60
- Nersesyan, A.K. 2005. Nuclear buds in exfoliated human cells. *Mutat Res.* 588:64-8.
- Ribeiro DA, G. de Oliveira, G. de Castro y F. Angelieri. 2008. Cytogenetic biomonitoring in patients exposed to dental X-rays: comparison between adults and children. *Dentomaxillofac Radiol.* 37:404–407.
- Rosin, M.P., H.D. Ochs, R.A. Gatti y E. Boder. 1989. Heterogeneity of chromosomal breakage levels in epithelial tissue of ataxia-telangiectasia homozygotes and heterozygotes. *Hum. Genet.* 83:133–138.
- Scarfi, M.R., A. Cossarizza, D. Monti, F. Bersani, M. Zannotti, M.B. Lioi y C. Franceschi. 1990. Age-related increase of mitomycin C-induced micronuclei in lymphocytes from Down's syndrome subjects. *Mutat. Res.* 237:247–252.
- Serrano-Garcia, L. y R. Montero-Montoya. 2001. Micronuclei and chromatid buds are the result of related genotoxic events. *Environ Mol Mutagen.* 38:38-45.
- Shimizu, N., N. Itoh, H. Utiyama y G.M. Wahl. 1998. Selective entrapment of extrachromosomally amplified DNA by nuclear budding and micronucleation during S phase. *J Cell Biol.* 140:1307-20.
- Thomas, P., S. Harvey, T. Gruner y M. Fenech. 2008. The buccal cytome and micronucleus frequency is substantially altered in Down's syndrome and normal ageing compared to young healthy controls. *Mutat. Res.* 638:37–47.
- Tolbert, P. E., C.M. Shy, y J.W. Allen. 1992. Micronuclei and other nuclear anomalies in buccal smears: methods development. *Mutat Res.* 271: 69-77.

- Torres-Bugarín, O. y M. Ramos-Ibarra. 2013. Micronúcleos y anormalidades nucleares en mucosa bucal para evaluar genotoxicidad y citototoxicidad. *Int. J. Morphol.* 31: 650-656.
- Vleminckx, C., W. Klemans, L. Schriever, et al. 1997. Performance of cytogenetic biomarkers on children exposed to environmental pollutants. *Toxicol. Ind. Health.* 13:219–230.
- Walitza, S., K. Kampf, N. Artamonov, M. Romanos, R. Gnana Oli, S. Wirth et al. 2009. No elevated genomic damage in children and adolescents with attention deficit/hyperactivity disorder after methylphenidate therapy. *Toxicol. Lett.* 184:38–43.
- Walitza, S., K. Kampf, R.G. Oli, A. Warnke, M. Gerlach y H. Stopper. 2010. Prospective follow-up studies found no chromosomal mutagenicity of methylphenidate therapy in ADHD affected children. *Toxicol. Lett.* 193:4–8.
- WHO. 2007. Children's health and the environment in Europe: a baseline assessment. World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
- Wild, C.P. y J. Kleijnans. 2003. Children and increased susceptibility to environmental carcinogens: evidence or empathy? *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 12(12):1389–1394.
- Wuttke, K., C. Streffer, W.U. Muller, C. Reiners, J. Biko y E. Demidchik. 1996. Micronuclei in lymphocytes of children from the vicinity of Chernobil before and after 131I therapy for thyroid cancer. *Int. J. Radiat. Biol.* 69:259–268.
- Zahm, S.H. y M.H. Ward. 1998. Pesticides and childhood cancer, *Environ. Health Perspect.* 106 (Suppl. 3): 893–908.



Autor: Julieta Oviedo



Autor: Mario Heredia



Autor: Mario Heredia

LOS PROBLEMAS AMBIENTALES Y SU EDUCACIÓN

¿Qué hacer desde la educación ambiental?

Nancy Salas

Padre, decidme qué le han hecho al río que ya no canta. Resbala como un barbo muerto bajo un palmo de espuma blanca.

Padre, que el río ya no es el río. Padre, antes de que vuelva el verano esconda todo lo que tiene vida. Padre, decidme qué le han hecho al bosque que no hay árboles. En invierno no tendremos fuego ni en verano sitio donde resguardarnos.

Padre, que el bosque ya no es el bosque.

Padre, antes de que oscurezca llenad de vida la despensa. Sin leña y sin peces, padre tendremos que quemar la barca, labrar el trigo entre las ruinas, padre, y cerrar con tres cerraduras la casa y decía usted, padre, si no hay pinos no se hacen piñones, ni gusanos, ni pájaros.

Padre, donde no hay flores no hay abejas, ni cera, ni miel. Padre, que el campo ya no es el campo. Padre, mañana del cielo

lloverá sangre.

El viento lo canta llorando. Padre, ya están aquí... Monstruos de carne con gusanos de hierro. Padre, no tengáis miedo, decid que no, que yo os espero.

Padre, que están matando la tierra. Padre, dejad de llorar que nos han declarado la guerra.

Joan Manuel Serrat (1973)

Los diversos significados de la Educación Ambiental

Desde aproximadamente mediados del siglo XX emerge una generalizada y creciente preocupación por los graves deterioros ambientales que se producen en el mundo a escala local, regional y global. Las inquietudes sobre los problemas ambientales actuales y la necesidad de prevenir los futuros se perciben en la gran cantidad de proyectos y trabajos desarrollados desde la Educación Ambiental (EA), y en instancias y documentos presentados por las diversas jurisdicciones (Bachmann, 2009).

Existe un sin número de definiciones sobre Educación Ambiental (EA); por esa razón se ha seleccionado una de ella para resaltar los conceptos más importantes sobre la misma "... defínase a la Educación Ambiental como un proceso de formación continuo y planificado que promueve en los habitantes habilidades, concepciones y actitudes comprometidas con un modelo de desarrollo, producción y consumo sostenibles para el pleno ejercicio del derecho a un ambiente sano, equilibrado y apto para el desarrollo humano..." (Proyecto de Ley Régimen para la implementación de la Educación Ambiental, Cámara de Diputados de la Nación Argentina, 2006).

Estas y otras definiciones presentan algunos elementos en común, que pueden agruparse en las siguientes ideas:

- Conciencia acerca de la importancia del ambiente, formación de ciudadanos

conscientes y conocedores de los problemas ambientales

- Formación de valores, comportamientos y actitudes para la preservación del ambiente
- Preservación ecológica y de los recursos naturales
- Búsqueda de soluciones a los problemas ambientales

En la definición de EA aparece el concepto de ambiente, mas allá de las diferentes definiciones teóricas sobre ambiente, las mismas se mantienen como resultado de la práctica. Entendiendo los conceptos como herramientas que nos sirven para comprender, explicar o estudiar un sistema o problema según sea el caso, el concepto de ambiente que utilizemos podrá variar de acuerdo con la situación, problema o sistema que definamos y al tipo de trabajo que nos propongamos realizar.

Desde un punto de vista más amplio podemos pensar dos concepciones diferentes de ambiente:

- Una, que concibe al ambiente como una canasta de recursos externa a la sociedad humana y se conjuga con un conjunto de valores y criterios económicos para su explotación.
- y otra concepción alternativa, que proyecta sobre el ambiente un valor patrimonial en el sentido del bien común de un grupo o comunidad. Desde esta concepción el ambiente presenta un valor en sí mismo ya que, por un lado, otorga identidad, y por otro constituye el sustrato que

posibilita la vida de la comunidad (Brailovsky y Foguelman, 1991).

La concepción actual de la Educación Ambiental apunta hacia la búsqueda de oportunidades que favorezcan la construcción y producción de conocimientos, la adquisición de habilidades y la formación de valores en torno al ambiente. Por otra parte, promueve la implementación de un enfoque integrador en el cual se relacionan contenidos de las distintas áreas del conocimiento, con la finalidad de favorecer en el educando un cambio de actitud hacia el ambiente (Díaz Castillo y Camacho, 2005).

Un problema ambiental: ecosistemas acuáticos en peligro

El agua en sus diversos estados es uno de los componentes básicos que sostiene a los ecosistemas. Como acción de diversos factores (geológicos, climáticos, etc.) el agua puede variar sus características físico-químicas y, de este modo, su calidad. Sin embargo, el crecimiento demográfico del planeta provocó la aparición de una vasta gama de actividades humanas generadoras de sustancias que pueden contaminar el agua (Blaustein *et al.* 2011). Las actividades agropecuarias, principalmente, se han convertido en un riesgo para los ecosistemas ya que utilizan un sin número de componentes químicos (Welsh y Ollivier, 1998; Milu *et al.* 2002; Owor *et al.* 2007; Kelm *et al.* 2009), los cuales

repercuten directamente sobre los ambientes acuáticos, terrestres y aéreo (Correa *et al.* 2000; El Khalil *et al.* 2008).

Desde los años noventa el sistema agro-productivo de nuestro país sufrió importantes transformaciones, basadas en un modelo tecnológico intensivo y el desarrollo de una producción orientada al monocultivo (Pengue, 2004; Navarrete *et al.* 2005). Esto principalmente debido a la implementación de técnicas de siembra directa, cultivos genéticamente modificados y un aumento global en la demanda de soja (Coda *et al.* 2014). Sin embargo, la intensificación y expansión agrícola son una de las causas principales de la destrucción del hábitat y la consiguiente pérdida de la biodiversidad (Fuller *et al.* 2005; Bionda *et al.* 2011), fundamentalmente por el aumento del uso de pesticidas y fertilizantes a escala local (Bengtsson *et al.* 2003), y por la pérdida de hábitats naturales a escala de paisaje con su consecuente homogenización (Roschewitz *et al.* 2005; Tschardt *et al.* 2005).

En este contexto, la actividad agro-ganadera ha llevado al deterioro en la calidad de los ambientes acuáticos, afectando principalmente a los estadios embrionarios y larvales de los anfibios anuros, tanto en el tiempo y tamaño que alcanzan en la metamorfosis, como también en su abundancia, ya que los estadios larvales presentan un rol fundamental en la regulación del tamaño poblacional de la fase adulta (Heyer *et al.* 1994; Carey y Bryant, 1995; Taylor *et al.* 2005; Altig *et al.* 2007; Bionda *et al.* 2012a). La calidad de los cuerpos de agua está

representada por la oferta y disponibilidad trófica que presentan los distintos ambientes que los anfibios anuros habitan, por lo que también se considera al recurso trófico, como un indicador ecobiológico de la calidad ambiental (Jüttner *et al.* 1996; Blanco *et al.* 2004; Díaz Quirós y Rivera Rondón 2004; Bionda *et al.* 2012a).

Varios trabajos han reportado que los cuerpos de agua situados en áreas agrícolas, por procesos de lixiviado pluvial del suelo, reciben tanto los nutrientes como los fertilizantes y plaguicidas de los campos aledaños (Bionda *et al.* 2012a; 2013 a, b; Giuliano y Blarasin, 2013; Babini *et al.* 2015, 2016, 2017). Con respecto a estos últimos, y debido a su efecto residual, resulta particularmente serio su efecto sobre los ambientes acuáticos que podría estar causando el uso masivo de plaguicidas y fertilizantes, ya que afectarían a las poblaciones animales en diferentes niveles tróficos, y además generarían riesgos ecotoxicológicos sobre la salud ambiental y humana (Sarmiento *et al.* 2010).

Efecto de las alteraciones de los hábitats acuáticos sobre la biodiversidad: las poblaciones centinelas

Los ecosistemas acuáticos mantienen una gran diversidad de organismos, incluso mayor a los terrestres, y los impactos como la contaminación inducen cambios en la estructura de sus comunidades. Afortunadamente, algunos organismos proporcionan información valiosa sobre los cambios

físicos y químicos que ocurren en el agua, ya que a lo largo del tiempo estos revelan modificaciones a nivel individual, poblacional o en la estructura de las comunidades. A estos organismos que proporcionan información biológica se los conoce como BIOINDICADORES, y si bien no reemplazan los análisis fisicoquímicos, tienen la ventaja de ser más económicos, por lo que estos estudios son importantes en el monitoreo de la calidad del agua. Basado en este concepto, el empleo de bioindicadores es una técnica ecológica que se sustenta en la medición de algún parámetro que permite conocer rápidamente el estado de salud de un ambiente acuático (Vásquez Silva *et al.* 2006).

Para seleccionar una especie como bioindicadora hay que tener en cuenta varios aspectos, tales como su sensibilidad a una variedad de sustancias y su representatividad en una variedad de ecosistemas. Además, es conveniente que la especie sea nativa, fácil de coleccionar, y que se cuente con información sobre el efecto que de la perturbación ejerce sobre ella.

Los anfibios anuros, por su particular dependencia del agua y por su sensibilidad a los cambios ambientales, dado que presentan un doble ciclo de vida (acuático y terrestre), los convierte en componentes críticos de los ecosistemas capaces de ocupar diversos nichos tróficos, desde herbívoros hasta carnívoros cumpliendo un importante rol en la transferencia de energía y nutrientes a través de las redes tróficas acuática y terrestre (Welsh y

Ollivier, 1998; Manzanilla y Péfaur, 2000; Young *et al.* 2004; Lascano *et al.* 2009). La sensibilidad de los anfibios anuros, en todas sus fases de vida, se debe principalmente a su piel permeable delgada y poco protectora, la cual permite el intercambio de materiales con el medio (Cabagna *et al.* 2005; Lascano *et al.* 2009; Blaustein *et al.* 2011). Esta característica la hacen organismos muy sensibles a la absorción de productos químicos (Lenhardt *et al.* 2015), convirtiéndolos en buenos CENTINELAS de la salud ambiental (Young *et al.* 2004).

Estudios Ecotoxicológicos

Los métodos ecotoxicológicos sirven para determinar el estado en el que se encuentran afectadas las poblaciones a escala local como producto de las distintas actividades humanas, y así evaluar el grado de impacto ambiental que están sufriendo los cuerpos de agua. Estos métodos incluyen diferentes respuestas a distintos niveles, por ejemplo, parámetros poblacionales tanto en estadios acuáticos como en adultos, biomarcadores morfológicos, genéticos y de comportamiento.

La determinación de la abundancia, fecundidad, reclutamiento y tasa de mortalidad constituyen parámetros básicos de una población, ya que proveen información acerca de las variaciones demográficas, como las fluctuaciones numéricas o la magnitud del crecimiento poblacional (Begon *et al.* 2006). Estos parámetros son fundamentales en el análisis de las pobla-

ciones de anfibios que habitan ambientes perturbados como los agroecosistemas (Bionda *et al.* 2013).

Las alteraciones morfológicas pueden manifestarse en lesiones, anomalías o patologías cuyos efectos pueden ser cuantificables. Variadas anormalidades morfológicas han sido relacionadas con estresores ambientales, la presencia de patógenos o un aumento a la exposición de radiación ultravioleta. Una frecuencia alta de anormalidades morfológicas puede alertar sobre posibles contaminantes en el ambiente que afectan el normal desarrollo del organismo. En anfibios se ha constatado una alta frecuencia de anormalidades morfológicas en individuos adultos que habitan ambientes perturbados (Herkovits *et al.* 1996; Peltzer *et al.* 2011 Bionda *et al.* 2012b). También en larvas de anuros diversas anormalidades han tenido mayor prevalencia en ambientes contaminados. Variaciones en la forma y pigmentación del cuerpo de las larvas, anomalías a nivel intestinal y en el disco oral de las mismas, están relacionadas a ecosistemas acuáticos perturbados por actividades industriales y agrícolas (Peltzer *et al.* 2008; Babini *et al.* 2015).

Por otro lado, los biomarcadores de inestabilidad genómica, que se expresan como Micronúcleos (MN) y Anormalidades Nucleares (AN), permiten detectar si las poblaciones están expuestas a compuestos genotóxicos. El uso de biomarcadores como el ensayo o prueba de MN y AN (Schmid, 1975; Fenech, 2000; Çavaş y

Gözükara, 2003; Ergene *et al.* 2007; Pollo *et al.* 2012; Caraffa *et al.* 2013; Babini *et al.* 2015; Pollo *et al.* 2015), sumados a los parámetros hematológicos (Cabagna *et al.* 2005; Cabagna *et al.* 2011; Salinas *et al.* 2015) son importantes evaluaciones de alteraciones subcrónicas y crónicas, que sirven de referencia para considerar la incidencia de estos cambios sobre la biodiversidad y la salud humana (Lajmanovich *et al.* 1998).

Modificaciones en el hábitat puede afectar y condicionar la dieta de los anuros (Attademo *et al.* 2005). Específicamente la dieta de los estadios larvales, puede ser afectada por mayor eutrofización o variaciones de las concentraciones de elementos y nutrientes del cuerpo de agua, que modifican la disponibilidad de alimento, y repercute directamente en el crecimiento y el desarrollo de los organismos que se sustentan en dichos ambientes (Bionda *et al.* 2012a; 2013b, Babini *et al.* 2015).

Qué se hace desde la Educación Ambiental

Tradicionalmente, se adjudica a la Educación Superior tres misiones fundamentales: la docencia, la investigación y la extensión. En los últimos años se han empleado conceptos diversos para referirse a la misión social de la Universidad. El más antiguo es seguramente el de "extensión", un término muy extendido en toda América Latina a partir de la Reforma universitaria argentina. En los últimos años ha crecido la

conciencia en cuanto a la responsabilidad de las instituciones de Educación Superior de aportar su caudal de conocimientos y recursos al servicio del conjunto de la comunidad. Como afirma un documento de la UNESCO:

“La educación superior debe reforzar sus funciones de servicio a la sociedad, y más concretamente sus actividades encaminadas a erradicar la pobreza, la intolerancia, la violencia, el analfabetismo, el hambre, el deterioro del medio ambiente y las enfermedades, principalmente mediante un planteamiento interdisciplinario y transdisciplinario para analizar los problemas y las cuestiones planteados.” (Declaración Mundial sobre la Educación Superior en el siglo XXI de la UNESCO, París, 1998).

En esta línea, la aparición de nuevas reflexiones sobre el compromiso social de la Educación Superior ha llevado a repensar y resignificar los conceptos tradicionales de extensión y de servicio social, y se han difundido nuevos conceptos, como el de “voluntariado”, “responsabilidad social universitaria” (RSU), o “desarrollo de capital social”.

El concepto de “aprendizaje-servicio”, hoy difundido en instituciones educativas de todos los niveles, y también en los ámbitos de la educación no formal y las organizaciones juveniles, nació hace casi 50 años en el marco de instituciones de Educación Superior, como una búsqueda de articular la docencia con el compromiso social. En definitiva, podríamos definir al aprendizaje-servicio como una actividad o programa de

servicio solidario protagonizado por los estudiantes, orientado a atender eficazmente necesidades de una comunidad, y planificada en forma integrada con los contenidos curriculares en función de optimizar los aprendizajes. (Aiassa *et al.* 2003; Tapia, 2008; Martino *et al.* 2009).

El creciente deterioro ambiental, generado por la contaminación y el agotamiento de los recursos naturales, ha llevado a buscar soluciones inmediatas. Entre las alternativas se han propuesto estrategias pedagógicas que sensibilicen sobre la problemática ambiental y el cambio de conducta hacia una actitud conservacionista y participativa para mejorar el ambiente.

La Educación Ambiental plantea diferentes estrategias para abordar los problemas ambientales, una de ellas consiste en la realización de proyectos integrados, los cuales, a partir de conceptos ecológicos básicos, enfocan el estudio de los procesos de degradación ambiental. Las especies animales y vegetales son muy susceptibles a los cambios físicos, químicos y biológicos que ocurren en su ambiente. Estos cambios, pueden ocasionar variaciones en el tamaño y estructura poblacional y su efecto puede conducir a su declinación o desaparición en el área afectada, o incluso a su extinción dentro del planeta (Bonilla, 2003). Por ejemplo, los sapos y las ranas son un excelente recurso didáctico en la Educación Ambiental, por cuanto su empleo facilita al estudiante la realización de experiencias prácticas, buscando resaltar valores y conocimiento en torno a la naturaleza que

le rodea. Si bien estos animales han sido empleados, en la mayoría de los casos, en el campo ecológico y biológico, también pueden ser utilizados en el campo educativo, con la finalidad de favorecer el acercamiento del alumno hacia estas especies y generar así actitudes tendientes a su conservación y preservación, y hacia el ambiente en general (Díaz Castillo y Camacho, 2005).

Las actividades de Aprendizaje-Servicio, utilizando a los anuros como una herramienta didáctica, que se han aplicado en la asignatura Educación Ambiental de las carreras del Profesorado y la Licenciatura en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional de Río Cuarto, se han convertido para los estudiantes en experiencias muy significativas. Ya que han promovido el trabajo solidario, en el que se han podido optimizar los aprendizajes académicos y la formación personal.

BIBLIOGRAFÍA

- Aiassa, D., N. Salas y A. Martino. 2003. Estrategias prácticas para la integración de la Educación Ambiental, el ambiente y la sociedad. Actas Seminario de Formación Profesional. Comunidad, ambiente y ciudadanía. Publicación electrónica editada por UNESCO-UNRC www.unesco.org.uy/educacion/semRioCuarto.pdf P 222.
- Martino, A., N. Salas, y D. Aiassa. 2009. La Educación Ambiental en la Educación Universitaria. *Ciencia* 4(9):103-110.
- Altig, R., M.R. Whiles y C.L. Taylor. 2007. What do tadpoles really eat? Assessing the trophic status of an understudied and imperiled group of consumers in freshwater habitats. *Freshwater Biol.* 52: 386-395.
- Attademo, A., P. Peltzer y R. Lajmanovich. 2005. Amphibians occurring in soybean and implications for biological control in Argentina. *Agriculture Ecosystem and Environment* 106 (4) 389-394.
- Babini, S., C.L. Bionda, N. Salas y A.L. Martino. 2015. Health status of tadpoles and metamorphs of *Rhinella arenarum* (Anura, Bufonidae) that inhabit agroecosystems and its implications for land use. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 118: 118-125.
- Babini, S., C.L. Bionda, N.E. Salas y A. L. Martino. 2016. Adverse effect of agroecosystem's ponds water on biological endpoints of common toad (*Rhinella arenarum*) tadpoles. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188: 1-14.
- Babini, S., L. Cibils Martina, N. Gari, E. Luque, N.E. Salas y Adolfo Martino. 2017. Trophic availability of tadpoles that developed in ponds from agroecosystems: environmental quality and implications for their populations. *Journal of Limnology* 76(1): 137-147.
- Bachmann, L. 2009. La Educación Ambiental en Argentina, hoy. Documento marco sobre Educación Ambiental. Dirección Nacional de Gestión Curricular y Formación Docente Áreas Curriculares. Ministerio de Educación. 22 pp.
- Begon, M., C.R. Townsend y J.L. Harper. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blackwell, Oxford, Oxfordshire, Inglaterra. 738 pp.
- Brailovsky, A. E. y D. Foguelman. 1991. Memoria verde, Historia ecológica de la Argentina. Ed. Sudamericana, Buenos Aires, Argentina. 350 pp.
- Bengtsson, J., P.A. Angelstam, T. Elmquist, U. Emanuelsson, C. Forbes, M. Ihse et al. 2003. Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio*. 32: 389-396.
- Bionda C., R. Lajmanovich, N. Salas, A. Martino y I. Di Tada. 2011. Reproductive ecology of the common south american toad *Rhinella arenarum* (anura: bufonidae): reproductive effort, clutch size, fecundity, and mate selection. *Journal of Herpetology*, 45: 261–264.
- Bionda C., N. Gari, E. Luque, N. Salas, R. Lajmanovich y A. Martino. 2012a. Ecología trófica en larvas de *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae) en agroecosistemas y sus posibles implicaciones para la conservación. *Rev. Biol. Trop.*, 60: 771-779.
- Bionda, C., N. Salas, E. Caraffa, M. Baraquet, M. y Adolfo Martino. 2012b. On

- abnormalities recorded in an urban population of *Rhinella arenarum* from central Argentina. *Herpetological Notes*, 5:237-241.
- Bionda, C., R. Lajmanovich, N. Salas, A. Martino, A. y I. di Tada. 2013a. Demografía poblacional de *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae) y *Physalaemus biligonigerus* (Anura: Leiuperidae) en agroecosistemas de la provincia de Córdoba, Argentina. *Revista de Biología Tropical*. 61(3): 1389-1400.
- Bionda, C., N. Gari, M.L. Luque, N. Salas, R. Lajmanovich y A. Martino. 2013b. Diet of tadpoles of *Physalaemus biligonigerus* Cope, 1861 from agricultural ponds in the central region of Argentina. *Acta Herpetologica*, 8(2): 141-146.
- Blanco S., L. Ector y E. Becares. 2004. Epiphytic Diatoms as water quality indicators in Spanish shallow lakes. *Vie et Milieu* 54: 71-79.
- Blaustein A., B. Han, R. Relyea, P. Johnson, J. Buck, S. Gervasi y L. Kats. 2011. The complexity of amphibian population declines: understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1223: 108–119.
- Bonilla, J. 2003. Propuesta para la realización de proyectos integrados basados en los estudios ecológicos de los anuros como estrategia pedagógica en la Educación Ambiental. *Tópicos en Educación Ambiental* 5 (13): 81-92
- Cabagna, M., R.C. Lajmanovich, G. Stringhini y P.M. Peltzer. 2005. Hematological studies in the common toad (*Bufo arenarum*) in agrosystems of Argentina. *Applied Herpetol.* 2: 373-380.
- Cabagna, M. C., R.C. Lajmanovich, A.M. Attedemo, P. Peltzer, C.M. Junges, G.F. Biancucci y A. Bassó. 2011. Hematología y citoquímica de las células sanguíneas de *Rhinella fernandezae* (Anura: Bufonidae) en Espinal y Delta-Islands del río Paraná, Argentina. *Revista Biológica Tropical*. Vol 59(1):17-28.
- Caraffa, E., C. Bionda, N. Salas, F. Pollo y A. Martino. 2013. Determinación de la frecuencia de micronúcleos en eritrocitos de *Bufo arenarum* que habitan ambientes urbanizados urbanos y periurbanos de la ciudad de Río Cuarto, Córdoba. *Acta Toxicológica Argentina* 21(2):78-84.
- Carey, C. y C.J. Bryant. 1995. Possible interrelations among environmental toxicants, Amphibian development, and decline of Amphibian populations. *Environ. Health Persp.* 103: 13-17.
- Çavaş T. y Ergene-Gözükara. 2003. Micronuclei, nuclear lesions and interphase silver-stained nucleolar organizer regions (AgNORs) as cytogenotoxicity indicators in *Oreochromis niloticus* exposed to textile mill effluent. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 538: 81-91.
- Coda, J., D. Gomez, A.R. Steinmann y J. Priotto. 2014. The effects of agricultural management on the reproductive activity of female rodents in Argentina. *Basic and Applied Ecology*. 15 (5): 407-415.
- Correa J., M. Ramírez, J. De La Harpe, D. Román y L. Rivera. 2000. Copper, copper mining effluents and grazing as potential determinants of algal abundance and diversity in northern Chile. *Environmental Monitoring and Assessment* 61: 265–281.
- Díaz Castillo, M. y C. Camacho. 2005. Anuros: Recurso didáctico para la Educación Ambiental en la primera etapa de Educación Básica. *Revista de Teoría y Didáctica de las Ciencias Sociales*, 10: 219-235.
- Díaz Quirós, C. y C.A. Rivera Rondón. 2004. Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadores de condiciones ambientales. *Caldasia*, 26: 381-394.
- Ergene S., T. Çavas, A. Çelik, N. Köleli, F. Kaya y A. Karahan. 2007. Monitoring of nuclear abnormalities in peripheral erythrocytes of three fish species from the Goksu Delta (Turkey): genotoxic damage in relation to water pollution. *Ecotoxicology*, 16: 385–391.
- Fenech, M. 2000. The in vitro micronucleus technique. *Mutation Research*, 455: 81–95.
- Fuller, R.J., L.R. Norton, R.E. Feber, P.J. Johnson, D.E. Chamberlain, A.C. Joys, F. Mathews, R.C. Stuart, M.C. Townsend, W.J. Manley, M.S. Wolfe, D.W. Macdonald y L.G. Firbank. 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biol. Lett.* 1: 431-434.
- Giuliano Albo, M.J. y M.T. Blarasin. 2013. Hidrogeoquímica y estimación del fondo natural de nitratos del agua subterránea en un agroecosistema del pedemonte de la sierra de Comechingones. Córdoba (Argentina). *Revista de la Asociación Geológica Argentina*. 71(3).
- Herkovits, J., C. Perez-coll y F. Herkovits. 1996. Ecotoxicity in the Reconquista River, Province of Buenos Aires, Argentina: A

- Preliminary Study. Environmental Health Perspectives. 104: 186-189
- Heyer, W.R., M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.C. Hayek y M.S. Foster. 1994. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians. (eds.). Washington, Smithsonian Institution Press, pp 364.
- Jüttner I., H. Rothfritz y S.J. Ormerod. 1996. Diatoms as indicators of river quality in the Nepalese Middle Hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. Freshwater Biology, 36: 475-486.
- Khalil El H., O. El Hamiani, G. Bitton, N. Ouazzani y A. Boularbah. 2008. Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco: Monitoring metal content and toxicity of soil runoff and groundwater. Environ Monit Assess, 136: 147-160.
- Kelm U., S. Helle, R. Matthies y A. Morales. 2009. Distribution of trace elements in soils surrounding the El Teniente porphyry copper deposit, Chile: the influence of smelter emissions and a tailings deposit. Environ Geol 57: 365-376.
- Lajmanovich R., M. Izaguirre y V. Casco. 1998. Paraquat tolerance and Alteration of internal gills structures of *Scinax nasica* tadpoles (Anura: Hylidae), en: Arch. Environ. Contam Toxicol. 34: 364-369.
- Lascano, C.; Sotomayor, V.; Ferrari, A. y A. Venturino. 2009. Alteraciones del desarrollo embrionario, poliaminas y estrés oxidativo inducidos por plaguicidas organofosforados en *Rhinella arenarum*. Acta Toxicol. Argent. 17: 8-19.
- Lenhardt, P.P., C.A. Brüh y G. Berger. 2015. Temporal coincidence of amphibian migration and pesticide applications on arable fields in spring Patrick. Basic and Applied Ecology. 16: 54-63.
- Navarrete, M., G. Gallopín, M. Blanco, M. Díaz-Zorita, D. Ferraro, H. Herzer, et al. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. Cepal. Serie medio ambiente. Nro. 118. 65p.
- Manzanilla, J. y J. Péfaur. 2000. Consideraciones sobre métodos y técnicas de campo para el estudio de anfibios y reptiles. Rev. Ecol. Lat. Am. 7: 17-30.
- Milu V., J. Leroy y C. Peiffert. 2002. Water contamination downstream from a copper mine in the Apuseni Mountains, Romania. Environmental Geology 42:773-782.
- Owor M., T. Hartwig, A. Muwanga, D. Zachmann y W. Pohl. 2007. Impact of tailings from the Kilembe copper mining district on Lake George, Uganda. Environ Geol 51: 1065-1075.
- Peltzer P.M., R.C. Lajmanovich, J.C. Sánchez Hernández, M. Cabagna, A.M. Attademo y A. Bassó. 2008. Effects of agricultural pond eutrophication on survival and health status of *Scinax nasicus* tadpoles. Ecotoxicology and Environmental Safety 70: 185-197.
- Peltzer, P.M., R.C. Lajmanovich, L.C. Sanchez, A.M. Attademo, C.M. Junges, C.L. Bionda., A.L. Martino y A. Bassó. 2011. Morphological abnormalities in amphibian populations from the mid-eastern region of Argentina. Herpetol. Conserv. Biol. 6: 432-442.
- Pengue, W.A. 2004. Soja. ¿El grano de la discordia? La uniformidad productiva genera impactos ecológicos, sociales y tecnológicos. Qué modelo agropecuario necesita el país.
- Pollo F., N. Salas, M. Mancini y A. Martino. 2012. Estudio comparativo de la frecuencia de micronúcleos y anomalías nucleares en eritrocitos de tres especies ícticas. Acta Toxicol. Argent 20:64-70.
- Pollo, F.E., C.L. Bionda, Z.A. Salinas, N.E. Salas y A.L. Martino. 2015. Common toad *Rhinella arenarum* (Hensel, 1867) and its importance in assessing environmental health: test of micronuclei and nuclear abnormalities in erythrocytes. Environmental Monitoring and Assessment. 187 (9): 580-588.
- Salinas, Z., N. Salas, M. Baraquet y Adolfo Ludovico Martino. 2015. Biomarcadores hematológicos del sapo común *Bufo arenarum* en ecosistemas alterados de la provincia de Córdoba. Acta Toxicológica Argentina, 23 (1): 25-35.
- Sarmiento, C., F. Cabrera, S. Baldin, S. y C. Primo. 2010. Apoyo a Agricultores para Eliminar el Uso de Pesticidas. Ciencia. Vol. 5 (15): 15-30.
- Schmid W. 1975. The micronucleus test. Mutation Research, 31: 9-15.
- Tapia, M.N. 2008. Aprendizaje y Servicio Solidario. Aprendizaje y Servicio solidario en la misión de la Educación Superior In En la Misión de la Educación Superior. Comp Alba González y Rosalía Montes

- Editorial Universitaria de Buenos Aires
S.E.M.
- Taylor, B., D. Skelly, L.K. Demarchis, M.D. Slade, D. Galusha, y P.M. Rabinowitz. 2005. Proximity to pollution sources and risk of amphibian limb malformation. *Environ. Health Persp.* 113: 1497-1501.
- Tscharntke, T., A. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, y C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters.* 8: 857–874.
- Vázquez S.G., G. Castro Meja, I. González Mora, R. Pérez Rodríguez y T. Castro Barrera. 2006. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS* 60: 41-48.
- Welsh H., y L. Ollivier. 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: a case study from California's redwoods. *Ecological Applications.* 8: 1118-1132.
- Young, B., S. Stuart, J. Chanson, N. Cox y T. Boucher. 2004. Joyas que están desapareciendo: El estado de los anfibios en el nuevo mundo. *Nature Serve, Arlington, Virginia.* 54p.

“PRINCIPIO PRECAUTORIO. MARCO LEGAL EN TIEMPOS DEL NUEVO CÓDIGO CIVIL Y COMERCIAL ARGENTINO”

¿Qué es el principio precautorio y cuándo es posible aplicarlo?

*Sergio Bevilacqua*¹

*Martín Abasolo*²

“...No hay ninguna labor intelectual que tanto necesita ser hecha, no sólo por mentes experimentadas y ejercitadas, sino por mentes entrenadas para la tarea, a través de largos y laboriosos estudios, como el de redactar leyes. Redactar leyes no es un mero pasatiempo para ser realizado en breves intervalos de tiempo dedicado a otros asuntos más importantes: es una tarea que demanda estudio, investigación y gran experiencia técnica...”

Stuart Mill, J. (1861)

Preliminar: La constitucionalización del Derecho privado

La entrada en vigencia de la Ley Nacional N° 26.994 ⁽³⁾ supuso la mayor transformación legislativa del derecho nacional en toda su historia. Tamaña reforma no fue fruto de una creación antojadiza, sino de una construcción colectiva de juristas (jueces, abogados, profesores de derecho,

doctrinarios) que sintetizaron casi doscientos años de historia jurídica en una auténtica “Constitución de Derecho Privado” cuyo norte es perdurar, conformando un piso de derechos.

La sanción del nuevo Código Civil y Comercial –y la consiguiente unificación del derecho privado en un solo corpus legal– instituyó la recepción legislativa de los derechos fundamentales, de jerarquía constitucional, a las relaciones entre particulares. En primer lugar, porque reconoció la ineludible vinculación de principios, nociones e instituciones del Derecho Civil y del Derecho Público con base y fundamento en la idea de un diálogo fecundo entre la Constitución y los Tratados, por un lado, y el Código Civil, los microsistemas y las decisiones judiciales, por el otro, para armonizar los principios y las reglas que vienen a disciplinar institutos como los contratos, la propiedad o la reparación de daños (Mosset Iturraspe, 2011). En segundo lugar, porque permitió que el Derecho Civil se vuelva más solidario y ético, más respetuoso de la dignidad humana (Mosset Iturraspe, 2011).

La clásica concepción que afirmaba que el derecho es un árbol que, desde un mismo tronco, genera distintas ramas con origen común, pero distintas entre sí, estaba ya claramente en crisis. Hoy, esas ramas han desarrollado un follaje tan intenso que es

¹ Docente U.N.R.C. Profesor Adjunto, responsable de las asignaturas: Seminario taller de Técnica Legislativa y Problemas del conocimiento y formas del razonamiento jurídico de la carrera de Abogacía, Facultad de Ciencias Humanas. Universidad Nacional de Río Cuarto.

² Docente U.N.R.C. Profesor Adjunto en las cátedras Derecho Privado I y II de la Facultad de Ciencias Económicas y Jefe de

Trabajos Prácticos en las Cátedras Derecho Privado I y II de la Facultad de Ciencias Humanas. Universidad Nacional de Río Cuarto.

³ La Ley Nacional N° 26.994 fue sancionada el 01/10/2014, promulgada el 07/10/2014 por Decreto N° 1795 y publicada en el Boletín Oficial el 08/10/2014, entrando en vigencia el 01/08/2105.

casi imposible distinguir una de otra. Los integrantes de la comisión redactora del anteproyecto del Código Civil y Comercial de la República Argentina así lo entendieron. Ricardo Lorenzetti, por ejemplo, indicó que la mayoría de los códigos existentes se basan en una división tajante entre el derecho público y el privado y que, en cambio, el nuevo código toma muy en cuenta los tratados en general, en particular los de derechos humanos, y los derechos reconocidos en todo el bloque de constitucionalidad por lo que, en este aspecto, innova profundamente al receptar la constitucionalización del derecho privado (Caferatta, 2014).

Este nuevo paradigma, que pregona un diálogo entre el Derecho privado y el Derecho público, en la dirección de la constitucionalización del primero, tiene por finalidad la eficacia frente a terceros de los derechos fundamentales (Caferatta, 2014) de manera tal que todas las normas que integran el sistema jurídico positivo argentino sean interpretadas según la Constitución Nacional y los tratados de derechos humanos y que ninguna de ellas puede restringir, lesionar o anular esos derechos.

La magnitud cuantitativa de la reforma unificatoria del derecho privado argentino permitió visualizar, de esta manera, los cambios de paradigmas que venían sosteniéndose en la fuerza de las transformaciones fácticas, anunciadas por la doctrina jurídica y recogida en los fallos jurisprudenciales. A esos cambios no escapa la legislación ambiental.

El nuevo marco normativo

La reforma constitucional de 1994 incorporó a la Carta Magna nacional el derecho al ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y, a la vez, estableció la correlativa obligación de preservarlo en pos de la satisfacción de necesidades actuales, pero sin comprometer a las generaciones venideras (Artículo 41, primer párrafo) ⁽⁴⁾; e instituyó la acción de amparo como garantía procesal idónea y necesaria para la defensa de los derechos de incidencia colectiva y la protección del ambiente (Artículo 43) ⁽⁵⁾. Por su parte, la Ley General del Ambiente N° 25.675 ⁽⁶⁾ –reglamentaria de los nuevos derechos consagrados en la Constitución Nacional– establece en su Artículo 4° que la interpretación y aplicación de las normas a través

⁴ La Constitución Nacional establece en el Artículo 41 que: Todos los habitantes gozan del derecho a un ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras; y tienen el deber de preservarlo. El daño ambiental generará prioritariamente la obligación de recomponer, según lo establezca la ley.

⁵ La Constitución Nacional establece en el Artículo 43 que: Toda persona puede interponer acción expedita y rápida de amparo, siempre que no exista otro medio judicial más idóneo, contra todo acto u omisión de autoridades públicas o de particulares, que en forma actual o inminente lesione, restrinja, altere o amenace, con arbitrariedad o ilegalidad manifiesta, derechos y garantías

reconocidos por esta Constitución, un tratado o una ley. En el caso, el juez podrá declarar la inconstitucionalidad de la norma en que se funde el acto u omisión lesiva. Podrán interponer esta acción contra cualquier forma de discriminación y en lo relativo a los derechos que protegen al ambiente, a la competencia, al usuario y al consumidor, así como a los derechos de incidencia colectiva en general, el afectado, el defensor del pueblo y las asociaciones que propendan a esos fines, registradas conforme a la ley, la que determinará los requisitos y formas de su organización.

⁶ La Ley Nacional N° 25.675 fue sancionada el 06/11/2002, promulgada parcialmente el 27/11/2002 y publicada en el Boletín Oficial el 26/11/2002.

de las cuales se ejecute la política ambiental argentina se encuentran sujetas al cumplimiento de los principios de congruencia⁽⁷⁾, de prevención⁽⁸⁾, precautorio⁽⁹⁾, de equidad intergeneracional⁽¹⁰⁾, de progresividad⁽¹¹⁾, de responsabilidad⁽¹²⁾, de subsidiariedad⁽¹³⁾, de sustentabilidad⁽¹⁴⁾, de solidaridad⁽¹⁵⁾ y de cooperación⁽¹⁶⁾, y que, en su Artículo 5º, obliga a Los distintos niveles de gobierno a integrar sus decisiones y actividades de carácter ambiental para asegurar el cumplimiento de los principios rectores de esa política⁽¹⁷⁾.

En este marco legal, los artículos 240⁽¹⁸⁾ y 241⁽¹⁹⁾ de la Ley N° 26.994 constituyen la columna vertebral del sistema común de derecho ambiental dispuesto por el nuevo

Código Civil y Comercial (Caferatta, 2014), en tanto permiten la ejecución de los principios rectores y presupuestos mínimos ambientales, convocando a todos los actores en cuyas manos esté la posibilidad de tomar decisiones en la materia a los efectos del establecimiento de un equilibrio razonable en los casos en que entraran en pugna derechos individuales y derechos de incidencia colectiva, en atención a los bienes, intereses y derechos involucrados. Por cierto, esos artículos no son los únicos de la Ley 26.994 que expresamente aportan al microsistema ambiental, pues también tiene su espacio el Artículo 14 que, al referirse al abuso del derecho, hace referencia al ambiente y a la incidencia colectiva general⁽²⁰⁾.

⁷ El Principio de congruencia establece que: La legislación provincial y municipal referida a lo ambiental deberá ser adecuada a los principios y normas fijadas en la presente ley; en caso de que así no fuere, éste prevalecerá sobre toda otra norma que se le oponga.

⁸ El Principio de prevención establece que: Las causas y las fuentes de los problemas ambientales se atenderán en forma prioritaria e integrada, tratando de prevenir los efectos negativos que sobre el ambiente se pueden producir.

⁹ El Principio precautorio determina que: Cuando haya peligro de daño grave o irreversible la ausencia de información o certeza científica no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces, en función de los costos, para impedir la degradación del medio ambiente.

¹⁰ El Principio de equidad intergeneracional establece que: Los responsables de la protección ambiental deberán velar por el uso y goce apropiado del ambiente por parte de las generaciones presentes y futuras.

¹¹ El Principio de progresividad dispone que: Los objetivos ambientales deberán ser logrados en forma gradual, a través de metas interinas y finales, proyectadas en un cronograma temporal que facilite la adecuación correspondiente a las actividades relacionadas con esos objetivos.

¹² El Principio de responsabilidad determina que: El generador de efectos degradantes del ambiente, actuales o futuros, es responsable de los costos de las acciones preventivas y correctivas de

recomposición, sin perjuicio de la vigencia de los sistemas de responsabilidad ambiental que correspondan.

¹³ El Principio de subsidiariedad dispone que: El Estado nacional, a través de las distintas instancias de la administración pública, tiene la obligación de colaborar y, de ser necesario, participar en forma complementaria en el accionar de los particulares en la preservación y protección ambientales.

¹⁴ El Principio de sustentabilidad determina que: El desarrollo económico y social y el aprovechamiento de los recursos naturales deberán realizarse a través de una gestión apropiada del ambiente,

de manera tal, que no comprometa las posibilidades de las generaciones presentes y futuras.

¹⁵ El Principio de solidaridad establece que: La Nación y los Estados provinciales serán responsables de la prevención y mitigación de los efectos ambientales transfronterizos adversos de su propio accionar, así como de la minimización de los riesgos ambientales sobre los sistemas ecológicos compartidos.

¹⁶ El Principio de cooperación determina que: Los recursos naturales y los sistemas ecológicos compartidos serán utilizados en forma equitativa y racional. El tratamiento y mitigación de las emergencias ambientales de efectos transfronterizos serán desarrollados en forma conjunta.

¹⁷ El Artículo 5º de la Ley Nacional N° 25.675 dispone que: Los distintos niveles de gobierno integrarán en todas sus decisiones y actividades previsiones de carácter ambiental, tendientes a asegurar el cumplimiento de los principios enunciados en la presente ley.

¹⁸ El Artículo 240 de Código Civil y Comercial dispone: Límites al ejercicio de los derechos individuales sobre los bienes. El ejercicio de los derechos individuales sobre los bienes mencionados en las Secciones 1ª y 2ª debe ser compatible con los derechos de incidencia colectiva. Debe conformarse a las normas del derecho administrativo nacional y local dictadas en el interés público y no debe

afectar el funcionamiento ni la sustentabilidad de los ecosistemas de la flora, la fauna, la biodiversidad, el agua, los valores culturales, el paisaje, entre otros, según los criterios previstos en la ley especial.

¹⁹ El Artículo 241 de Código Civil y Comercial prescribe: Jurisdicción. Cualquiera sea la jurisdicción en que se ejerzan los derechos, debe respetarse la normativa sobre presupuestos mínimos que resulte aplicable.

²⁰ El Artículo 14 del Código Civil y Comercial establece: Derechos individuales y de incidencia colectiva. En este Código se reconocen: a) derechos individuales; b) Derechos de incidencia colectiva. La ley no ampara el ejercicio abusivo de los derechos individuales cuando pueda afectar al ambiente y a los derechos de incidencia colectiva en general.

De esta manera, la legislación destinada a promover el cuidado del ambiente ha sido revitalizada a partir de la jerarquización constitucional de los derechos colectivos y la inclusión –y nueva visión– de los bienes de incidencia colectiva; con la sanción de leyes específicas en la materia y, de acuerdo con el nuevo paradigma al que referimos con anterioridad, mediante la inclusión de normas ambientales específicas en el Código Civil y Comercial.

Los artículos 14, 240 y 241, entre otros, vienen a contribuir a la vinculación de instituciones propias del Derecho público y de raigambre constitucional, con el Derecho privado, concluyendo con una añeja disputa que los aislaba, aun cuando varios juristas predicaban su íntima vinculación desde hace más de dos décadas. Julio César Rivera, por ejemplo, sostenía ya en 1994 que con la reforma de la Carta Magna Nacional, se incorporaban al texto constitucional, de manera expresa, varias materias que son propias del Derecho privado, tales como la regla sobre reparación del daño ambiental, incorporada finalmente al Artículo 41, primer párrafo, in fine, que prescribe la obligación de recomponer (Rivera, 1994).

En este sentido, Flah, Aguilar y Cafferata indicando que es posible efectuar una triple clasificación de los derechos en atención a la legitimación para su ejercicio (individuales; de incidencia colectiva que tiene por objeto bienes colectivos; y de incidencia colectiva referentes a intereses individuales homogéneos) (Flah *et al.* 2014), conclu-

yen que el nuevo Código Civil y Comercial refiere de manera concreta a los dos primeros, fijando la función social que hoy se establece para los derechos individuales, en tanto éstos deben ser practicados armónicamente con de los incidencia colectiva, para que no conlleven un desmedro al medio ambiente.

A los efectos de graficar el modo en que estos derechos se presentan, los mencionados autores recurren al caso planteado por el Presidente de la Corte Suprema (Lorenzetti, 2006), en el que se analizan los daños que ocasiona una fábrica que arroja desechos industriales contaminantes a un río. En primer lugar, puede darse el caso de individuos que, habiendo consumido de manera directa esas aguas, sufren un menoscabo en su salud. Aquí nos encontramos con la afectación de un derecho individual que tendrá como correlato el ejercicio de las correspondientes acciones individuales por cada una de las víctimas en la medida del daño sufrido.

En segundo lugar, puede darse el caso de que ese río abastezca a la red general de agua de una población y, de este modo, perjudique a numerosos sujetos. Aquí nos encontramos con la afectación de muchos intereses individuales que tendrá como correlato el ejercicio de las correspondientes acciones individuales por cada una de las víctimas o, en forma colectiva, el ejercicio de acciones de clase en atención a los daños masivos generados. En tercer lugar, puede darse el caso de que ese río afectado por desechos industriales ocasio-

ne daños, e incluso la muerte de las aves que beben el agua del curso del río, y que se produzca un menoscabo a un bien colectivo. Aquí no encontramos, en principio, con una “propiedad de nadie” y, como consecuencia, no existe individuo con derechos subjetivos propios afectados. Por ello, se entiende que la legitimación activa, en defensa del bien común conculcado, está dada al o a los afectados (en función de un interés difuso), a una organización (que lidere el ejercicio de un interés colectivo) o al defensor general (en representación del interés público) en ejercicio de una acción extraordinaria conferida por ley; e indican que, si existiera indemnización, no ingresaría al patrimonio de los reclamantes porque no hay intereses individuales afectados.

De acuerdo con lo anterior, *el Derecho Ambiental está compuesto por intereses o derechos de incidencia colectiva, difusos en su titularidad activa, compartidos de manera fungible, impersonal, masiva o indiferenciada por grupos sociales, sectores, clases, categorías; la sociedad, colectividad o la comunidad en su conjunto; referidos a “bienes colectivos” –ambiente y cada uno de los elementos que forman parte del mismo– y a “valores colectivos”, por lo general vinculados con el patrimonio histórico cultural, nuestras tradiciones orales, etcétera. De ahí que el Derecho Ambiental exprese, como ningún otro, la necesidad imperiosa de conjugar la defensa de lo social, el ideal de la comunidad o colectividad, con el entorno, medio ambien-*

te o espacio vital (ecocentrismo), con la idea de la persona, el ser humano como figura basilar de la disciplina (antropocentrismo), con el objetivo de lograr el desarrollo sustentable, en una visión compleja de justicia intergeneracional (Flah et al. 2014).

El principio precautorio:

Los aspectos vinculados con los daños han sido desde tiempos inmemoriales materia de estudio del Derecho privado (en particular, del Derecho de daños), aunque se ha producido en forma paulatina y más recientemente una apertura a su estudio por el Derecho Público, en la medida en que el Estado participa en su producción. En este contexto, la función preventiva, como clara manifestación del deber genérico de no dañar a otro (*alterum non laedere*), de evitar un daño injusto, ha sido tema del Derecho privado desde antiguo y no puede sorprender que, en esta materia, sean sus instituciones las que influyan sobre el Derecho Público.

Aceptamos, sin hesitación ni error, que siempre será preferible prevenir que el daño ocurra y no actuar una vez que el mismo sea consumado y que genere la ocurrencia de menoscabos a las personas o a los bienes; y que esta preferencia no sólo interesa al damnificado, sino también al responsable, pues su producción acarreará la puesta en marcha de la función resarcitoria clásica de la responsabilidad civil o, mejor dicho, del Derecho de daños.

Además, y dado que no siempre será factible la reparación del daño ocurrido, restaurando las cosas a su estado anterior, la indemnización sustitutiva quizás no logre aproximar la situación de la víctima al estado anterior al de la ocurrencia del daño. No existe suma de dinero alguna que se equipare con la pérdida de la vida o del menoscabo padecido en la integridad física, o en los bienes intangibles.

En idéntico plano se ubican los daños al ambiente. Una vez que estos acaecen es prácticamente ilusorio quitar sus consecuencias por un larguísimo período temporal. Por ello mismo, desde la mirada social que proponen los nuevos paradigmas y desde los propósitos solidarios y éticos que éstos promueven, se entiende que el deterioro de alguno de los integrantes de un grupo social afecta al todo, en tanto que cualquier daño incide en la comunidad, máxime cuando el menoscabo acontece en bienes de incidencia colectiva.

El principio de precaución ambiental, incorporado a nuestro sistema legal en el texto de la Ley nacional 25.675 (Artículo 4°), constituye una herramienta idónea para que los magistrados dispongan medidas eficaces (o, al menos, no las posterguen) para impedir la degradación del medio ambiente cuando haya peligro de daño grave o irreversible y no se cuente con suficiente información o certeza científicas.

El daño, grave e irreversible, al que se refiere el texto anterior es el daño ambien-

tal que la Ley 25.675 define como “...*toda alteración relevante que modifique negativamente el ambiente, sus recursos, el equilibrio de los ecosistemas, o los bienes de valores colectivos...*” (Artículo 27°). Más, a pesar de la clara enunciación, no todos los daños ambientales tienen causa en acontecimientos notorios o se producen como consecuencia directa de sucesos que todos podemos conocer (por ejemplo, un derrame de petróleo en el mar); es decir, un daño evidente en el que tanto el hecho generador como sus secuelas, los responsables y los damnificados, quedan rápidamente identificados. Por el contrario, en la gran mayoría de los casos, la relación de causalidad entre el hecho y la consecuencia no puede establecerse con absoluta simpleza, como tampoco puede señalarse al o a los responsables en forma categórica. Esto sucede, a veces, porque el daño se produce silenciosamente y pasa inadvertido; en otras, porque los hechos nocivos ocultan su verdadera naturaleza bajo el ropaje de la inocuidad y, en algunas ocasiones, porque se carece de información actual y suficiente para comprender la magnitud del daño o porque el conocimiento que se dispone no resulta bastante para establecer la relación causal que liga el efecto dañoso con el suceso que lo produce. El conocimiento científico y tecnológico disponible, aunque superlativo en nuestra época, puede, en efecto, no ser suficiente para predecir las consecuencias futuras de la actividad del hombre en y sobre la naturaleza o para evaluar adecua-

damente la corrección de sus conductas y, de allí, la necesidad de actuar precavidamente y, ante la duda, obrar para impedir la producción del daño.

El principio de precaución ambiental surge, así, como respuesta a esas situaciones, hace su aparición en la escena internacional en los Tratados del Mar del Norte (Declaraciones de Bremen 1984, Londres 1987, Den Haag 1990 y Esbjerg 1995) (Saurez Ulloa, 2007). Así, en la Declaración de Bremen de 1984 se estableció la necesidad de adoptar medidas preventivas oportunas ante el nivel insuficiente de los conocimientos y, por su parte, en la Declaración de Londres de 1987 se proclamó el principio precautorio para salvaguardar el ecosistema del Mar del Norte a través de la reducción de emisiones contaminantes de sustancias que son persistentes, tóxicas y susceptibles de acumulación en la fuente, mediante el uso de la mejor tecnología disponible y de su aplicación cuando mediara razón para presumir que tales sustancias pueden causar algún daño o efectos nocivos en los recursos marinos vivos, aunque no haya evidencia científica que pruebe el vínculo entre las emisiones y los efectos, y, para ello, se dispone que *“...es necesario un criterio de precaución que pueda exigir la adopción de medidas [...] incluso antes de que se haya establecido una relación causal mediante pruebas científicas absolutamente manifiestas...”*.

Posteriormente, el principio es recogido en diversos tratados multilaterales y declara-

ciones internacionales tales como el Protocolo de Montreal (1987) sobre sustancias que debilitan la capa de ozono; la Declaración de Bergen (1990) sobre el desarrollo sustentable en la región de la Comunidad Económica Europea adoptada por los representantes de países europeos y Canadá; el Convenio sobre la diversidad biológica (1992); el Convenio marco de cambio climático (1992); el Tratado de la Unión Europea (1992); el Convenio para la protección del medio ambiente marino del Atlántico Nororiental (1992); el Convenio de Helsinki (1994) sobre protección del medio ambiente marino en el Báltico; el Acuerdo sobre la aplicación de medidas sanitarias y fitosanitarias (Acuerdos MSF) de la Organización Mundial del Comercio (OMC) (1994); el Programa de Acción de Washington (1995) para la protección del medio marino de las actividades realizadas en tierra; el Convenio de Londres (1992) sobre vertimientos al mar; el Convenio sobre la diversidad biológica de Montreal (2000); el Protocolo de Cartagena (2000) sobre bioseguridad y la Comunicación de la Unión Europea sobre el principio precautorio del año 2000 (Saurez Ulloa, 2007).

Desde entonces, el principio de precaución ambiental asumió rápidamente un enfoque general, no circunscrito solamente a las sustancias tóxicas, sino inclusivo de los recursos naturales, los ecosistemas y la diversidad biológica (Saurez Ulloa, 2007). Por ejemplo, en la Declaración de Bergen (1990) se indicó que *“...cuando haya*

amenazas de daño serio o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no debe usarse como razón para posponer la adopción de medidas que prevengan la degradación ambiental...”.

Del mismo modo, la Declaración de Río (1992) sobre el medio ambiente y el desarrollo, en su principio 15, dispuso: *“...Con el fin de proteger el medio ambiente, los Estados deberán aplicar ampliamente el criterio de precaución conforme a sus capacidades. Cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente...”.*

Más recientemente, en diciembre del 2000, el Consejo Europeo desarrolló y ensanchó el concepto expresando: *“...Cuando una evaluación pluridisciplinaria, contradictoria, independiente y transparente, realizada sobre la base de datos disponibles, no permite concluir con certeza sobre un cierto nivel de riesgo, entonces las medidas de gestión del riesgo deben ser tomadas sobre la base de una apreciación política que determine el nivel de protección buscado. Dichas medidas deben, cuando es posible la elección, representar las soluciones menos restrictivas para los intercambios comerciales, respetar el principio de proporcionalidad teniendo en*

cuenta riesgos a corto y a largo plazo, y por último ser reexaminadas frecuentemente de acuerdo con la evolución de los conocimientos científicos...”.

La doctrina jurídica argentina se ocupó, casi desde su surgimiento, de describir el contenido de este principio.

Para Morales Lamberti (1999), por ejemplo, este principio se caracteriza por la prevención de riesgos sobre la base de antecedentes razonables, aun cuando no exista la prueba o la certeza absoluta del daño, lo que no constituye razón para postergar la adopción de medidas eficaces para impedir la degradación del medio ambiente, quedando los magistrados facultados a proceder a los fines de prevenir la acción de riesgos potenciales a la salud o al medio ambiente. González Vaqué (2006:221), en tiempos más cercanos, lo conceptualizó como: *“...el principio que permite a los poderes públicos adoptar medidas preventivas proporcionadas, no discriminatorias y de carácter provisional cuando, a pesar de haberse realizado una evaluación de riesgos lo más completa posible, persisten incertidumbres sobre el alcance y naturaleza de un riesgo aceptable...”.* En cambio, la jurisprudencia de nuestros tribunales ha demorado un poco más en receptarlo, pero ha llegado antes, incluso, que la propia reglamentación legal del Artículo 41 de la Constitución Nacional. En un fallo del año 2002 ⁽²¹⁾,

²¹ S.C.J. Bs.As. “Ancore S.A. y otro c/ Municipalidad de Daireaux s/ Daños y perjuicios”, Sentencia del 19 de febrero de 2002. SAJU: FA02011471.

por ejemplo, ya se había sostenido que la prevención del daño ambiental posee una importancia superior a la que tiene otorgada en otros ámbitos, ya que la agresión al ambiente se manifiesta en hechos que provocan por su mera consumación un deterioro cierto e irreversible, de tal modo que permitir su avance y prosecución importa una degradación perceptible de la calidad de vida de los seres humanos, por lo que su cesación se revela como una medida impostergable. En otra sentencia del 2003 ⁽²²⁾, vigente entonces la Ley 25.675, se resaltaba –aunque en voto minoritario– que la esencia del principio de precaución es que la sociedad no puede esperar hasta que se conozcan todas las respuestas, antes de tomar medidas que protejan la salud humana o el medio ambiente de un daño potencial, y se agregaba que la precaución es necesaria cuando dos circunstancias se presentan a la vez: a) la falta de certidumbre científica y b) la amenaza de daño al ambiente o a la salud humana. En esta misma línea, en otro fallo del año 2008 ⁽²³⁾, se ha dicho ahora que *“...el principio precautorio impone tomar medidas de inmediato y, ante la posibilidad de impacto ambiental desfavorable, no es posible rechazar la acción, postergándola para un proceso de mayor debate y prueba...”*.

De manera especial, se destaca un fallo de la Cámara de Apelaciones en lo Civil y Comercial de la Provincia de Santa Fe ⁽²⁴⁾ que confirmó una sentencia de primera instancia que hizo lugar a una acción de amparo prohibiendo la fumigación con glifosato y otros productos agroquímicos a menos de ochocientos metros para fumigaciones terrestres y mil quinientos metros para fumigaciones aéreas, a contar del límite del ejido urbano de la localidad de San Jorge (Barrio Urquiza), por aplicación del principio de precaución ambiental, aun cuando no se contaba con pruebas que aportaran una certeza absoluta con relación al riesgo de producción del daño que esos herbicidas ocasionan, o pueden ocasionar al ambiente y a la salud humana y animal. El Dr. Müller, en su voto, sostuvo la decisión de la Cámara del siguiente modo: *“...no contamos en relación a la toxicidad pregonada con una certeza científica absoluta. Ahora, tal ausencia ¿constituye un óbice para la toma de decisión en el presente, si de lo que en verdad se trata es de evitar daños a la salud? La respuesta que a mi juicio se impone es negativa; y, por tanto, me apresuro a señalar que la aplicación del principio precautorio realizado por el juez a quo [de primera instancia] es correcta, ya que el mismo invita a actuar antes de que se obtenga la prueba del riesgo real,*

²² T.S.J. Cba. Voto en disidencia del Dr. Juan C. Cafferatta en autos: “Castellani, Carlos E. y otros c/ Municipalidad de Oncativo”, 11/03/2003, en: Responsabilidad Civil y Seguros, Rubinzal-Culzoni, Santa Fe, 2003, p. 421.

²³ Cámara Civil y Comercial. Córdoba, 2ª Nominación, “Fonseca, Ricardo, Azar, Osvaldo J. Perez Daniel Oscar c/ D.I.P.A.S. (Superior

Gobierno de la Provincia de Córdoba) – Amparo”. Expte. 1032846/36. 16/09/08. Sentencia 151.

²⁴ Peralta Viviana c/ Municipalidad de San Jorge y otros - amparo”, 09/12/2009 (MJ-JU-M-53277-AR | JJ53277).

hipótesis que se encuentra receptada jurisprudencialmente en nuestro derecho como argumento central a los fines de reconocer pretensiones ambientales...”.

Ese fallo se inscribe en la línea jurisprudencial ⁽²⁵⁾ que abrió las vías procesales del amparo y de las medidas autosatisfativas para decidir, en casos urgentes, las pretensiones que tienen por objeto la defensa del ambiente y de la salud de la población frente a los riesgos y peligros que entrañan la utilización de productos o la realización de actividades que se presumen generadoras de potenciales daños ambientales, aunque ellos no se hayan generado aún o, cuando, incluso, se desconozca cuándo se van a ocasionar, en quiénes van a manifestarse y en qué medida. Sucede que la aplicación del principio de precaución ambiental genera una desarticulación –o, al menos, una distensión– de las acrisoladas reglas que regulan la prueba de los hechos y motiva un nuevo análisis del objeto de la prueba en los procesos judiciales, de la carga de la prueba y del procedimiento probatorio en general, a la luz de los nóveles principios de Derecho ambiental, teniendo en vistas que, en esta materia y en estos tiempos, la prueba judicial no

parece ser una cuestión que quede, o que deba quedar, solamente en las manos de las partes del conflicto. El precedente cuadro jurisprudencial puede completarse con un fallo de la Suprema Corte de Justicia de Buenos Aires ⁽²⁶⁾ y con los pronunciamiento de la Corte Suprema de Justicia de la Nación que, en un caso y con el voto de los doctores Lorenzetti, Highton de Nolasco y Fayt ⁽²⁷⁾ precisó que: *“...la aplicación del principio precautorio –el cual, como principio jurídico de derecho sustantivo, es una guía de conducta– establece que, cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la ausencia de información o certeza científica no debe utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces, en función de los costos, para impedir la degradación del medio ambiente (Art. 4º de la ley 25.675)...”* y que, en otra causa ⁽²⁸⁾, señaló que este postulado *“...produce una obligación de previsión extendida y anticipatoria a cargo del funcionario público.*

Por lo tanto, no se cumple con la ley si se otorgan autorizaciones sin conocer el efecto, con el propósito de actuar una vez que esos daños se manifiesten. Por el contrario, el administrador que tiene ante sí

²⁵ En la misma línea pueden citarse los siguientes fallos: “Asociación Coordinadora de Usuarios, Consumidores y Contribuyentes v. ENRE - Edesur s/cese de obra de cableado y traslado de subestación transformadora”, Cámara Federal de Apelación de la Plata, Sala II, 08/07/2003; “CODECI de la Provincia de Río Negro s/ acción de amparo”, Superior Tribunal de Justicia de la Provincia de Río Negro, 16/08/2005; “Peino, Leonardo Esteban y otros c/ Gobierno de la Ciudad de Buenos Aires s/ Amparo”, Juzgado de Primera Instancia en lo Contencioso, Administrativo y Tributario Nº 12 de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, 18/10/2006; “Agüero c/ Municipalidad de Cañuelas”, Cámara Federal de Apelaciones de La Plata, Sala III, 25/10/2007;

“Salas, Dino y otros c. Salta, Provincia de y Estado Nacional s/ Amparo”, Corte Suprema de Justicia de la Nación, 26/03/2009, entre otras.

²⁶ Suprema Corte de Justicia de la Provincia de Buenos Aires. “D. J. E. F. s/ acción de amparo.” 8 de agosto de 2012. MJ-JU-M-74238-AR | MJJ74238 | MJJ74238.

²⁷ C.S.J.N. Fallos: 333:1849. “Alarcón”, Sentencia del 28-II-2010, considerando 7º.

²⁸ C.S.J.N. Fallos: 332:663. “Salas”, Sentencia del 26-III-2009, considerando 2º.

dos opciones fundadas sobre el riesgo, debe actuar precautoriamente, y obtener previamente la suficiente información a efectos de adoptar una decisión basada en un adecuado balance de riesgos y beneficios. La aplicación de este principio implica armonizar la tutela del ambiente y el desarrollo, mediante un juicio de ponderación razonable...".

De acuerdo con lo anterior, la aplicación del principio precautorio supone: 1) Una evaluación –completa, pluridisciplinaria, contradictoria, independiente y transparente– del riesgo de producción de daño ambiental, realizada sobre la base de datos disponibles o antecedentes razonables, en cada caso concreto; 2) La incertidumbre resultante de la evaluación del riesgo y la falta de certeza en cuanto a la producción del daño degradante del ambiente o de la salud humana, esto es: cuándo se producirá, a quiénes afectará y en qué medida; 3) la aceptabilidad del riesgo, de acuerdo con su alcance y naturaleza; y 4) la adopción de medidas de gestión para impedir el daño ambiental, ante el riesgo y aún frente a la incertidumbre, sobre la base de una apreciación política que determine el nivel de protección buscado.

El principio de precaución permite, en definitiva, la adopción de medidas de cautela que admitan la protección del ambiente antes que se produzca realmente el deterioro de éste y que operen preventivamente ante la amenaza a la salud, aunque exista incerteza científica sobre las causas y los efectos de la utilización de

productos o la realización de actividades potencialmente nocivas. En otras palabras, el principio de precaución es un concepto que respalda la adopción de medidas judiciales protectorias antes de contar con una prueba científica completa de un riesgo.

La incorporación en la reforma constitucional del derecho a un ambiente sano y el más noble proceso de constitucionalización del derecho privado al que hemos referido, permiten hoy un mejor enlace y encaje de las añejas instituciones del Derecho Civil con la Constitución y los tratados internacionales a los que ha adherido la Argentina para vigorizar los principios y las reglas que disciplinan la prevención y la reparación de daños en pos del respeto de la dignidad humana.

El principio de precaución ambiental puede verse hoy como uno de los muchos resultados del amalgamamiento de los Derechos público y del privado, teniendo en cuenta su incorporación al bloque de constitucionalidad; y, por consiguiente, la consagración de un conjunto de valores que se constituyen en pilares de la protección del ambiente y del ejercicio de esos derechos a partir de la nueva normativa prevista en el Código Civil y Comercial, como el establecimiento de los límites al ejercicio de los derechos individuales, su compatibilidad con los derechos de incidencia colectiva y su conformidad con las normas del derecho administrativo nacional y local dictadas en el interés público; la prohibición de afectación del funciona-

miento y la sustentabilidad de los ecosistemas, la biodiversidad, el agua, los valores culturales, el paisaje, entre otros, según los criterios previstos en la ley especial; la remisión a la normativa sobre presupuestos mínimos ambientales y su aplicación por cualquier jurisdicción en que se ejerzan los derechos de incidencia colectiva; y la declaración de la ilegitimidad del amparo del ejercicio abusivo de los derechos individuales cuando éstos puedan afectar al ambiente y a los derechos de incidencia colectiva en general.

Conclusión

De acuerdo con lo anterior, consideramos que el microsistema ambiental se ha visto fortalecido por la sanción del nuevo Código Civil y Comercial, integrándose con normas concretas que afianzan y robustecen la legislación de la materia, a la vez que favorecen las condiciones de aplicación del principio precautorio en la resolución de los casos que se presenten, brindando un marco provechoso para su desarrollo.

El nuevo Código Civil y Comercial constituye, a nuestro entender, un significativo avance legislativo en materia ambiental al regular los derechos individuales y derechos de incidencia colectivos.

Ese avance se manifiesta en la constitucionalización del derecho privado, con lo cual los microsistemas que regula –entre ellos el del ambiente– se encuentran interconectados al bloque de constitucionalidad que conforman la Constitución nacional y

los Tratados Internacionales (especialmente los relativos a derechos humanos, que incluyen a la problemática ambiental), y en la consolidación de un piso imper turbable de derechos.

Ley Nacional N° 26.994 se enlaza, así, al conjunto de normas preexistentes y contribuye significativamente a la resolución de conflictos ambientales, en tanto adhiere a los criterios de sustentabilidad que consagra la Constitución; regula novedosamente en materia de bienes colectivos; súa con énfasis la ampliación de los supuestos de abuso del derecho para aquellos casos en que se afectara derechos de incidencia colectiva; acentúa la función preventiva a los fines de evitar la producción de daños, abarcando el daño ambiental colectivo, los daños a las pérdidas de chances y la responsabilidad por actividades peligrosas o riesgosas por naturaleza; y promueve la efectiva realización de los principios básicos de política ambiental, ampliando las facultades de los magistrados para su efectiva aplicación (Caferatta, 2014).

En definitiva, entendemos que la evolución legislativa que significa la entrada en vigencia la Ley Nacional N° 26.994 constituye un positivo aporte para la completitud del ordenamiento jurídico aplicable en materia ambiental, aun cuando reconocemos que, a pesar de la corrección del camino por el que transitan las instituciones jurídicas, aún nos encontramos en pleno desarrollo de las mismas y que esa tarea nos comprende a todos, en pos de conso-

lidar la mejor legislación posible y su más eficiente aplicación.

BIBLIOGRAFÍA

- Caferatta, N. 2014. Derecho ambiental en el Código Civil y Comercial de la Nación. Suplemento Especial Nuevo Código Civil y Comercial 2014 (noviembre). Thomson Reuters La Ley, 17/11/2014.
- Flah, L., R. Aguilar y N. Caferatta. 2014. Código Civil y Comercial Comentado. Tomo I. Ricardo Luis Lorenzetti – Director. Rubinzal - Culzoni Editores, 2014.
- González Vaqué, L. 2006. “El Derecho Alimentario de la Unión Europea: la aplicación del principio de precaución”. En: A Lei agraria nova, Vol I., ABLA.
- Lorenzetti, R. L. 2006. Teoría de la decisión Judicial. Fundamentos del Derecho. Rubinzal Culzoni. Santa Fe, 2006.
- Morales Lamberti, A. 1999. Derecho Ambiental. Instrumentos de política y gestión ambiental. Ed. Córdoba, Córdoba, 1999.
- Mosset Iturraspe, J. 2011. Derecho Civil Constitucional. Rubinzal Culzoni Editores, 2011.
- Rivera, J.C. 2014. El Derecho Privado Constitucional. Revista de Derecho Privado y Comunitario. Rubinzal Culzoni Editores, 1994.
- Saurez Ulloa, M. 2007. Presencia del principio precautorio del derecho (ambiental) de la Unión Europa en el derecho (ambiental) comunitario centroamericano. Tesis inédita.