

SUMARIO

EDITORIAL

- 77 **La polémica sobre la seguridad de los organismos modificados genéticamente y los fitosanitarios y el estudio Seralini.** Javier Aldaz Berruezo.

ORIGINALES

- 82 **Exposure to pentachlorophenol near a wood treatment plant.** Gregory M. Zarus, Lourdes Rosales-Guevara.
- 93 **Daño genético y exposición a plaguicidas en trabajadores agrícolas del Valle de San Quintín, Baja California, México.** Erika Zúñiga Violante, Evarista Arellano García, Lourdes Camarena Ojinaga, Walter Daesslé Heusser, Christine Von-Glascoe, J. Claudia Leyva Aguilera y Balam Ruiz Ruiz.
- 102 **Cadmio en sangre y su relación con el consumo de tabaco en una población laboral hospitalaria.** Avellaneda Díaz Díaz, Montserrat González-Estecha, Elena M. Trasobares Iglesias, César Morales Bayle, Manuel Fuentes Ferrer, Cristina Fernández Pérez.
- 110 **Impacto de los niveles de polen en la utilización de los servicios sanitarios en Santiago de Compostela.** Cristina Márquez Riveras, Silvia Suárez Luque, Teresa Queiro Verdes, M^a Eugenia Lado Lema, M^a Luisa Abraira García.

PROGRAMAS DE VIGILANCIA DE RIESGOS AMBIENTALES PARA LA SALUD

- 122 **Planes de seguridad del agua. Análisis de peligros y evaluación de los riesgos en un abastecimiento de Bizkaia. Aplicación a una captación.** María José Astillero Pinilla, Ana Elortegi Gabikagogeaskoa, Raquel García Vázquez, David Palanca Cañón.
- 126 **Evolución del grado de implantación de programas de autocontrol en las piscinas de temporada en Araba/Álava.** Raquel Hernández García, Nagore Irazabal Tamayo, Arantza Armentia Álvarez.

COLABORACIONES ESPECIALES

- 132 **Metodologías alternativas en el control integrado de larvas de mosquitos urbanos: técnicas de obliteración de lámina de agua.** Roger Eritja.
- 137 **Valoración ecotoxicológica de algunos de los principales grupos terapéuticos encontrados en depósitos SIGRE de oficinas de farmacia.** Margarita Lobo Alonso, María Teresa Frejo Moya, María Jesús Díaz Plaza, Jimena García Lobo.

ESPECIAL CONTRIBUCIÓN

- 151 **A saúde pública e a saúde ambiental em Portugal. Um caminho longo e paralelo.** Mário Durval.

HISTORIAS HETERODOXAS

- 153 **Tierra torturada.** Victoriano Garza Almanza.

INFORMACIÓN BIBLIOGRÁFICA

- 155 **Salud y Territorio.** Francisco Escobar.

REVISTA DE SALUD AMBIENTAL

Revista de la Sociedad Española de Sanidad Ambiental

REVISTA DE SALUD AMBIENTAL, órgano de la Sociedad Española de Sanidad Ambiental, pretende actuar como publicación científica en el ámbito de las disciplinas destinadas a proteger la salud de la población frente a los riesgos ambientales y, a su vez, permitir el intercambio de experiencias, propuestas y actuaciones entre los profesionales de la sanidad ambiental y disciplinas relacionadas como son la higiene alimentaria, la salud laboral, los laboratorios de salud pública, la epidemiología ambiental o la toxicología ambiental.

Periodicidad

Dos números al año

Correspondencia científica

Revista de Salud Ambiental
c/Ramón y Cajal, 5 Oficina 11
28100 Alcobendas (Madrid)

Comité de Redacción

c/Ramón y Cajal, 5 Oficina 11
28100 Alcobendas (Madrid)

Gestión técnica y publicación electrónica: Diffundit Diseño & Comunicación
Diseño y maquetación: Ápice XXII

Esta es una revista electrónica que se encuentra disponible en: <http://ojs.diffundit.com/index.php/rsa>

DERECHOS DE AUTOR. Cuando el manuscrito es aceptado para su publicación, los autores ceden de forma automática los derechos de autor a la Sociedad Española de Sanidad Ambiental.

Salvo indicación contraria, todos los contenidos de la Revista de Salud Ambiental se distribuyen bajo una licencia de uso y distribución Creative Commons Reconocimiento no Comercial 3.0. España (cc-by-nc). Se pueden copiar, usar, difundir, transmitir y exponer públicamente, siempre que se cite la autoría, la URL y la revista, y no se utilicen para fines comerciales.



Normas para autores en: <http://ojs.diffundit.com/index.php/rsa/about/submissions#authorGuidelines>

Revista de Salud Ambiental

Sumario

Editorial

- 77 La polémica sobre la seguridad de los organismos modificados genéticamente y los fitosanitarios y el estudio Seralini.**

Javier Aldaz Berruezo.

Originales

- 82 Exposición ambiental a pentaclorofenol procedente de una planta de tratamiento de maderas.**
Gregory M. Zarus, Lourdes Rosales-Guevara.
- 93 Daño genético y exposición a plaguicidas en trabajadores agrícolas del Valle de San Quintín, Baja California, México.**
Erika Zúñiga Violante, Evarista Arellano García, Lourdes Camarena Ojinaga, Walter Daesslé Heusser, Christine Von-Glascoe, J. Claudia Leyva Aguilera y Balam Ruiz Ruiz.
- 102 Cadmio en sangre y su relación con el consumo de tabaco en una población laboral hospitalaria.**
Avellaneda Díaz Díaz, Montserrat González-Estecha, Elena M. Trasobares Iglesias, César Morales Bayle, Manuel Fuentes Ferrer, Cristina Fernández Pérez.
- 110 Impacto de los niveles de polen en la utilización de los servicios sanitarios en Santiago de Compostela.**
Cristina Márquez Riveras, Silvia Suárez Luque, Teresa Queiro Verdes, M^a Eugenia Lado Lema, M^a Luisa Abraira García.

Programas de Vigilancia de Riesgos Ambientales para la Salud

- 122 Planes de seguridad del agua. Análisis de peligros y evaluación de los riesgos en un abastecimiento de Bizkaia. Aplicación a una captación.**
María José Astillero Pinilla, Ana Elortegi Gabikagogeaskoa, Raquel García Vázquez, David Palanca Cañón.
- 126 Evolución del grado de implantación de programas de autocontrol en las piscinas de temporada en Araba/Álava.**
Raquel Hernández García, Nagore Irazabal Tamayo, Arantza Armentia Álvarez.

Colaboraciones especiales

- 132 Metodologías alternativas en el control integrado de larvas de mosquitos urbanos: técnicas de obliteración de lámina de agua.**
Roger Eritja.
- 137 Valoración ecotoxicológica de algunos de los principales grupos terapéuticos encontrados en depósitos SIGRE de oficinas de farmacia.**
Margarita Lobo Alonso, María Teresa Frejo Moya, María Jesús Díaz Plaza, Jimena García Lobo.

Especial contribución

- 151 La salud pública y la salud ambiental en Portugal. Un camino largo y paralelo.**
Mário Durval.

Historias heterodoxas

- 153 Tierra torturada.**
Victoriano Garza Almanza.

Información bibliográfica

- 155 Salud y territorio.**
Francisco Escobar.

Revista de Salud Ambiental

Contents

Editorial

- 77 The controversy over the safety of Genetically Modified Organisms and pesticides and the Seralini study.**

Javier Aldaz Berruezo.

Original articles

- 82 Exposure to pentachlorophenol near a wood treatment plant.**
Gregory M. Zarus, Lourdes Rosales-Guevara.
- 93 Genetic damage and exposure to pesticides among agricultural workers from Valle de San Quintín, Baja California, México.**
Erika Zúñiga Violante, Evarista Arellano García, Lourdes Camarena Ojinaga, Walter Daesslé Heusser, Christine Von-Glascoe, J. Claudia Leyva Aguilera y Balam Ruiz Ruiz.
- 102 Blood cadmium and its relationship with smoking in a hospital employee population.**
Avellaneda Díaz Díaz, Montserrat González-Estecha, Elena M. Trasobares Iglesias, César Morales Bayle, Manuel Fuentes Ferrer, Cristina Fernández Pérez.
- 110 Impact of pollen levels on the use of health services in Santiago de Compostela.**
Cristina Márquez Riveras, Silvia Suárez Luque, Teresa Queiro Verdes, M^a Eugenia Lado Lema, M^a Luisa Abraira García.

Environmental Health Risks. Surveillance Programmes

- 122 Water safety plans. Hazard study and risk assessment of a water supply system in Bizkaia: application to the water catchment stage.**
María José Astillero Pinilla, Ana Elortegi Gabikagogeaskoa, Raquel García Vázquez, David Palanca Cañón.
- 126 Evolution of the implementation level of self-monitoring programmes for outdoor swimming pools in Araba/Álava.**
Raquel Hernández García, Nagore Irazabal Tamayo, Arantza Armentia Álvarez.

Special articles

- 132 Alternative methodologies in the integrated control of urban mosquito larvae: water surface obliteration techniques.**
Roger Eritja.
- 137 Ecotoxicological assesment of some of the main therapeutic groups present in the 'SIGRE' containers at pharmacies: a pilot study.**
Margarita Lobo Alonso, María Teresa Frejo Moya, María Jesús Díaz Plaza, Jimena García Lobo.

Special contribution

- 151 Public Health and Environmental Health in Portugal. A long and parallel path.**
Mário Durval.

Heterodox History

- 153 Tortured Earth.**
Victoriano Garza Almanza.

Bibliographic Information

- 155 Health and territory.**
Francisco Escobar.

Revista de Salud Ambiental

Sumário

Editorial

- 77 A controvérsia sobre a segurança dos organismos geneticamente modificados e pesticidas e estudo Seralini.**

Javier Aldaz Berruezo.

Originais

- 82 Exposição ambiental ao pentaclorofenol procedentes de uma unidade de tratamento de madeira.**

Gregory M. Zarus, Lourdes Rosales-Guevara.

- 93 Danos genéticos e exposição a pesticidas em trabalhadores agrícolas do Vale San Quintin, Baja California, México.**

Erika Zúñiga Violante, Evarista Arellano García, Lourdes Camarena Ojinaga, Walter Daesslé Heusser, Christine Von-Glascoe, J. Claudia Leyva Aguilera y Balam Ruiz Ruiz.

- 102 Cádmio presente no sangue e a sua relação com o consumo de tabaco numa população de trabalhadores de um hospital.**

Avellaneda Díaz Díaz, Montserrat González-Estecha, Elena M. Trasobares Iglesias, César Morales Bayle, Manuel Fuentes Ferrer, Cristina Fernández Pérez.

- 110 Impacto dos níveis de pólen na utilização de serviços de saúde em Santiago de Compostela.**

Cristina Márquez Riveras, Silvia Suárez Luque, Teresa Queiro Verdes, M^a Eugenia Lado Lema, M^a Luisa Abreira García.

Programas de vigilância riscos de saúde ambiental

- 122 Planos de Segurança da Água. Análise de perigos e avaliação de riscos num abastecimento de Biscaia. Aplicação a uma captação.**

María José Astillero Pinilla, Ana Elortegi Gabikagogeaskoa, Raquel García Vázquez, David Palanca Cañón.

- 126 Evolução do grau de implementação de programas de autocontrolo em piscinas sazonais em Araba/Álava.**

Raquel Hernández García, Nagore Irazabal Tamayo, Arantza Armentia Álvarez.

Colaborações especiais

- 132 Metodologias alternativas no controlo integrado de larvas de mosquitos nas áreas urbanas: técnicas de obliteração da superfície da água.**

Roger Eritja.

- 137 Avaliação ecotoxicológica de alguns dos principais grupos terapêuticos encontrados em depósitos SIGRE de farmácias.**

Margarita Lobo Alonso, María Teresa Frejo Moya, María Jesús Díaz Plaza, Jimena García Lobo.

Contribuição especial

- 151 A saúde pública e a saúde ambiental em Portugal. Um caminho longo e paralelo.**

Mário Durval.

Histórias heterodoxas

- 153 Terra torturada.**

Victoriano Garza Almanza.

Informação bibliográfica

- 155 Saúde e território.**

Francisco Escobar.

REVISTA DE SALUD AMBIENTAL
Sociedad Española de Sanidad Ambiental

COMITÉ EDITORIAL

Fundador

José Vicente Martí Boscà
Direcció General d'Investigació y Salut Pública. Valencia. España

Director

Emiliano Aránguez Ruiz
Consejería de Sanidad. Comunidad de Madrid. España

Directoras adjuntas

Rosalía Fernández Patier
Instituto de Salud Carlos III. España

Silvia Suárez Luque
Consellería de Sanidade. Xunta de Galicia. España

Directores territoriales

Portugal

Rogério Paulo Silva Nunes
Sociedade Portuguesa de Saúde Ambiental. Portugal

Iberoamérica

Volney Magalhães Câmara
Universidade Federal do Rio de Janeiro. Brasil

Estados Unidos

Gilma C. Mantilla
International Research Institute for Climate and Society (IRI).
Earth Institute at Columbia University. EEUU

Luis Francisco Sánchez Otero
Organización del Tratado de Cooperación Amazónica. Brasil

Editores asociados

Antonio López Lafuente
Universidad Complutense de Madrid. España

José Jesús Guillén Pérez
Universidad de Murcia. España

Antonio Segura Frago
Instituto de Ciencias de la Salud de Castilla-La Mancha. España

Juan Atenza Fernández
Instituto de Ciencias de la Salud de Castilla-La Mancha. España

Daniel Forsin Buss
Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental -
IOC – FIOCRUZ. Rio de Janeiro, Brasil.

Margarita Palau Miguel
Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad. España

Javier Aldaz Berrueto
Instituto de Salud Pública de Navarra. España

María M. Morales Suárez-Varela
Universitat de València. España

Jesús María Ibarluzea Maurologoitia
Departamento de Sanidad Gobierno Vasco. Instituto de
Investigación Sanitaria BioDonostia, CIBERESP. España

Rafael J. García-Villanova
Facultad de Farmacia. Universidad de Salamanca. España

Stella Moreno Grau
Universidad Politécnica de Cartagena. España.

JUNTA DIRECTIVA DE LA SOCIEDAD ESPAÑOLA DE SANIDAD AMBIENTAL

Presidente

José M^a Ordóñez Iriarte

Vicepresidente

Ángel Gómez Amorín

Secretaria

Guadalupe Martínez Juárez

Tesorero

José Jesús Guillén Pérez

Vocales

Emiliano Aránguez Ruiz
Covadonga Caballo Diéguez

Ana Fresno Ruiz

Saúl García dos Santos-Alves

Antonio López Lafuente

Isabel Marín Rodríguez

María Teresa Martín Zuriaga

María Luisa Pita Toledo

Revisores del año 2012

Alberto Bernués Bañeres	Jesús María Ibarluzea Maurologoitia,
Ana Fresno Ruiz	Juan Atenza Fernández
Ángel Gómez Amorín	María Barberá Riera
Antonio López Lafuente	María Luisa Pita Toledo
Antonio Segura Fragoso	Patricia Cervigón Morales
Concepción de Paz Collantes	Rafel García-Villanova
Covadonga Caballo Diéguez	Rogério Paulo Silva Nunes
Eduardo de la Peña de Torres	Rosalía Fernández-Patier
Eladia Franco Vargas	Rubén Bueno Marí
Emiliano Aránguez Ruiz	Santiago Moreno Alcalde
Guadalupe Martínez Juárez	Saúl García Dos Santos
Isabel Abad Sanz	Silvia Suárez Luque
Isabel Marín Rodríguez	Stella Moreno Grau
José Jesús Guillén Pérez	Teresa Ferrer Gimeno
José María Ordóñez Iriarte	Teresa Martín Zuriaga
José Vicente Martí Bosca	

La polémica sobre la seguridad de los organismos modificados genéticamente y los fitosanitarios y el estudio Seralini

The controversy over the safety of Genetically Modified Organisms and pesticides and the Seralini study

A controvérsia sobre a segurança dos organismos geneticamente modificados e pesticidas e estudo Seralini

El día 19 de septiembre de 2012, la revista Food and Chemical Toxicology¹ publicó un estudio del grupo investigador de la Universidad de Caen liderado por el Dr. Gilles Eric Seralini sobre la toxicidad a largo plazo, 2 años, del herbicida de amplio espectro ROUNDUP[®] formulado a base del principio activo glifosato y del maíz NK603, planta modificada genéticamente con inserción de dos genes de la bacteria del suelo *Agrobacterium sp.* Estos genes se insertan en un solo lugar del genoma del maíz junto con los genes promotores que permiten expresar dos enzimas, la CP4 EPSPS y la CP4 EPSPS L214 que confieren al maíz la tolerancia al glifosato. Como resultado del estudio, los autores han encontrado un aumento de la mortalidad y de la tasa de tumores en varios lotes de ratas alimentadas durante dos años con maíz NK 603, tolerante al glifosato tratado y no tratado con el producto herbicida ROUNDUP[®] WEATHER MAX o alimentados con agua de bebida que contenía diversas dosis del herbicida ROUNDUP[®] GT PLUS. El estudio ha tenido un inusitado eco mediático a partir de su publicación en la revista Food and Chemical Toxicology y la aparición ese mismo día de un nuevo artículo en el semanal *Le Nouvel Observateur* y posteriormente las opiniones encontradas de numerosos científicos y grupos científicos hechos públicos en diferentes medios. Sin duda, el estudio de Seralini renueva el debate social sobre la seguridad para la salud humana y el medio ambiente de los Organismos Modificados Genéticamente (OMG) y los productos fitosanitarios.

¿Qué son los organismos modificados genéticamente? En España, la Ley 9/2003² los define como *"cualquier organismo, con excepción de los seres humanos, cuyo material genético ha sido modificado de una manera que no se produce de forma natural en el apareamiento o en la recombinación natural, siempre que se utilicen las técnicas que reglamentariamente se establezcan"*. La tecnología utilizada para producir estos organismos se denomina ingeniería genética o técnica del ADN recombinante que acelera y dirige los cambios genéticos que de forma natural se producen muy lentamente pero han tenido como consecuencia la diversidad biológica, la aparición de las diferentes especies, muchas de ellas desaparecidas

con el tiempo y la gran variabilidad existente entre los individuos dentro de las especies que han extendido la vida a la práctica totalidad de ambientes terrestres. Los cambios genéticos en la naturaleza se producen al azar y solo la presión de la selección natural hace que un cambio genético sea favorable y se trasmite a las nuevas generaciones.

El conocimiento de la estructura del ADN en el año 1952 y la rápida investigación en el campo de la genética, permitió en 1970 reconocer y cortar el ADN en secuencias específicas dando lugar a la denominada ingeniería genética o biotecnología. Podríamos definir la ingeniería genética como el conjunto de técnicas que permiten cambiar las características de un organismo mediante la modificación dirigida y controlada de su genoma, modificando, añadiendo o eliminando alguno de sus genes o rompiendo las barreras entre las especies para permitir la transferencia de material genético útil para determinadas finalidades. Actualmente encontramos con frecuencia muchos productos obtenidos con diferentes finalidades y que utilizan estas técnicas, por ejemplo para aplicaciones médicas como la insulina recombinante idéntica a la humana de la que depende actualmente la vida de millones de diabéticos, la producción de vacunas y antibióticos, alimentos, productos industriales y organismos utilizados en la mejora y protección del medio ambiente. Si bien las aplicaciones médicas son generalmente bien aceptadas por la población, no ocurre lo mismo con otras aplicaciones de la biotecnología. Este rechazo se produce, sobre todo en el caso de las denominadas plantas transgénicas, posiblemente porque la mayor parte de las modificaciones de las plantas no mejoran la calidad nutricional del alimento en beneficio del consumidor sino el rendimiento de los cultivos, de manera que el beneficio inmediato es para los agricultores y para las empresas productoras de semillas y fitosanitarios. La percepción del riesgo está sin duda muy influenciada por la valoración que el consumidor hace de su balance personal del coste-beneficio de los productos.

Son muchas las aplicaciones de las modificaciones genéticas en plantas. Entre otras modificaciones, se han

introducido genes con objeto de mejorar la conservación de los frutos, plantas utilizadas como biorreactores para producir lípidos, hidratos de carbono, polipéptidos o enzimas de interés industrial o farmacéutico o las que mejoran la composición nutricional de los alimentos convencionales. Sin embargo, las modificaciones más frecuentes de las plantas son las que confieren tolerancia a herbicidas y resistencia a insectos. En el primer caso, se introducen genes que permiten eliminar la interferencia de los herbicidas con determinadas vías metabólicas de las plantas para evitar la muerte de la planta modificada, caso del maíz NK603. En el segundo grupo de plantas modificadas, se introducen genes que codifican toxinas específicas para insectos plagas de las plantas, normalmente toxinas Cry procedentes de la bacteria natural *Bacillus thuringiensis*. Los tipos de OMG que se han desarrollado y comercializado hasta ahora con mayor frecuencia derivan de plantas de las especies maíz, soja, colza, patata, remolacha y algodón.

Como ocurre con cualquier técnica nueva para la que existe una experiencia limitada y corta en el tiempo, las plantas obtenidas por ingeniería genética plantean muchas incertidumbres sobre sus posibles efectos en el medio ambiente y en la salud de los consumidores. Entre estas incertidumbres, se plantean riesgos sobre la salud humana y de naturaleza medioambiental y socioeconómica. El riesgo de transferencia de genes de resistencia a antibióticos utilizados para la selección de las plantas modificadas, la pérdida de biodiversidad, el impacto socioeconómico de la comercialización de semillas y plantas modificadas en manos de pocas empresas, los problemas de coexistencia con cultivos ecológicos o exentos de transgenes y la posible toxicidad o alergenicidad de los alimentos que consisten o se obtienen de OMG, son algunos de los riesgos que se consideran en las evaluaciones del riesgo.

Los datos publicados en la última encuesta del Eurobarómetro, "Los Europeos y la biotecnología en 2010", permiten valorar la situación de la opinión pública y la percepción de los ciudadanos europeos sobre los alimentos transgénicos. En España, el 53% de la población se opone a introducir genes de otras especies en los alimentos mientras que tan solo el 27% se muestra de acuerdo. En Europa, el 61% de los ciudadanos rechaza los alimentos transgénicos, habiéndose incrementado el rechazo en un 4% desde la anterior encuesta de 2005. Puede afirmarse que existe una amplia contestación social a estos alimentos y a la tecnología en la que se basan.

En el ámbito científico existe un consenso general que considera a los OMG como no intrínsecamente peligrosos. No obstante, también es unánimemente acepta-

do que antes de su comercialización es preciso efectuar caso por caso y paso a paso una evaluación de su seguridad para el medio ambiente, la salud humana y la salud animal, comenzando por la investigación en laboratorio, seguido de las liberaciones voluntarias y finalmente en la etapa de autorización de la comercialización. Estas evaluaciones deben demostrar sin lugar a dudas la seguridad del organismo modificado y de los alimentos producidos a partir de dichos organismos. Este enfoque cuenta con el respaldo de organizaciones internacionales tales como la OMS, el Codex Alimentarius, la FAO o la OCDE.

Como no puede ser menos, la legislación de la UE sigue el enfoque recomendado internacionalmente, refleja los requisitos del Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología, del que la UE es signataria, y establece un marco legal muy estricto desde el año 1990 que exige que la autorización de los OMG, cuando se pretende destinarlo a fines alimentarios, se base en un procedimiento de evaluación científica de los riesgos para la salud y el medio ambiente establecido en el Reglamento CE/1829/2003³ que confía la evaluación de los OMG a la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA). La EFSA incluye en su evaluación la consulta a las autoridades competentes de los estados miembros que pueden valorar los elementos de los documentos presentados por las empresas que solicitan las autorizaciones y trasladar sus comentarios. Hay que añadir que EFSA ha publicado las líneas directrices y diferentes guías para la evaluación de los OMG que precisan las exigencias del Reglamento.

El expediente de autorización que presentan las empresas interesadas en la comercialización de OMG para alimentos o piensos debe incluir una serie de estudios con objeto de identificar y caracterizar los posibles efectos negativos derivados del consumo humano o animal de las plantas modificadas y de los productos derivados. Entre estos datos de los OMG, se incluye la información analítica, la caracterización molecular, la secuenciación del ADN y proteínas codificadas por el transgén y el análisis comparado de la planta modificada y la convencional no modificada. Los estudios de toxicidad incluyen la toxicidad aguda y subcrónica con la comprobación entre otros, de la mortalidad, posibles enfermedades y la determinación de parámetros hematológicos, bioquímicos y de crecimiento de los animales. Se incorporan también estudios de alimentación para demostrar la equivalencia nutricional y la comparación de las secuencias de las proteínas y péptidos modificados con bases de datos de proteínas tóxicas. Finalmente, se evalúa la alergenicidad potencial de los OMG y de las proteínas expresadas en dichos organismos.

En España la autoridad competente en estos procedimientos es el Consejo Interministerial de Organismos Modificados Genéticamente asesorado por la Comisión Nacional de Bioseguridad. Ambos organismos han sido creados por la Ley 9/2003.

En el caso del estudio de Seralini, además de la seguridad del OMG, es igualmente relevante el procedimiento europeo que se sigue para la autorización de la comercialización de los productos fitosanitarios. El Reglamento 1107/2009⁴ es el marco armonizado en Europa para la autorización de las sustancias y preparados fitosanitarios (incluido el herbicida glifosato). El proceso es complejo, requiere la presentación por la empresa promotora de un dossier y se desarrolla en dos fases. La primera fase se realiza colectivamente por los estados miembros para identificar los peligros de las sustancias activas y la evaluación de riesgos derivados de un preparado de referencia para disponer de la información necesaria para la autorización o no de las sustancias. La segunda etapa se desarrolla solo para las sustancias autorizadas en la fase anterior para evaluar los riesgos y beneficios agronómicos de los preparados comerciales.

El maíz NK603, la sustancia activa herbicida glifosato y las diferentes formulaciones en los preparados comerciales denominados ROUNDUP®, han sido sometidos a las evoluciones descritas anteriormente a petición de la empresa Monsanto Europe, S.A. El año 2003, EFSA emitió su informe favorable y, finalmente, la comercialización del maíz NK603 para alimentación humana³ y animal⁴ fue autorizada el año 2005 y 2004 respectivamente por dos Decisiones de la Comisión Europea.

El producto utilizado en el estudio de Seralini para su administración a los animales de experimentación con el agua de bebida, es el ROUNDUP® GT PLUS. La sustancia activa del producto es el glifosato en forma de isopropilamina. Esta sustancia activa fue aprobada en Europa en 2001 y actualmente se encuentra en situación de reevaluación por Alemania, estado miembro ponente que conduce este proceso y que debe emitir su informe a EFSA y al resto de estados miembros en junio de 2013. Un factor que debe considerarse en las evaluaciones de riesgo de estos productos, son los denominados coformulantes. En la evaluación en curso se considera que la exposición de los consumidores de los alimentos tratados con este preparado o a través de las aguas subterráneas o del agua de bebida no es significativa.

¿Cómo es posible que tras la evaluación del riesgo del maíz y de los herbicidas en el prudente marco reglamentario europeo y su consecuente autorización, el estudio Seralini tenga unos resultados tan alarmantes en ensayos

a largo plazo de exposición a estos productos? En primer lugar describiremos el diseño del estudio sin grandes detalles. Diez grupos de diez ratas Sprague Dauley de cada sexo han sido alimentadas durante 2 años con los siguientes regímenes de alimentos:

- 33% de maíz no GM (grupo de control).
- 11, 22 o 33% de maíz NK 603 no tratado con ROUNDUP® WEATHER MAX.
- 11, 22 o 33% de maíz NK 603 tratado con ROUNDUP® WEATHER MAX.
- 33% de maíz no GM y agua de bebida conteniendo 3 dosis diferentes de ROUNDUP® GT PLUS.

Se ha hecho un seguimiento de mortalidad de las ratas y de incidencia de tumores en cada grupo así como estudios histológicos y de microscopía electrónica de los órganos en los que se ha detectado alguna enfermedad en el curso del ensayo. Los autores completan el estudio con un análisis estadístico discriminante, OPLS-DA (*orthogonal partial least squares-discriminant analysis*) y afirman que el ensayo se ajusta a los protocolos de la OCDE.

Los resultados que se presentan en la publicación se resumen en una mortalidad e incidencia de tumores más precoces en todos los grupos tratados con glifosato en relación al grupo control en el caso de las ratas hembras y en los grupos que consumieron el maíz modificado para los animales machos. Las enfermedades más frecuentemente observadas son los tumores mamarios y anomalías hipofisarias en las ratas hembras y enfermedades hepáticas, del tracto hepatodigestivo y renales en el caso de las ratas machos. Estas enfermedades se ilustran con imágenes histológicas. En cuanto a los datos bioquímicos, su tratamiento estadístico permite discriminar entre los correspondientes al grupo de hembras alimentado con el 22% de maíz NK603 no tratado y el grupo control, siendo las diferencias más significativamente modificadas los niveles de estrógenos en sangre. Los autores interpretan el conjunto de los cambios detectados como una toxicidad alimentaria hormona-dependiente, no lineal en relación con las dosis y con efectos diferentes en cada sexo.

Tras la publicación del artículo, las autoridades de salud pública de la Unión Europea han encargado a EFSA la revisión crítica del estudio de Seralini, de su metodología, resultados y conclusiones. Paralelamente, varias agencias de los estados miembros han sido requeridas por sus autoridades para una revisión paralela del estudio del grupo Seralini. En España, la Comisión Nacional de Bioseguridad ha remitido sus comentarios al correspondiente órgano interministerial.

En las primeras revisiones y valoraciones del informe publicados por estas agencias europeas^{7,8,9} se concluye de forma unánime que su calidad científica es insuficiente y por ello, las conclusiones de los autores no están adecuadamente fundamentadas por las pruebas experimentales debido a la insuficiencia del estudio en cuanto a sus objetivos, el protocolo seguido, su desarrollo, la presentación y la interpretación de los resultados. En todos los casos, las agencias reclaman que los autores faciliten los datos completos del estudio.

Sin embargo, el Instituto Federal de Evaluación de Riesgos de Alemania, añade que el estudio Seralini puede aportar una información válida para el estudio experimental de la posible influencia de los coformulantes en los efectos a largo plazo de los productos fitosanitarios. Otras recomendaciones de las agencias evaluadoras plantean el refuerzo de los estudios de toxicidad subcrónica de 90 días con una metodología de mayor nivel de exigencia y basada en las normas de la OCDE para estudios a largo plazo y buenas prácticas de laboratorio. En la primavera de 2012, se presentó a los países miembros un proyecto de Reglamento que incorpora estas exigencias en los estudios de 90 días. En cuanto a los productos fitosanitarios, se propone ampliar los actuales procedimientos para ensayar en profundidad los posibles efectos acumulativos entre sustancias activas y coformulantes e incluirlo en la normativa regulatoria comunitaria. En otro orden de recomendaciones, las agencias proponen que se profundice en la investigación básica sobre los disruptores endocrinos, sustancias químicas, algunas de ellas utilizadas como fitosanitarias, que pueden alterar el equilibrio hormonal, y en las incertidumbres existentes sobre los efectos de las bajas dosis de estas sustancias y de mezclas complejas que requieren la identificación de las posibles sinergias, en la actualidad, frecuentemente desconocidas.

La investigación desarrollada por el grupo de Seralini, es un estudio que implica grandes medios y su enfoque es muy original por cuanto no es frecuente la publicación de ensayos que incluyen el estudio conjunto de los efectos a largo plazo y a diferentes dosis y en diferentes combinaciones en la dieta de los OMG y del herbicida al que la planta es tolerante y el seguimiento de la evolución de los parámetros bioquímicos, urinarios y el control histológico de los animales que desarrollan alguna enfermedad. Con carácter general, en la publicación del informe Seralini, las revisiones publicadas echan en falta la información sobre la composición exacta de los alimentos administrados a los animales de experimentación y por lo tanto su exposición exacta a herbicidas y al maíz modificado, los criterios para escoger las dosis y su control, el número y el origen de las ratas utilizadas, el número

de ratas por lote, el tamaño y el número de lotes de los grupos de control, la información sobre los abandonos y el tratamiento estadístico de los datos. Los datos que se reclaman al grupo Seralini son: las condiciones de tratamiento del maíz con productos con glifosato, la composición química del maíz, su contenido en micotoxinas, glifosato y sus residuos, la composición exacta de la dieta administrada a los grupos de ratas con 11%, 22% y 33% de maíz tratado con glifosato y la conservación de los alimentos suministrados. Hay que señalar que las primeras revisiones hechas por las agencias con los primeros datos brutos facilitados por el grupo Seralini, no permiten encontrar, una vez corregidos los sesgos, diferencias significativas entre la mortalidad o la incidencia y precocidad de tumores en los diferentes grupos estudiados. Además, el procedimiento estandarizado por la OCDE para ensayos con animales de experimentación para determinar la incidencia de tumores, recomienda utilizar 50 ratas por sexo en lugar de los 10 utilizados en el estudio Seralini (procedimientos OCDE 451, estudio de cancerogénesis, y OCDE 453, estudios combinados de toxicidad crónica y de cancerogénesis).

El informe EFSA reconoce que puede resultar sorprendente que su revisión se centre en la metodología del estudio y no en los resultados, justificando este enfoque en que esta es la parte fundamental de cualquier investigación para garantizar que los resultados de la misma son válidos. Por lo tanto, la EFSA no considera necesario revisar en este momento su evaluación del riesgo del maíz NK603 previa a la autorización en alimentación humana o animal o la evaluación del glifosato actualmente en curso.

Por su parte, la empresa MONSANTO promotora del maíz NK603 y del herbicida estudiados por el grupo Seralini ha hecho público un informe de revisión de las evidencias existentes en cuanto a los posibles efectos negativos del glifosato y de los organismos modificados genéticamente y comentarios críticos relativos a diferentes aspectos del estudio, diseño, metodología, diferencias del germoplasma de los maíces utilizados como alimento de los grupos de animales utilizados en el experimento y otras objeciones sobre el desarrollo y la interpretación de la investigación.

Sin duda el informe del grupo Seralini plantea serias dudas sobre su validez en los diferentes aspectos antes analizados. Sin embargo, ha reabierto el debate social y la controversia existente en los medios científicos sobre la seguridad alimentaria de los organismos modificados genéticamente y la suficiencia de los procedimientos actualmente utilizados para asegurar su inocuidad y equivalencia con los alimentos convencionales exis-

tentes y sobre los productos fitosanitarios, sus residuos y metabolitos incluso a pequeñas dosis y utilizados en combinación con otras sustancias. Si las conclusiones del estudio se llegaran a confirmar, al menos en parte, una vez entregada la información requerida por las autoridades europeas al doctor Seralini, tendría una indudable trascendencia en la revisión de la situación actual de los OMG en Europa, ya que automáticamente debería revisarse la seguridad de todos los alimentos basados en estos organismos que se comercializan actualmente así como la validez de los procedimientos y la evaluación de riesgos que los reglamentos europeos exigen. Sin embargo, el rechazo del estudio de Seralini podría facilitar que la Comisión Europea autorice nuevos cultivos y la comercialización de otros productos destinados a la alimentación animal y humana en la UE, autorizaciones que se encuentran actualmente en fase de evaluación previa.

Javier Aldaz Berruezo
 Miembro del Consejo Editorial de la RSA
 Jefe de Servicio de Seguridad Alimentaria y Sanidad Ambiental
 Instituto de Salud Pública y Laboral de Navarra.
 Secretario de la Comisión Foral de Bioseguridad de Navarra
 Representante de Navarra en la Comisión Nacional de Bioseguridad
 Correo e.: jaldazbe@navarra.es

Referencias:

1. Seralini GE et al. Long term toxicity of a Roundup herbicide and a Roundup-tolerant genetically modified maize. *Food and Chemical Toxicology*. [Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0278691512005637>]
2. Ley 9/2003, de 25 de abril, por la que se establece el régimen jurídico de la utilización confinada, liberación voluntaria y comercialización de organismos modificados genéticamente. Publicada en el BOE num. 100, de 26 de abril de 2003.
3. Reglamento CE/1829/2003, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de septiembre de 2003, sobre alimentos y piensos modificados genéticamente. (DOCE 12.01.07)
4. Reglamento CE/1107/2009, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009, relativo a la comercialización de productos fitosanitarios y por el que se derogan las Directivas 79/117/CE y 91/414/CE, del Consejo. (DOCE 24.11.09)
5. Decisión 2005/448/CE de la Comisión Europea, de 3 de marzo de 2005, relativa a la comercialización de alimentos e ingredientes alimentarios derivados del maíz modificado genéticamente de la línea NK603 como nuevos alimentos o ingredientes alimentarios con arreglo al Reglamento CE nº 258/97 del Parlamento Europeo y del Consejo (DOCE 21.06.05).
6. Decisión 2004/643/CE de la Comisión Europea, de 19 de julio de 2004, relativa a la comercialización de conformidad con la Directiva 2001/18/CE, de un tipo de maíz (*Zea Mays* L. línea NK603) modificado genéticamente para hacerlo resistente al glifosato (DOCE 18.09.04)
7. Revisión de EFSA NK603 y herbicidas estudiados en el informe Seralini y colaboradores. [Disponible en: <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/2910.pdf>]
8. Revisión inicial del Instituto Federal de Evaluación del Riesgo. BfR. [Disponible en: <http://www.bfr.bund.de/cm/343/veroeffentlichung-von-seralini-et-al-zu-einer-fuetterungsstudie-an-ratten-mit-gentechnischveraendertem-mais-nk603-sowie-einer-glyphosathaltigen-formulierung.pdf>]
9. Informe de la Agencia Francesa de Seguridad Sanitaria de la alimentación, el medio ambiente y el trabajo. ANSES relativo al Estudio Seralini et al. (2012) Disponible en: <http://www.anses.fr/Documents/BIOT2012sa0227.pdf>
10. DRAFT OECD GUIDELINE FOR THE TESTING OF CHEMICALS. Test Guideline 451: Carcinogenicity Studies Disponible en: <http://www.oecd.org/chemicalsafety/testingofchemicals/41753121.pdf>
11. DRAFT OECD GUIDELINE FOR THE TESTING OF CHEMICALS. Combined Chronic Toxicity\Carcinogenicity Studies. Disponible en: <http://www.oecd-ilibrary.org/docserver/download/9745301e.pdf?expires=1356027909&id=id&accname=guest&checksum=D641240DA1E7067C34DEA2E3711C4FC5>

Exposure to pentachlorophenol near a wood treatment plant

Exposición ambiental a pentaclorofenol procedente de una planta de tratamiento de maderas

Exposição ambiental ao pentaclorofenol procedentes de uma unidade de tratamento de madeira

Gregory M. Zarus and Lourdes Rosales-Guevara.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Los resultados y conclusiones de este artículo son los de los autores y no representan necesariamente los puntos de vista de la agencia.

Cita: Zarus GM, Rosales-Guevara L. Exposure to pentachlorophenol near a wood treatment plant. Rev. salud ambient. 2012;12(2):82-92.

Recibido: 27 de enero de 2012. **Aceptado:** 4 de mayo de 2012. **Publicado:** 27 de diciembre de 2012.

Autor para correspondencia: Gregory M. Zarus (Correo e: gzarus@cdc.gov).

Agency for Toxic Substances and Disease Registry: Division of Health Assessment and Consultation. Department of Health and Human Services: 4770 Buford Highway, (F-59) Atlanta, GA 30341. 4770 Buford Hwy MS F59, Atlanta, GA 30341-3717.

Financiación: Ninguna.

Declaración de conflicto de intereses: Los autores declaran que no existen conflictos de intereses que hayan influido en la realización y la preparación de este trabajo.

Abstract

Exposure to pentachlorophenol (PCP) near a wood treatment plant was investigated by collecting urine samples from residents (n=31), following air sampling. PCP was elevated in air and in urine following odor complaints. Airborne levels (8-hr maximum of 29 µg/m³) were higher than background ones (<1.3 µg/m³). Women more frequently had detectable urine PCP and had higher urine PCP than the US general population; men infrequently had detectable urine PCP and were not statistically different from the US general population. Approximately 22% (95%CI: 6.41–47, 64%) of the women had urine PCP levels that were above the 95th percentile of US women. Moreover, the 75th percentile concentration of community women averaged 4.7 times higher than the 75th percentile concentration of US women. In all households where at least one partner had detectable levels, women had higher PCP levels than men.

Keywords: Pentachlorophenol, biomonitoring, odor complaints.

Resumen

Se investigó la exposición a pentaclorofenol (PCF) en las proximidades de una planta de tratamiento de madera analizando tanto muestras de orina de residentes (n=31) como la concentración en aire. El PCF se encontraba en niveles elevados en aire y en orina en zonas donde se habían recibido quejas por olores. Los niveles en aire (máximo octohorario de 29 µg/m³) eran más altos que los niveles de fondo (<1,3 µg/m³). Las mujeres presentaron con mayor frecuencia niveles de PCF detectables en orina y niveles más altos que la población general de USA; en los hombres los niveles detectables de PCF en orina fueron poco frecuentes y sin diferencias estadísticamente significativas con los niveles de la población general. Aproximadamente el 22 % (IC 95%: 6,41-47,64%) de las mujeres presentaron niveles de PCF en orina que estaban por encima del percentil 95 de las mujeres americanas. Además, el percentil 75 de las concentraciones en las mujeres fue en promedio 4,7 veces más alto que el mismo percentil en las mujeres americanas. En todas las viviendas donde al menos una persona tenía niveles detectables, las mujeres tuvieron niveles más altos que los hombres.

Palabras clave: Pentaclorofenol, biomonitorización, denuncias por olores.

Resumo

Investigou-se a exposição a pentaclorofenol (PCP) nas proximidades de uma indústria de tratamento de madeira analisando amostras de urina de residentes (n = 31) bem como a concentração deste composto no ar. Encontraram-se níveis elevados de PCP no ar e na urina em áreas onde foram registadas queixas de maus cheiros. Os níveis no ar (máximo de 29 µg/m³ para oito horas) encontravam-se superiores aos níveis do tipo de influência fundo (<1,3 µg/m³). As mulheres apresentaram com maior frequência níveis

de PCP detetáveis na urina e tinham níveis mais elevados de PCP na urina do que a população em geral dos USA. Nos homens foi pouco frequente a identificação de níveis de PCP detetáveis na urina e sem diferenças significativas relativamente à população em geral. Aproximadamente 22% (IC 95%: 6,41-47,64%) das mulheres apresentaram níveis de PCP na urina que estavam acima do percentil 95 das mulheres americanas. O percentil 75 das concentrações nas mulheres foi em média 4,7 vezes superior ao mesmo percentil nas mulheres americanas.

Em todos os agregados familiares, onde pelo menos uma pessoa possuía níveis detetáveis, verificou-se que as mulheres apresentavam sempre valores mais elevados que os homens.

Palavras-chave: pentaclorofenol, biomonitorização, queixas de maus cheiros.

INTRODUCTION

Odors originating from pentachlorophenol (PCP) wood treatment are commonly reported by communities. Odors associated with the PCP process come from a mixture of solvents, wood residues, and PCP. Occupational exposure to PCP can damage the immune system and cause reproductive and developmental anomalies; yet, little is known about community exposures¹. In July 2003, a private citizen petitioned the Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) for a public health evaluation of emissions from a local wood treatment plant in East Point, Georgia (GA) USA. The plant treated wood with creosote and PCP. The petitioner believed that these chemicals had been released into ambient air. From October 2003 to March 2004, the ATSDR collected air samples and identified many process-related chemicals, including PCP². PCP was detected at a mean level of 8.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (and a range from 1.3 to 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in 9 of 10 downwind samples. Because of the lack of literature available to assess the effects of PCP inhalation exposures at those levels, the ATSDR proposed a second investigation that included air sampling followed by urine sampling². The objective of this second investigation was to establish whether or not the urine PCP levels of residents within a mile of the wood treatment plant were elevated, as defined by the CDC's National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals³. As recent studies have indicated that current PCP use results in little or no detectable dioxin exposure, possibly due to better PCP formulation, the investigation focused on PCP alone^{4,5}.

METHODS

Sampling for air and urine was conducted within a zone where PCP was detected during the previous investigation. The zone included an area approximately 1 mile downwind from the plant in which approximately 2000 people live. At a community meeting with over 200 attendees, we presented the findings of our first (air) investigation and proposed a plan for a follow-up investigation focusing on PCP in urine. We presented a map with

the wood treatment plant in the center and a circle providing a one-mile radius around the plant. The map was divided into four pie-shaped wedges of different colors to represent different wind sectors (Figure 1). Volunteers were asked to determine which sector they lived in, and to provide their contact information on a colored sheet corresponding to the relevant sector. Information was only requested from those volunteers who spent more than 12 hrs in the sector each day. Several dozen residents volunteered, and several indicated that they had additional family members who lived with them. One sector was represented by only one volunteer; therefore, this sector was visited to recruit other potential volunteers. Additional letters and e-mails were sent to the community, along with our contact information. In all, over 80 community people were willing to participate in the study. The residents were asked to call the ATSDR during an odor event. Soon after the time of the calls, air was sampled downwind of the plant and near the homes of residents who telephoned. All neighboring volunteers were contacted from the list of volunteers in each sector, and these volunteers visited other neighbors close by to secure urine samples. All urine samples were collected within three days of the air sampling.

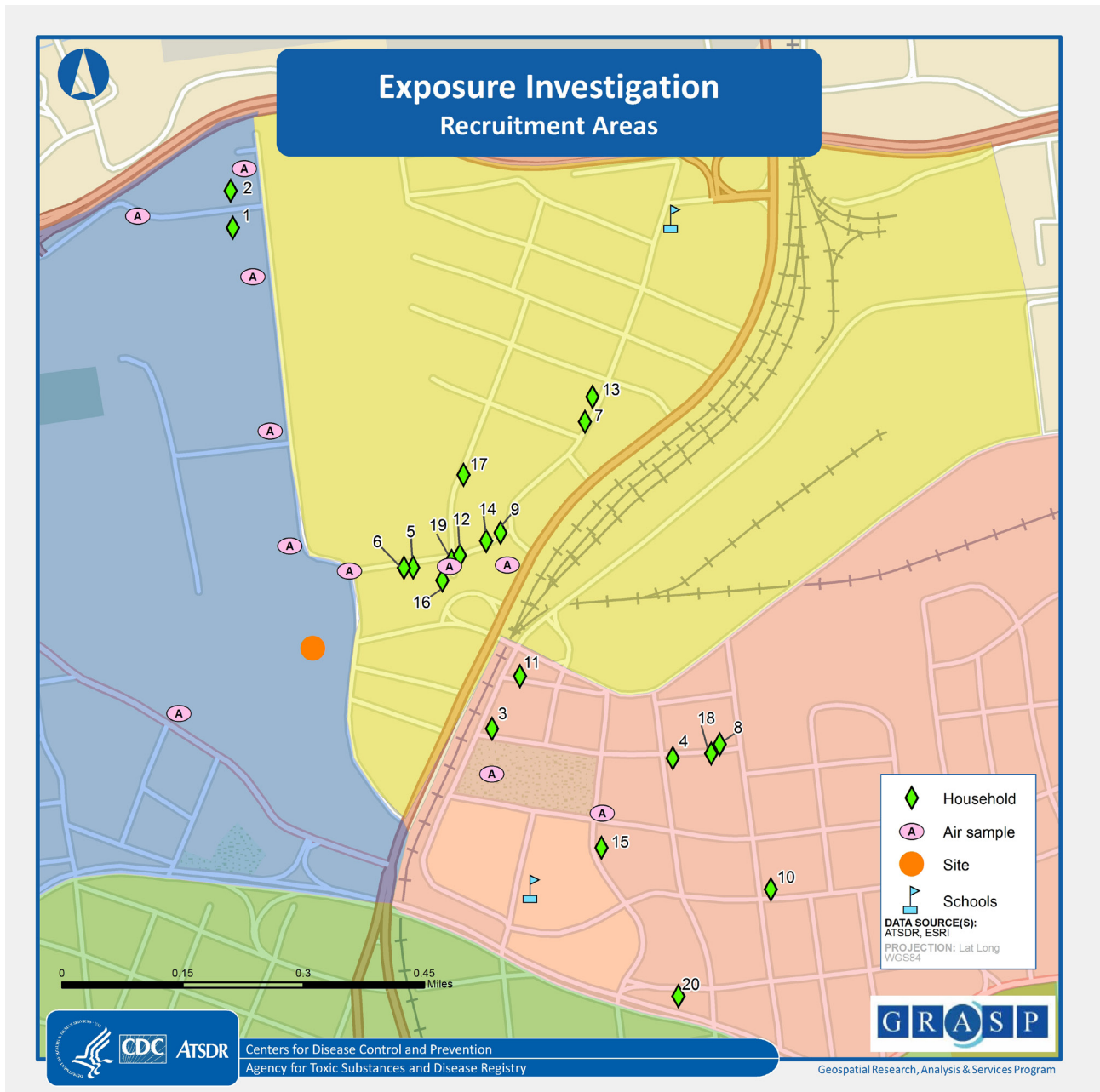
A. AIR SAMPLING

In the first investigation, which took place between October 2003 and March 2004, the ATSDR collected 10 PCP-related downwind air samples. In the second investigation, between October 2004 and September 2005, the ATSDR collected 14 PCP-related air samples⁵. Each air sampling event was triggered by an odor complaint downwind of the plant. The samples were collected on the properties of volunteers who were home on that day or in the public right-of-way in their sectors. The sampling locations are indicated in Figure 1. No on-site weather data were collected. PCP in air samples was collected with sorbent tubes, consistent with Occupational Safety and Health Administration (OSHA) method number 39 for the determination of PCP in air. The samples were collected by use of personal sampling pumps at a rate of 0.2 L/min over an 8-hour period. Samples were

shipped to the laboratory according to chain of custody and storage procedures, and were then analyzed by high performance liquid chromatography/ultraviolet detection. One trip blank was sent along with each round of samples. Although this methodology is less sensitive than others, it does offer portability of equipment, simplicity of deployment, and protection from tampering. This analytical method offers 96% ($\pm 13.5\%$) recovery for

up to 19 days, and the coefficient of variance is 0.010⁶. The analytical standard error for the method is less than the variability of the pump flow rates. The flow rates for each analyzed sample in this investigation varied by less than 15% during sampling; however, the range of flow rates for all analyzed samples varied by as much as 41% (range 0.18–0.27 L/min).

Figure 1. Exposure Investigation. Recruitment Areas



B. URINE SAMPLING

During the second investigation, October 2004 to September 2005, the ATSDR collected 34 urine samples (from 31 residents and 1 ATSDR investigator). Among these 34 urine samples, two were collected from a single resident and two were collected from one of the ATSDR investigators (once after the ATSDR investigator spent time in the area and once after the investigator spent time away from the area). Community samples were collected at 20 households marked on Figure 1. Employees of the facility and children under 6 years of age were excluded from the study. This age limitation afforded a comparable age group with the sample in the CDC's Report on Human Exposure to Environmental Chemicals⁷.

Residents on the lists were contacted during the air sampling to provide urine samples the following day. Immediately following air sampling, ATSDR staff visited the volunteers and their neighbors. Available residents provided urine samples within a few days following the air samples. A spot urine sample from each person was obtained because spot samples are 1) easier and more convenient for the community members, thereby maximizing compliance, and 2) consistent with the methodology used by the Centers for Disease Control and Prevention (CDC) to evaluate the US population⁷. After signing a consent form, each participant received an acid-washed specimen container and was instructed to provide a spot urine sample. Participants were instructed to place the filled container in a zip-lock bag and refrigerate it until ATSDR staff returned to collect it. Written instructions were also provided. The urine samples were analyzed by the National Center for Environmental Health (NCEH)/CDC laboratory in Atlanta, GA, following the protocol described in Hill and Needham et al. (1990)⁸.

C. STATISTICAL ANALYTICAL METHODS

Ten PCP-related air samples were collected in the first investigation, and 14 air samples and 34 urine samples during the second one. All 24 air measurements were plotted using a Robust Regression on Order Statistics (ROS) plot. A test was then carried out to verify the log-normality assumption using the applied parametric model (cenreg function), controlling for dates (Lee 2010)⁹. Subsequently, air PCP was compared with the closest urine PCP results. Two air samples were excluded from this statistical analysis, because they were not from areas close to the volunteers. In addition, two urine samples from the ATSDR investigator and one duplicate urine sample from one resident were excluded, with 31 samples remaining for statistical analysis.

The air analysis presented here involved comparing the frequency at which PCP was detected in the air at the same time it was detected in the urine samples of the male and female volunteers. The comparison was carried out by calculating odds ratios for periods when PCP and urine were both in agreement and periods when they were not. The actual air sample closest to the resident was used directly. Some air samples were taken close to the residences of several volunteers; other air samples, however, were not as close to the residences of some volunteers as we would have desired, but they were the most suitable available. From these same data, the Relative Risk, Chi-Square, and Phi Coefficient were calculated.

Urine results were reported as raw results, and they were creatinine-corrected. Creatinine-corrected PCP levels adjust for the effects of urine dilution to track a person's relative PCP levels. Raw (uncorrected) results were used for comparing the group with results from other populations, and the corrected values were used to interpret an individual's relative values. Populations are more appropriately compared by use of uncorrected values, because of the mathematical limits in the correction formula and the great diversity of creatinine levels in the general population^{10,11}. However, both values are provided here in case other researchers desire to perform some other analysis, because corrected values are considered appropriate to account for individual differences in hydration¹².

The relatively low participation rate ($n=31$) introduces an element of uncertainty in any comparison of urine test results with those of the general population described by the NCEH in 2005. As PCP is infrequently detected in the United States, there is no geometric mean for the general population by which one can compare results.

The statistical methods appropriate for a small sample size were used for our analysis. The first method involved calculating percentile groups for our sample and comparing them to the percentile groups of the general population for two sets of years, 1999–2000 and 2001–2002³. Distribution-free statistics were used to estimate percentiles and the 95th percent confidence intervals. With this method, the coverage for each percentile group was also calculated, because coverage provides the actual confidence interval rather than the 95th percent confidence interval. Those confidence intervals that fell below 95 percent were then regarded as not reliable.

The second method was to use exact statistics to calculate the proportion of the investigated community ($n=31$) that was higher than the upper confidence limit of the 95th percentile of the general population in

the National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES 1999–2000 and NHANES 2001–2002), as well as exact 95% confidence intervals for that proportion. In addition, two-sided p-values were calculated using the exact test—testing to find out if the proportion of the investigated community above the 95th percentile of the general population was different from the 5th percentile of the general population.

RESULTS

PCP was found in the community's ambient air and in the residents' urine.

A. AIR

PCP was detected in 14 of 24 (58%) of air samples collected throughout the community during both investigations. During the second investigation, PCP was detected in 36% (5 of 14) of the air samples, ranging from non-detectable (ND, LOD<1.3 µg/m³) to 29 µg/m³. The PCP concentrations measured throughout the community are shown in Table 1.

PCP was detected in fewer air samples after urine sampling began. The second investigation (shown in bold) had more samples collected further from the plant (greater distances). When samples collected at the same distances and locations from the plant were compared, results from both investigations were similar when PCP was detected. For example, the maximum of 29 µg/m³ found in the second investigation (01/05/2005) was measured at the same location (1) where 30 µg/m³ was measured in the first investigation (10/27/2003). Moreover, 8.1 µg/m³ and 22 µg/m³ were measured at the same locations (2 and 4) where measurements of 7.9 µg/m³ and 22 µg/m³, respectively, were recorded in the first investigation. Such similarity was not the case, however, for samples collected after April 2005, because no PCP was detected after that date. As a result of PCP not being detected after April of 2005, there were only four sampling periods to determine any associations between air concentrations and distance. Each of those four periods showed a decrease of concentration with distance from the plant, but peak concentrations varied widely for each sampling period. Higher maximum values were found on two days, lower maximum values on two days, and no detectable PCP on three days. Applying the parametric model, controlling for differences in concentrations by date, a significant negative association was found between concentration and distance ($p < 0.01$). The r^2 value was 0.91 and 0.86 for two (of four) sampling events where PCP was detected.

Table 1. Pentachlorophenol (PCP) concentrations measured in air at varying distances from the wood treatment plant throughout two investigations

Date Sampled	Distance (ft)	Concentration (µg/m ³)
10/27/2003	5700	4.27
10/27/2003	110	22.0
10/27/2003	100	30.0
03/05/2004	3900	1.8
03/05/2004	220	1.3
03/05/2004	200	3.5
03/05/2004	220	3.6
03/05/2004	220	6.9
03/05/2004	220	7.9
03/05/2004	300	ND
11/04/2004	3600	3.9
11/04/2004	3900	5.4
11/04/2004	220	8.1
01/05/2005	110	22.0
01/05/2005	100	29.0
04/21/2005	2400	ND
04/22/2005	100	ND
04/22/2005	3100	ND
04/22/2005	1800	ND
09/14/2005	3030	ND
09/14/2005	3020	ND
09/14/2005	5700	ND
09/14/2005	1400	ND
09/14/2005	110	ND

ND = PCP not detected in sample. Detection level = 1.3 µg/m³
 Bold values identify air samples collected during the urine sample investigation.

B. URINE

Twelve of the 31 (39%) residents had detectable levels of PCP in their urine (LOD=0.5 µg/L); the concentrations ranged from ND to 6.66 µg/L. Table 2 shows the urine-PCP levels for each participant per liter of urine (µg/L) and per gram of creatinine (in µg/g of creatinine), together with the air sample collected closest to the participant's residence.

No urinary PCP level was considered high in the community, but the percentage of individuals with detectable levels was considered to be high. PCP in residents ranged from ND to 6.66 µg/L, whereas PCP in the general population (n=5023) ranged from ND to 325.19 µg/L

(CDC, 2005)³. In the community as a whole, 39% of the tested residents had PCP in their urine, whereas less than 20% of the general population had similarly detectable levels of PCP in their urine. Moreover, the ATSDR investigator had 60% higher corrected (and 32% higher uncorrected) PCP levels following the time spent in the area, as compared with the levels after time spent away. A similar difference in PCP levels was not observed in the one resident (in house 9) who also spent time in the area and time away, but the air concentration associated with that resident was also not detected outside that individual's home.

Further inspection reveals that PCP was disproportionately higher in women. Nine of 18 women residents had detectable levels, compared to only 3 of 13 men residents. To emphasize these differences, in Table 2 the urine PCP levels for women and men are listed separately. The first eight households listed in Table 2 are houses with two or more participants. Five of the 10 women (50%) in these households had detectable levels, while only 1 of the 8 men (12%) had detectable levels. Furthermore, in every household with both men and women, the women had higher levels. Only two homes had both partners at home nearly all day for several days, and only two homes had the entire family home half the day. This information was not provided in a formal survey, but was obtained through follow-up conversations. Therefore, the actual number of hours spent at home was not certain in many households. Nevertheless, although based on only a few households, the urine-PCP concentration difference between males and females in the same household is striking, and that observed difference does not appear to be associated with the length of time either men or women spent in the home.

Air concentrations measured at the closest air sample from each residence are also reported here. Air samples were collected before the urine samples, so that some air samples reported in Table 1 have no associated urine samples in Table 2. Therefore, there were fewer samples in which PCP was detected in both urine and air. On 13 occasions PCP was not detected in the urine of residents within a household or in the associated air sample (analysis to follow). There were five occasions when the women had PCP in their urine associated with PCP detected in the closest air sample, but there were no such cases for men.

Table 2. Participants' urine PCP concentrations (with and without creatinine correction) and the closest air sample to the residence

House	Males µg/L (µg/g of creatinine)	Females µg/L (µg/g of creatinine)	Air* (nearest to home) µg/m ³
1	ND	1.66 (0.57)	3.43
1		0.74 (0.36)	3.43
2	ND	6.66 (5.46)	3.43
3	ND	ND	3.43
4	ND	ND	ND
5	ND	ND	ND
6	0.55 (1.54)	0.90 (1.67)	ND
7	ND	ND	ND
7	ND		ND
8		0.63 (0.23)	ND
8		ND	ND
8		ND	ND
9	ND		ND
9(d)	ND		ND
10	ND		ND
11	ND		ND
12	1.75 (0.78)		ND
13	3.68 (1.53)		ND
14		ND	ND
15		ND	ND
16		ND	ND
17		0.58 (0.61)	ND
18		2.44 (1.18)	8.10
19		2.73 (2.08)	ND
20		3.70 (1.73)	8.10
ATSDR	1.22 (0.76)		NS
ATSDR (d)	1.62 (1.22)		ND**

ND = Not Detected (LOD urine = 0.5 µg/L and LOD air = 1.3 µg/m³)
 NS = Not Sampled

(d) = Second sample collected after time spent near the plant

ATSDR = Samples collected from one investigator

Households with >1 participants are shaded (homes 1-8)

*Many samples were collected in the neighborhood, but only the data nearest the volunteers are presented.

**The investigator spent time near the plant and at several locations in the neighborhood; the community samples were ND.

C. AIR AND URINE ASSOCIATION

Odds ratios for the data provided in Table 2 were used to determine the association between PCP in the air and urine. A summary of the statistical assessment is provided in Table 3. From the summary table, it can be seen that no statistically significant association was found between the detection of PCP in men's urine and air. When PCP was not detected in air (n=10), 33% of the men had detectable levels of PCP in urine.

ded in Table 3. From the summary table, it can be seen that no statistically significant association was found between the detection of PCP in men's urine and air. When PCP was not detected in air (n=10), 33% of the men had detectable levels of PCP in urine.

Table 3. Association between PCP in air and urine for males and females in the community

PCP Air Results	Male Urine Results		Female Urine Results	
	Detect	ND	Detect	ND
Detected in Air	0 (0%)	4 (40%)	5 (83.3%)	1 (16.7%)
ND in Air	3 (33.3%)	6 (66.6%)	4 (33.3%)	8 (66.6%)
Relative risk (CI)	0		5.0 (0.72-34.7)	
Odds Ratio	0		10.0 (0.85-117)	

(CI) = 95% Confidence Interval
ND = PCP Not Detected

The association in women is apparent, but not statistically significant. When PCP was detected in air (n=9), 83.3% of the women had detectable levels of PCP in urine. As with the men, 33.3% of women had detectable urine PCP levels when PCP was not found in air. The resulting relative risk for women was 5, elevated, and the confidence interval contained the null value of 1, indicating that the result was not statistically significant. Chi-Square value was 4 with a probability of 0.0455 and the Phi Coefficient was 0.4714.

D. URINE COMPARISON BETWEEN COMMUNITY AND GENERAL POPULATION

Two statistical methods were required to show the difference between the exposed community and the general population. Table 4 provides concentrations for the percentile groups of men and women in the exposed community and the general population.

Table 4. Pentachlorophenol (PCP) in the urine of residents near a wood treatment plant: comparison with the US population

Percentile Groups	The Investigated Population*		The US Population			
	Women (n=18)	Men (n=13)	cWomen 1999–2000	cMen 1999–2000	cWomen 2001–2002	cMen 2001–2002
95 th (95% CIs)	6.66† (<LOD–6.66)	3.68† (<LOD–3.68)	0.860 (0.280–2.00)	1.40 (0.400–2.20)	1.92 (1.54–2.42)	1.94 (1.47–3.09)
90 th (95% CIs)	3.70 † (<LOD–6.66)	1.75† (<LOD–3.68)	<LOD	0.63 (<LOD–1.30)	1.10 (<LOD–1.78)	1.31 (0.680–1.80)
75 th (95% CIs)	1.66 (0.58–6.66)	<LOD (<LOD–3.68)	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
50 th (95% CIs)	0.54 (<LOD–1.66)	<LOD (<LOD–0.55)	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

Note: LOD PCP in urine for NHANES 1999–2000 is 0.25 µg/L, and for NHANES 2001–2002 it is 0.50 µg/L (National third report, page 461). LOD for this study is 0.50 µg/L. <LOD=0.35=0.5/√(2).

*The difference between the urine PCP levels for men and women for all percentile groups of the exposed community were not statistically significant using distribution free statistics.

†There were too few samples to permit calculation of 95% confidence intervals for the 90th and 95th percentile by use of distribution free statistics; therefore, the range overlaps the 75th lower confidence level.

As only a small number of the exposed population volunteered for urine tests, the distribution free 95th confidence intervals for most of the percentile groups overlap. However, the 75th percentile can be compared. The confidence interval of the 75th percentile for women in the community overlaps with that of men for the community, but it is higher than those for men and women in NHANES. Therefore, despite the small number of volunteers, there is still sufficient statistical power to suggest that women in the community had higher PCP levels than women in the two NHANES surveys.

Exact statistics were also used, again because of the small number of urine samples, to compare portions of the community that were higher than the 95th percentile of the general population. This comparison was undertaken by determining the percentage of the community that was higher than the upper confidence level of the 95th percentile of both NHANES reports (from Table 3); the upper confidence levels were 2.20 µg/L and 3.09 µg/L for men, and 2.00 µg/L and 2.42 µg/L for women.

By definition, it would be expected that only 5% of the women (and men) would be above the 95th percentile group. However, the results of the exact statistics found that over 22% (95% CI: 6.4–47.6) of the women of the investigated population were above the 95th percentile group of the previous two NHANES. The p-value was 0.021 for two-sided hypothesis testing (less than 0.05).

The percentage for men in the community was not statistically higher; only 7.69% (95% CI: 19–36.0) above that for the 95th percentile of either NHANES, with a p-value of 0.97. Only the percentage for women in the community was significantly higher than that for women of the general population.

The results of both analyses indicate that when compared to the general population, women of the community were more likely to have detectable PCP levels and more likely to have higher concentrations of PCP in their urine. Men of the community were not more likely to have detectable levels and not more likely to have statistically higher levels than the general population. However, the differences observed between the men and women of the community in both these analyses were not statistically significant.

DISCUSSION

Background ambient air PCP levels are estimated to range from 0.00015 to 0.136 µg/m³ in the United States, and from 0.00043 to 0.00368 µg/m³ in Canada^{13,14}. In the studied community, the four (of 24) highest air concentrations were more than 200 times higher than the high-

est reference background levels.

To provide further perspective on the air exposures in this community, note that indoor PCP ranged from 0.2 to 0.38 µg/m³ in a PCP-treated log homes study¹⁵. Other log home studies¹⁶ found PCP ranging from 0.5 to 104 µg/m³. At several production, application, or pressure operations^{6,17,18}, PCP ranged from 0.3 to 50 µg/m³. At seven PCP dipping plants, and at 11 PCP spray plants¹⁹, PCP in the air ranged from 3 to 69 µg/m³. Therefore, the ambient concentrations found during this investigation —although not sufficient to allow determination of a statistical average— are among those levels considered to be high.

The highest urine PCP levels in the community and the National Survey were lower than the lowest urine level (950 µg/L) shown to have renal effects in men¹². However, few studies involving PCP-exposed women include urine testing. We did not find any supporting evidence from a literature search to indicate higher urine PCP concentration in women than in men. Such a finding for PCP was not observed in the US general population³, nor was it reported in the previous US general population studies^{20,21,22,23} or in any of the log home studies^{24,25,15,16}. Only one human exposure study reported a PCP concentration difference between males and females. However, that particular study²⁵ reported the difference in serum levels and found that male concentrations were higher, and also reported that serum PCP in the general population was more frequently detected in males and averaged higher in males. These higher levels were expected due to widespread worker exposures, and not due to metabolic (or toxicokinetic) differences between the sexes⁶.

While PCP metabolism and toxicokinetics have been studied only in men, they have been studied in animals of both sexes^{26,27,28}. In animals, kinetic differences between the sexes have shown that:

- Absorption was faster in females of both monkeys and rats.
- Female monkeys absorbed PCP twice as fast as the males, and female rats absorbed PCP 78% faster than the males.
- Of all animals tested, plasma PCP concentrations were consistently higher in females.
- The absorption half-life in men —1.3 hours— is similar to that in male rats, but slower than the half-life in male monkeys.
- Animal kinetics can be compared only with men, as no women have been studied.

Elimination is relatively slow and first order in men²⁷. The half-life of PCP in the body appears to be 3 days from an oral dose and perhaps as long as 20 days following inhalation exposure^{26,27,28,29,30}. Both enterohepatic circulation and plasma-protein binding influence elimination kinetics. Other absorption and elimination data that apply to our episodically exposed community provide evidence of faster absorption and elimination following single doses^{12,28,30,31}.

IMPLICATIONS

The toxicokinetic differences between women and men have implications for women's health. Several studies suggest that women are uniquely affected by PCP exposures; animal studies and worker investigations suggest similar unique health effects. When minks were exposed to technical grade PCP, only the females exhibited a decrease in relative thyroid weight³². In a developmental study of technical grade PCP in rats, most developing females did not survive, while the males did³². Although this result was not repeated in other studies, significant increases in the time of vaginal patency and preputial separation were observed^{34,35,36,37}. A recent study on water fleas found that females have a lower tolerance to acute PCP exposures; a 60% lower effective concentration (EC_{50}) was reported for females than for males³⁸. In a study of upholstery workers, women with a mean blood PCP level of 73 $\mu\text{g/L}$ had an association with infertility, and those with a mean of 42 $\mu\text{g/L}$ had an association with menstrual dysfunction³⁹. Unfortunately, blood PCP is not as easily compared in these worker studies, because PCP levels in blood tend to be higher than in urine in worker studies; in fact, 2 to 10 times higher in blood than in urine⁴. Further study of these women found gynecological and endocrine disorders associated with elevated (median level of 35 $\mu\text{g/L}$) PCP in blood^{40,41}. This contrasts with the findings in male workers, where no health effects were observed in several male workers who had blood serum levels as high as 1300 $\mu\text{g/L}$ ^{24,42}. The lowest observed level associated with effects in men was 2600 $\mu\text{g/L}$ (in blood), but these were renal effects¹². Recall that the lowest urine effect level was 950 in that study.

Our finding of higher levels of urine PCP in women (only) has not been reported in other human study populations, but such higher levels in females have been reported in animal studies. As most exposures have been due to highly segregated occupations (e.g., women exposed from textiles and men exposed from wood-working), direct comparison of men to women has not been available. However, the log home studies may offer additional information. In these studies, although sex and age urine PCP concentration data were collected, only statis-

tical results for age were reported, showing a significant increase in concentrations in children^{15,24,25}. Within the raw data of those studies, meaningful information about differences in concentrations by sex might be found. In the absence of such data, however, we propose that the PCP metabolic differences between the sexes observed in animals also apply to humans, and we further propose that additional studies addressing the metabolic differences between men and women are needed.

LIMITATIONS

This was an investigation rather than a study; so we did not have a formal survey or a control population. The facility did not advise us when it was treating wood with PCP, so that the air sampling was conducted on the basis of odor alone. We requested the operations log, but we have not yet received a copy. Wind data were not collected close to the site.

Our results were based on a small sample size. People in homes closest to the air sampling devices only participated a few times. Many people were provided sampling jars and did not return them. Our detection levels were too high to allow characterization of PCP in residential air. Both factors impacted on the odds ratio calculations. Moreover, people tend to spend more time indoors than outdoors in the locations where the air was sampled.

CONCLUSIONS

1. PCP was elevated at times in the air of a community located near a wood treatment plant. The levels varied widely, but decreased with distance from the plant.
2. PCP detected in the urine of women had a very weak (not significant) association with PCP detected in the air. No association was found with men.
3. Women in the community had more PCP in urine than men in the community and women in the general US population; the PCP concentrations in men in the community were not significantly elevated. However, differences between men and women of the community were not statistically significant, due to the small number of participants.
4. There are differences in the toxicokinetics of males and females that warrant further study of community exposures that affect both men and women.

ACKNOWLEDGEMENT

We wish to thank the staff of the NCEH's laboratory program for their assistance, particularly Dana Barr and Charles Dodson, and also Hatice Zahran and James Durrant for their help with the statistical analysis assistance. We would also like to thank Katie Pugh within the Site and Radiologic Assessment Branch DataChem, Inc, Utah (UT) for providing the analysis of air samples.

REFERENCES

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological Profile for pentachlorophenol (update). Atlanta: Department of Health and Human Services; September 2001.
- Zarus G. Health consultation: Exposure investigation report for airborne chemicals from wood treatment, Meredith, East Point, Georgia. Atlanta: US Department of Health and Human Services. May. 2004.
- Centers for Disease Control and Prevention (CDC). National Center for Environmental Health, Division of Laboratory Sciences (Atlanta, GA). Third national report on human exposure to environmental chemicals; Department of Health and Human Services (US), 2005. NCEH Pub. No. 05-0570.
- Zarus G. Public health assessment for airborne exposures to wood treatment chemicals from Kerr-McGee Chemical Corporation, Columbus, Mississippi. Atlanta: US Department of Health and Human Services. Oct. 2009
- Zarus G, Rosales-Guevara L. Health consultation: Exposure investigation for pentachlorophenol in the air and urine of a community from wood treatment, Meredith, East Point, Georgia. Atlanta: US Department of Health and Human Services. Aug. 2007
- Cummins K. OSHA 39. Pentachlorophenol: evaluation procedures of the methods evaluation branch. Occupational Safety and Health Administration. October. 1982
- Hill RH, Needham L, Head LL, et al. Determination of pesticide metabolites in human urine using an isotope dilution technique and tandem mass spectrometry. *J. Anal. Toxicol.* 1990. 19(5):323-9.
- Baker SE, Barr DB, Driskell WJ, Beeson MD, Needham L. Quantification of selected pesticide metabolites in human urine using isotope dilution high-performance liquid chromatography/ tandem mass spectrometry. *J. Exp. Anal. Env. Epi.* 2000. 10: 789-98.
- Lee L.. NADA: Nondetects and data analysis for environmental data. R package version 1.5-3. 2010. [Disponibile en: <http://CRAN.R-project.org/package=NADA>]
- Barr DB, Wilder LC, Caudill SP, Gonzalez AJ, Needham LL, Pirkle JL. Urinary creatinine concentrations in the US Population: implications for urinary biologic monitoring measurements. *Environ. Health Perspec.* 2005;113(7).
- Mage DT, Allan RH, Gony G, Smith W, Barr DB, and Needham L. Estimating pesticide dose from urinary pesticide concentration data by creatinine correction in the Third National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES-III). *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.* 2004. 14:457-65.
- Begley J, Reichert EL, Rashad MN, et al. Association between renal function tests and pentachlorophenol exposure. *Clin. Toxicol.* 1977. 11:97-106.
- Cessna AJ, Waite DT, Constable M. Concentrations of pentachlorophenol in atmospheric samples from three Canadian locations, 1994. *Bull. Environ. Contam. Toxcol.* 1997. 58:651-8.
- US Environmental Protection Agency (EPA). Exposure and risk assessment for pentachlorophenol. Washington DC: NTIS PB85-211944; EPA 440/4-81-021. 1980
- Centers for Disease Control and Prevention (CDC). Pentachlorophenol in log homes—Kentucky. *MMWR.* 1980.12:431-32.
- US Environmental Protection Agency. Wood preservative pesticides: creosote, pentachlorophenol, inorganic arsenicals. Washington DC: Position document 4, Office of pesticides and toxic substances. 1984. EPA 001B85102.
- Wyllie JA, Gabica J, Benson WW, et al. Exposure and contamination of air and employees of a pentachlorophenol plant, ID. *Pest. Monitor. J.* 1975. 9:150-3.
- Zober A, Schaller KH, Gobler K, et al. Pentachlorophenol and liver function: a pilot study on occupationally exposed collectives. *Int. Arch. Occup. Environ. Health.* 1981. 48:347-56.
- Arsenault RD. Pentachlorophenol and contained chlorinated dibenzodioxins in the environment. In: Proceedings of the 72nd annual meeting of the American Wood-Preservers Association. 1976. 72:120-48.
- Hill RH, Head SL, Baker S, et al. Pesticide residues in urine of adults living in the US: reference range concentrations. *Environ. Res.* 1995. 71:99-108.
- Kutz FW, Murphy RS, Strassman SC. Survey of pesticide residues and their metabolites in urine from the general population. In: Rao KR, editor. *Pentachlorophenol: chemistry, pharmacology, and environmental toxicology.* NY: Plenum Press. 1978. 363-9.
- Kutz FW, Cook BT, Carter-Pokras OD, et al. Selected pesticide residues and metabolites in urine from a survey of the US general population. *J. Toxicol. Environ. Health.* 1992. 37:277-91.
- Murphy RS, Kutz FW, Strassman SC. Selected pesticide residues or metabolites in blood and urine specimens from the general population survey. *Environ. Health Perspect.* 1983. 48:81-6.
- Cline RE, Hill RH, Phillips DL, Needham L. Pentachlorophenol measurements in body fluids of people in log homes and workplaces. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1989. 18:475-81.
- Hosenfeld JM, Moody L, Gabriel MJ, et al. Pentachlorophenol in log homes: a study of environmental and clinical aspects. Washington DC:US Environmental Protection Agency, Office of Pesticides and Toxic Substances, Exposure Evaluation Division; Series US Environmental Protection Agency. 1986. 560/5-87-001.

26. Braun WH, Sauerhoff MW. The pharmacokinetic profile of pentachlorophenol in monkeys. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1976. 38:525–33.
27. Braun WH, Young JD, Blau GE, et al. The pharmacokinetics and metabolism of pentachlorophenol in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1977.41:395–406.
28. Braun WH, Blau GE and Chenoweth MB. The metabolism/pharmacokinetics of pentachlorophenol in man, and a comparison with the rat and monkey. Deichmann W.E., ed. *Toxicol. and Env. Med.* NY. 1979. Elsevier. 289–96.
29. Caserett LJ, Benvenue A, Younger WL, et al. Observations on pentachlorophenol in human blood and urine. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 1969. 30:360–6.
30. Uhl S, Schmidt P, Schlater C. Pharmacokinetics of pentachlorophenol in man. *Arch.Toxicol.* 1986. 58:182-6.
31. Reigner BG, Gungon RA, Hoag MK, et al. Pentachlorophenol toxicokinetics after intravenous and oral administration to rat. *Xenobiotica.* 1991. 21:1547–58.
32. Beard AP, Rawlings NC. Reproductive effects in mink (*Mustela vison*) exposed to pesticides lindane, carbofuran, and pentachlorophenol in a multigenerational study. *J. Reprod. Fertil.* 1998. 115:303–14.
33. Schwetz BA, Keeler PA, Gehring PJ. The effect of purified and commercial grade pentachlorophenol on rat embryonal and fetal development. *Toxicol. Pharmacol.* 1974. 28:151–61.
34. Argus. Developmental toxicity (embryo-fetal toxicity and teratogenic potential) study of pentachlorophenol administered orally via gavage to CrI:CD BR VAF/Plus presumed pregnant rats. Horsham PA: Argus Research Laboratories, Inc. 1993 (unpublished; peer reviewed in ATSDR 2001).
35. Argus. Oral (gavage) two-generation (one litter per generation) reproduction study of pentachlorophenol in rats. Horsham PA: Argus Research Laboratories, Inc. 1977 (unpublished; peer reviewed in ATSDR, 2001).
36. Bernard BK, Ranpuria AK, Hoberman AM. Developmental toxicity (embryo-fetal toxicity and teratogenic potential) study of pentachlorophenol in the rabbit. *Intern. J. Toxicol.* 2001. 20(6):345–52.
37. Bernard BK, Hoberman AM, Ranpuria AK. Oral (gavage) two-generation (one litter per generation) reproduction study of pentachlorophenol in rats. *Intern. J. Toxicol.* 2002. 21 (4):301–18.
38. Ikuno E, Matsumoto T, Okubo T, Itoi S, Sugita H. Difference in sensitivity to chemical compounds between female and male neonates of *Daphnia Magna*. *Environ. Technol.* 2008. 42(9):570–5.
39. Gerhard I, Darner M, Runnebaum B. Prolonged exposures to wood preservatives induced endocrine and immunological disorders in women [letter]. *Am. J. Obstet. Gynecol.* 1991. 165:487–8.
40. Gerhard I, Daniel V, Link S, et al. Chlorinated hydrocarbons in women with repeated miscarriages. *Environ. Health Perspect.* 1998. 106:675–81.
41. Gerhard I, Frick A, Monga B, et al. Pentachlorophenol exposure in women with gynecological and endocrine dysfunction. *Environ. Res.* 1990. 80(Sec A):383–8.
42. Klemmer HW, Wong L, Sato M. Clinical findings in workers exposed to pentachlorophenol. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1980. 9:715–25..

Daño genético y exposición a plaguicidas en trabajadores agrícolas del Valle de San Quintín, Baja California, México

Genetic damage and exposure to pesticides among agricultural workers from Valle de San Quintín, Baja California, México

Danos genéticos e exposição a pesticidas em trabalhadores agrícolas do Vale San Quintin, Baixa California, México

Erika Zúñiga Violante^{1,3}, Evarista Arellano García², Lourdes Camarena Ojinaga⁴, Walter Daesslé Heusser¹, Christine Von-Glascoe⁵, J. Claudia Leyva Aguilera² y Balam Ruiz Ruiz³.

¹ Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California.

² Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California.

³ Escuela de Ciencias de la Salud, Universidad Autónoma de Baja California.

⁴ Facultad de Ciencias Administrativas y Sociales, Universidad Autónoma de Baja California.

⁵ Colegio de la Frontera Norte.

Cita: Zúñiga Violante E, Arellano García E, Camarena Ojinaga L, Daesslé Heusser W, Von-Glascoe C, Leyva Aguilera JC, Ruiz Ruiz B. Daño genético y exposición a plaguicidas en trabajadores agrícolas del Valle de San Quintín, Baja California, México. *Rev. salud ambient.* 2012;12(2):93-101.

Recibido: 27 de abril de 2012. **Aceptado:** 3 de septiembre de 2012. **Publicado:** 27 de diciembre de 2012

Autor para correspondencia: Erika Zúñiga Violante. (Correo e: erika.zuniga@uabc.edu.mx)

Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Km. 103, Carretera Tijuana-Ensenada, Ensenada Baja California, México. Tfno.: 17459-25 Extensión: 125.

Financiación: Las autoras agradecen a los Fondos de la XI Convocatoria Interna UABC y a FOMIX CONACYT-BC 2006-2 por los recursos otorgados para la presente investigación.

Declaración de conflicto de intereses: Las autoras declaran que no existen conflictos de intereses que hayan influido en la realización y la preparación de este trabajo.

Resumen

Diferentes estudios muestran la capacidad de los plaguicidas para inducir daño genético (DG) con diversos efectos en la salud. En el presente trabajo se estudia la genotoxicidad en residentes del valle agrícola de San Quintín, Baja California, México (VSQ). El objetivo fue determinar si la exposición laboral y ambiental a plaguicidas en la región del VSQ es un factor de DG y explorar si las mujeres son más vulnerables a dicho efecto. Se aplicó un cuestionario a 88 residentes del VSQ para determinar los factores de inclusión y exclusión del estudio, 40 aceptaron participar, 25 expuestos ocupacionalmente a plaguicidas y 15 ambientalmente expuestos, con similar número de hombres y mujeres. Todos los participantes firmaron un consentimiento informado. Se utilizó la técnica de micronúcleos (MN) por bloqueo de la citocinesis en sangre periférica para evaluar el DG con la frecuencia de MN y Puentes de Cromatina en 1000 células binucleadas (CBN); se exploró la correlación del DG con el tiempo de exposición ocupacional a plaguicidas. Los hombres ambientalmente expuestos tuvieron menos DG que las mujeres con medias de MN de 8,1 ($\pm 1,83$) y 13,1 ($\pm 1,7$) respectivamente; en cambio, la exposición laboral afectó a los dos sexos: los hombres tuvieron una media de MN igual a 15,9 ($\pm 2,9$) y en las mujeres fue 18,1 ($\pm 1,7$). Se concluye que la exposición laboral a plaguicidas es un factor de DG, las mujeres mostraron mayor vulnerabilidad al DG. El tiempo de exposición laboral se relaciona directamente con el aumento del número de MN.

Palabras clave: Daño genotóxico, exposición laboral, jornaleros agrícolas, plaguicidas, micronúcleos, San Quintín B.C.

Abstract

Various studies have shown the ability of pesticides to induce genetic damage (GD) that can cause health effects. In the present work, a genotoxicological study was conducted monitoring residents from the agricultural region of the San Quintin Valley (SQV), Baja California, Mexico. The objective was to determine if occupational and environmental exposure to pesticides in the region of the SQV is a factor in GD, and to find out if women are more vulnerable to this effect. A questionnaire was administered to 88 residents of the SQV to establish inclusion and exclusion criteria for the study; of these, 40 agreed to participate (25 occupationally exposed to pesticides and 15 environmentally exposed to them), with similar numbers of men and women. All participants signed an informed consent form. The micronuclei technique (MN) was used, which blocks cytokinesis in peripheral blood samples, to evaluate GD by counting the number of MN and Chromatin Bridges in 1000 bi-nucleated cells (BNC). The results of this measure

of genetic damage were then correlated with the degree of occupational pesticide exposure of the participants. Environmentally exposed men had less GD than women with MN means of $8.1 \pm (1.83)$ and $13.1 (\pm 1.7)$ respectively, whereas occupational exposure affected both sexes, men with a mean of MN equal to $15.9 (\pm 2.9)$, and women with $18.12 (\pm 1.7)$. Based on our results, it can be concluded that occupational exposure to pesticides is a factor in GD, with women showing greater vulnerability than men. The time of exposure at work was shown to be directly related to the increased number of MN.

Keywords: Genotoxic damage, occupational exposure, farm workers, pesticides, micronuclei, San Quintín B.C.

Resumo

Diferentes estudos mostram a capacidade que os pesticidas possuem para induzir dano genético (DG) com diversos efeitos na saúde. Neste trabalho estudou-se a genotoxicidade em residentes do vale agrícola de San Quintin, Baja Califórnia, México (VSQ), cujo objetivo foi determinar se a exposição ocupacional e ambiental a pesticidas nesta região é um fator DG e explorar se as mulheres são mais vulneráveis a este efeito. Aplicou-se um questionário a 88 moradores do VSQ para determinar os fatores de inclusão e exclusão no estudo, 40 concordaram em participar dos quais 25 com exposição ocupacional e 15 com exposição ambiental, com um número idêntico de homens e mulheres. Todos os participantes assinaram um termo de consentimento informado. Foi utilizada a técnica de micronúcleos (MN) por bloqueio da citocinese em amostras de sangue periférico para avaliar o DG com a frequência de MN e Pontes de Cromatina em 1000 células binucleadas (CBN); explorou-se a correlação do DG com o tempo de exposição ocupacional a pesticidas. Os homens ambientalmente expostos tiveram menos DG do que as mulheres com médias de MN de $8,1 \pm (1,83)$ y $13,1 (\pm 1,7)$ respectivamente; por outro lado, a exposição ocupacional afetou os dois sexos: os homens tiveram uma média de MN igual $15,9 (\pm 2,9)$ e nas mulheres foi de $18,1 (\pm 1,7)$. Concluiu-se que a exposição ocupacional a pesticidas é um facto de DG e as mulheres apresentam maior vulnerabilidade a DG. O tempo de exposição ocupacional está diretamente relacionado com o aumento do número de MN.

Palavras-chave: Dano genotóxico, exposição ocupacional, trabalhadores agrícolas, pesticidas, micronúcleos, San Quintín B.C.

INTRODUCCIÓN

La actividad genotóxica de algunos agroquímicos ha sido documentada previamente¹⁻². Diversos estudios en la literatura señalan efectos genotóxicos asociados a las mezclas de agroquímicos sobre los linfocitos de los trabajadores agrícolas³⁻⁷ y métodos *in vivo* e *in vitro* revelan que ciertos agroquímicos tales como herbicidas, insecticidas y fungicidas ejercen efectos mutagénicos. Aunado a lo anterior, estudios en campo abierto arrojan evidencias epidemiológicas que admiten el riesgo genotóxico que los agroquímicos poseen^{1, 4-5, 8-17}.

La monitorización de la genotoxicidad en linfocitos humanos en poblaciones expuestas a genobióticos es una herramienta ampliamente utilizada sobre todo en los últimos veinte años, a partir de la cual es posible obtener información que permita orientar políticas de salud e intervención en las poblaciones expuestas para mitigar y prevenir el daño genético¹⁸.

En el Valle de San Quintín no se han encontrado estudios que estimen el nivel de daño genotóxico de la población que se encuentra ambiental y ocupacionalmente expuesta; por lo que la falta de información en este sentido es un vacío que limita la adecuada toma de decisiones de los diferentes actores dentro y fuera de la comunidad.

Bojórquez en 1994¹⁹ determinó mediante experimentos *in vitro* la genotoxicidad de agroquímicos de amplio uso en las zonas agrícolas de San Quintín, específicamente de azinfos metílico y oxidemeton metil. Además de estos compuestos, se utiliza una amplia variedad de agroquímicos con características carcinogénicas, teratógenas y genotóxicas. En dicho estudio se menciona que el uso de agroquímicos en la región se realiza de forma indiscriminada en términos de número de aplicaciones, cosechas y tiempos de reingreso, situación que no ha cambiado desde entonces. Aunque los distintos plaguicidas cuentan con un etiquetado y advierten de su peligrosidad y de las medidas precautorias, los aplicadores son jornaleros indígenas provenientes del centro y sur de México, la gran mayoría de los cuales solo habla las lenguas de su lugar de origen como el mixteco, triqui y náhuatl²⁰, lenguas que no contempla el etiquetado lo que dificulta la capacitación; a ello se une la indiferencia de los dueños de los grandes ranchos²¹.

De acuerdo con vendedores locales, de los 28 agroquímicos carcinogénicos y teratogénicos utilizados en Baja California, según Bojórquez (1994), en el 2009 se continuaban utilizando al menos 14 de ellos sin ninguna regulación (ver Tabla 1).

Tabla1. Agroquímicos de amplio uso en Baja California, Modificado de Bojorquez

Plaguicida	Clasificación	Número de CAS	Efectos en la salud
Acefate	III	30560-19-1	Inhibidor de AchE, Neurotóxico y probablemente con efectos carcinogénicos, teratogénicos y alterador endócrino
Trifluralina	III	1582-09-8	Probablemente con efectos carcinogénicos, teratogénicos y alterador endócrino
Diclorvos	III	62-73-7	Carcinogénico en ratas
Endosulfan	I	115-29-7	Neurotóxicos, hematotóxico, nefrotóxico y probablemente genotóxico y teratogénico
Naled	II	300-76-5	Inhibidor de AchE, teratogénico y probablemente alterador endócrino
Paratión metílico 720	I	298-00-0	Inhibidor de AchE, y probablemente con efectos teratogénicos y alterador endócrino
Thiodicarb	II	59669-26-0	Carcinogénico, Inhibidor de AchE y probablemente con efectos teratogénicos y alterador endócrino
Avarmectina	I	71751-41-2	Efectos teratogénicos y probablemente alterador endócrino
Benomilo	III	17804-35-2	Efectos teratogénicos, probablemente agente carcinogénico y alterador endócrino
Clorotalonil	I	1897-45-6	Carcinogénico y probablemente con efectos teratogénicos y alterador endócrino
Captan	I	133-06-02	Carcinogénico y probablemente con efectos teratogénicos y alterador endócrino
Glifosato	III	1071-83-6	Probablemente con efectos teratogénicos y alterador endócrino
Malation	II	121-75-5	Inhibidor de AchE y probablemente con efectos carcinogénicos, teratogénicos y alterador endócrino
Paraquat	I	4685-14-7	Probablemente alterador endócrino

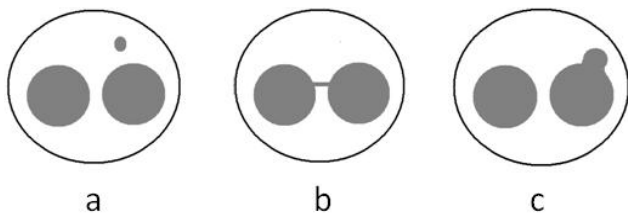
I Extremadamente Tóxico, II Altamente Tóxico, III Moderadamente Tóxico

Numerosos estudios publicados muestran evidencia de la capacidad de los plaguicidas para inducir daño cromosómico, intercambio de cromátidas hermanas y mutación puntual en los seres humanos con efectos mutagénicos, cancerígenos, defectos reproductivos y hormonales²²⁻³¹. Por esto se considera a los plaguicidas como un grupo importante de agentes químicos genotóxicos. Un agente genotóxico es aquel capaz de inducir daño en el material genético que incluye no solo al ADN, sino también a todos aquellos componentes que se encuentran relacionados con la funcionalidad del núcleo celular²².

Para detectar el daño al material genético se han desarrollado, desde pruebas bioquímicas y espectrofo-

tométricas, hasta las pruebas citogenéticas, dentro de las cuales está la técnica de micronúcleos por bloqueo de la citocinesis. Esta prueba es considerada un ensayo práctico, estandarizado, accesible tecnológicamente, relativamente de bajo costo y útil para evaluar la inestabilidad genética inducida por agentes genotóxicos^{30, 32-33}. La técnica de micronúcleos fue propuesta inicialmente en 1976³⁴, basándose en tipos celulares con gran actividad mitótica; en 1985 Fenech y Morley³⁵, lograron frenar la citocinesis al utilizar citocalasina-B, asegurándose así el obtener células binucleadas después de una sola división (Figura 1). Además de los micronúcleos, en 2002 se estableció que otras estructuras como los puentes de cromatina (PC) y las gemas nucleares (*bud*) indican daño clastógeno y aneugénico en células binucleadas³⁶⁻³⁷.

Figura 1. a) Micronúcleo b) Puente de Cromatina c) *Bud*



Los micronúcleos (MN) (Figura 1 a), son fragmentos de cromosomas o cromosomas enteros que no se integran a los núcleos hijos después de la división celular. Tienen la forma de pequeños núcleos y aparecen cerca del núcleo principal en las células interfásicas durante la mitosis. Su diámetro varía entre 1/16 y 1/3 del diámetro del núcleo principal, poseen una forma redonda u ovalada y no muestran ningún tipo de unión al núcleo³⁵.

Los puentes de cromatina (PC) (Figura 1 b) son finos puentes nucleoplasmáticos que unen los núcleos de una célula binucleada. Pueden mostrar evidencia de un daño clastogénico originado por cromosomas dicéntricos cuyos centrómeros fueron empujados a polos opuestos de la célula durante la anafase. El ancho de dichos "enlaces" no excede a un cuarto del diámetro de la célula³⁷.

Por último, las *gemas nucleares* son protuberancias que muestran una unión nucleoplasmática al núcleo principal, presentan formas redondas u ovaladas (Figura 1 c). La evidencia indica que dichas gemas nucleares provienen de la eliminación de ADN amplificado que es resultado del intento de la célula por reparar el daño al ADN³⁸.

Los tres biomarcadores antes mencionados son indicadores de alteraciones del material genético, sin embargo los MN son la evidencia más clara y contundente de la presencia de dicho daño.

Se estima que la exposición de la población a los agroquímicos, de manera ocupacional y/o ambiental, en las zonas de alta producción agrícola como VSQ, constituye un factor de riesgo para la salud a corto, mediano y largo plazo. A pesar de ello, no se cuenta con programas de monitorización por parte de las instituciones de salud pública del daño genético (DG) causado por los agroquímicos en las comunidades potencialmente afectadas en México.

El estudio de las poblaciones expuestas a genotóxicos es una herramienta a partir de la cual es posible obtener información que permita orientar políticas de salud e intervención en las poblaciones expuestas para mitigar y prevenir el daño genético. Martínez Valenzuela y Gómez Arroyo en 2007³² efectuaron una revisión bibliográfica

de 50 trabajos de biomonitorio citogenético de personas expuestas a agroquímicos en el mundo, de los cuales en el 68% se encontró un resultado positivo a DG. Dicho trabajo concluye que los estudios realizados por investigadores de diferentes países del mundo, aportan evidencias científicas que indican correlaciones positivas entre tiempo de exposición, dosis y DG.

Es posible clasificar la exposición de la población a los agroquímicos en tres tipos: ambiental, ocupacional y accidental. La exposición es de tipo ambiental si el agroquímico está presente en el ambiente: aire, suelo y/o agua, de manera persistente en dosis bajas con efectos a largo plazo, es decir más de 5 años por lo que los efectos a la salud pasan desapercibidos; el tipo de exposición es ocupacional cuando la actividad laboral de una persona involucra el manejo de estas sustancias o una exposición continua por lo que las dosis y los riesgos son mayores; y el tipo de exposición accidental se presenta en situaciones fortuitas, como derrames o ingesta intencional o accidental en donde el tiempo de exposición es muy corto y la dosis es considerablemente alta pudiéndose producir efectos en el corto plazo como lesiones externas, intoxicaciones severas e incluso muerte repentina.

En el VSQ no se han encontrado estudios que estimen el nivel de daño genotóxico de la población que se encuentra ambiental y ocupacionalmente expuesta. La falta de información en este sentido es un vacío que limita la adecuada toma de decisiones de los diferentes actores dentro y fuera de la comunidad. Por ello, el objetivo del presente trabajo fue determinar si la exposición laboral y ambiental a agroquímicos en la región del VSQ representa un factor de daño genotóxico y evaluar si las mujeres son más vulnerables que los hombres a este daño.

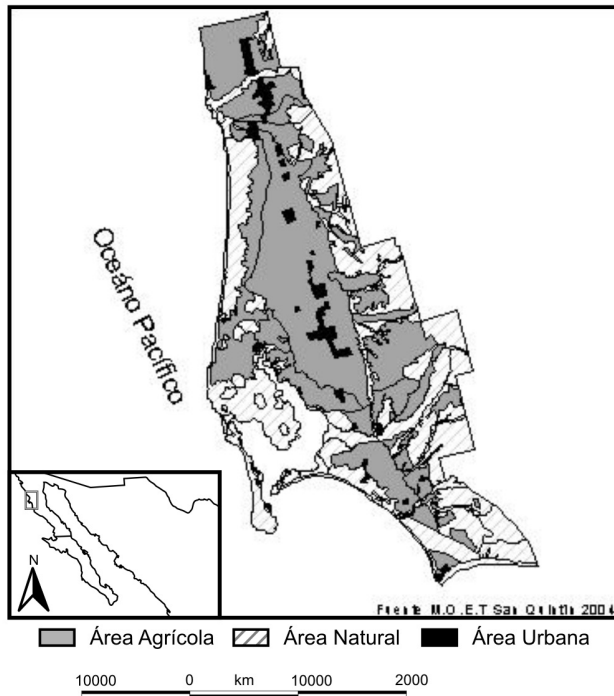
MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio fue realizado en la zona agrícola conocida del VSQ, que forma parte del municipio de Ensenada, Baja California, México (Figura 2) y tiene una superficie aproximada de 87,690 Ha, de las cuales el 53% presenta actividad agrícola³⁹.

Para el presente estudio fueron encuestados 88 individuos con el fin de identificar condiciones socioeconómicas, estilo de vida y otros factores que pudieran influir en el nivel de daño. De estos, un total de 40 personas aceptaron participar en el estudio mediante la firma de un consentimiento informado, de las cuales 25 estuvieron expuestas ocupacionalmente a plaguicidas y 15 de la misma región sin exposición laboral. En el grupo expuesto laboralmente participaron doce hombres y trece mujeres y en el grupo no expuesto siete hombres y ocho

mujeres. En la tabla 2 se muestran las características principales de la población de estudio.

Figura 2. Área de estudio Valle Agrícola del Valle de San Quintín. Modificado de Modelo de Ordenamiento Ecológico de Baja California



Cada participante donó una muestra de 5 ml de sangre, extraída del antebrazo. Se consideraron 1.000 células binucleadas para el conteo de biomarcadores de DG utilizando los criterios internacionales⁴⁰.

Los biomarcadores de DG utilizados en el estudio fueron MN, *Bud* y PC, que se pueden originar de manera espontánea o como respuesta a determinados agentes clastogénicos y/o aneugénicos.

La frecuencia de MN es el principal indicador de DG cuyos resultados se compararon con la media de MN para personas sanas, que en la literatura se establece de $8,8 \pm 2,6$ MN/1.000 CBN³⁵. Se realizaron análisis de frecuencias y ANOVA para análisis descriptivos y la prueba de Mann Whitney para determinar diferencias significativas entre las variables analizadas.

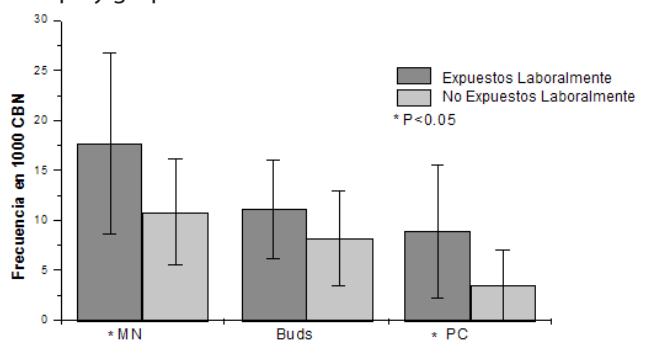
RESULTADOS

Los sujetos que laboran en el campo sobrepasan con una diferencia estadísticamente significativa en los biomarcadores de daño genético en PC y MN a los no expuestos laboralmente y ambos grupos superan la media de MN establecida para personas sanas ($8,8 \pm 2,6$ MN/1.000 CBN)³⁵. En las gemas nucleares no se encontró una diferencia significativa, aunque los trabajadores agrícolas presentan valores superiores a los no expuestos (Figura 3).

Tabla 2. Características del grupo de estudio

	Casos	Controles
Número de sujetos	25	15
Hombres	48%	47%
Mujeres	52%	53%
Fumadores	8%	20%
Migrantes	56%	33%
Rango de edad	19-50	20 – 33
Nivel de estudios:		
Sin estudios	3%	0%
Primaria	23%	7%
Secundaria	15%	0%
Bachillerato	39%	50%
Universidad	20%	43%

Figura 3. Biomarcadores de daño genético en el grupo expuesto laboralmente y No expuesto. Trabajadores del campo y grupo control



Se encontró que en el grupo estudiado, la relación entre el número de MN y los años de trabajar en el campo sigue una tendencia exponencial (Figura 4). Se observa también que en este grupo de personas, desde los primeros 4 años de exposición laboral hay una frecuencia superior a 8 MN, que es el límite establecido para personas sanas; después de 12 años de exposición laboral, se observan 18 MN y cuando han transcurrido 20 años de labor agrícola se llega los 25 MN.

Cuando la exposición es solamente ambiental, los hombres que tomaron parte en el monitoreo tienen una media de 8,2 MN y las mujeres 13,4 MN ($p \leq 0,05$); de manera similar, las mujeres estudiadas tuvieron mayor daño que los hombres en la población expuesta laboralmente a plaguicidas con promedios de 15,6 MN y 18 MN respec-

tivamente (Figura 5). Aunque esta diferencia no fue estadísticamente significativa, puede sugerir que la exposición laboral a plaguicidas es un factor de DG en hombres y mujeres jornaleros del VSQ, pero es el grupo de mujeres quienes mostraron mayor vulnerabilidad, cuando la exposición ambiental se suma a la ocupacional.

Figura 4. Frecuencia de MN vs tiempo de exposición ocupacional y función de correlación

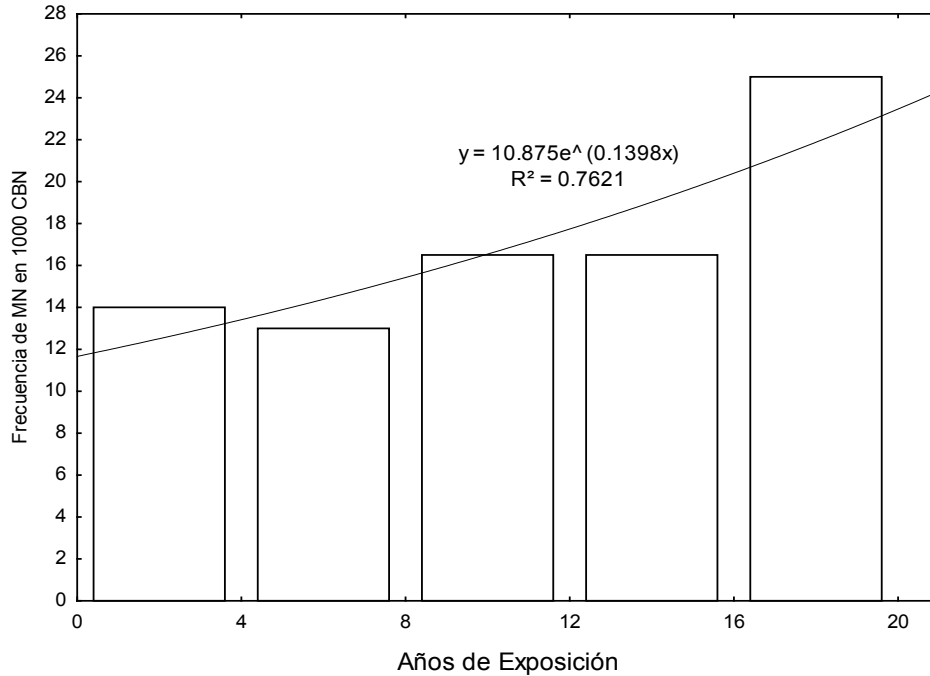
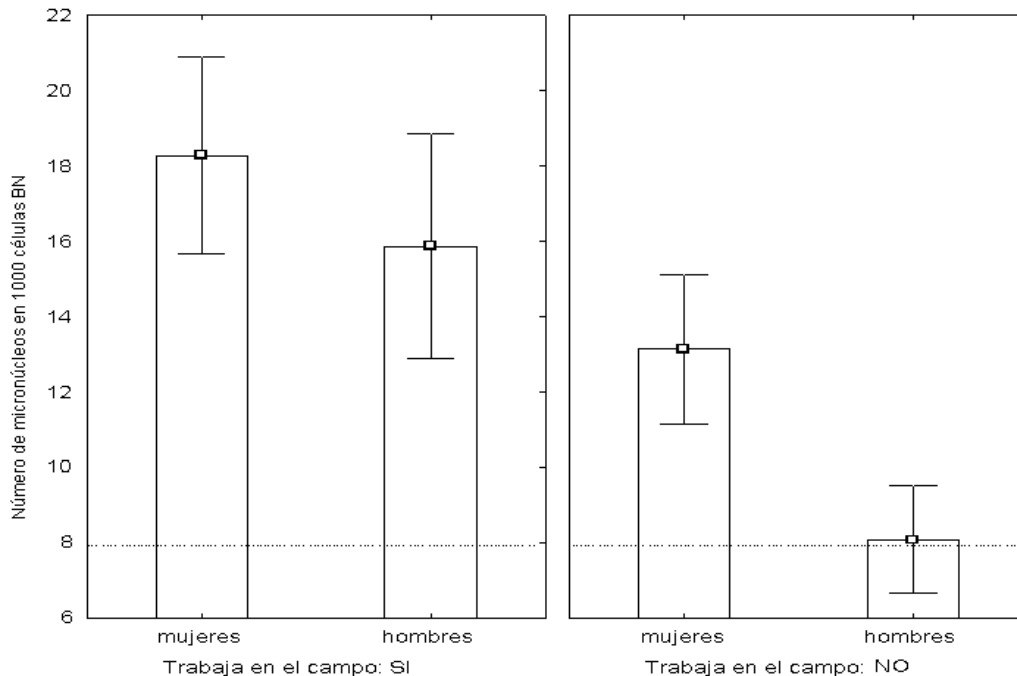


Figura 5. Comparativo de frecuencia de micro núcleos entre hombres y mujeres trabajadores y no trabajadores agrícolas



DISCUSIÓN

En las personas que tomaron parte del estudio en el VSQ, se observa cómo la exposición ocupacional a plaguicidas es un factor que aumenta el número de MN, tanto en hombres como en mujeres. No obstante, para alcanzar una estimación concluyente es necesario mejorar el diseño del muestreo en el sentido de que debe especificarse la frecuencia y la intensidad del consumo de tabaco y alcohol⁴¹, ya que incrementan el número de MN y pueden ser un factor de confusión⁴²⁻⁴⁴.

La relación encontrada en el presente trabajo entre el número de MN y el tiempo de exposición ocupacional a agroquímicos sugiere que estas variables se relacionan de manera exponencial, aunque son necesarias más investigaciones en este tipo de relaciones con grupos de mayor población⁴⁵.

Como se puede notar, tanto las mujeres expuestas laboralmente como las no expuestas, tienen más micronúcleos que los hombres. Aunque no se han encontrado trabajos publicados que expliquen esta diferencia, Fenech menciona que el cromosoma X sufre frecuentemente más rupturas cromosómicas en comparación con los demás cromosomas somáticos, e incluso más que el cromosoma Y⁴⁶. Al tomar en cuenta tanto que las mujeres tienen el doble de cromosomas X que los hombres como la posibilidad de que este cromosoma sufra más rupturas, es notorio que el sexo, aparte de ser un factor confusor de la técnica de micronúcleos por exposición a plaguicidas, constituye un factor de mayor vulnerabilidad para las mujeres expuestas a plaguicidas. Esto indica cómo las particularidades biológicas del sexo interactúan con las prácticas sociales de género. Es importante considerar lo anterior ya que las mujeres representan entre 60 y 90% de los 27 millones de trabajadores en las más de 2.000 zonas de procesamiento de exportación, a nivel mundial, donde la salud ocupacional y la legislación ambiental las exponen a riesgos y a jornadas extenuantes⁴⁷, como ocurre en los agronegocios de exportación en Baja California y en conjunción con la feminización del trabajo agrícola en el mundo⁴⁸⁻⁴⁹.

La presente biomonitorización permite reflexionar desde dos aspectos principales: el diseño metodológico de este tipo de estudios y lo relativo a la calidad de vida y su relación con las condiciones laborales y de género que enfrentan los jornaleros y las jornaleras en los agronegocios de hortalizas de exportación en Baja California. Particularmente debe considerarse la exposición a agentes genotóxicos como los agroquímicos y las normas de seguridad y control de uso de estos.

CONCLUSIONES

El grupo que labora en el campo presenta cerca del doble de MN que los no expuestos laboralmente, por lo que se puede decir que trabajar en el campo es un factor de riesgo genotóxico.

El grupo que solo tiene exposición a plaguicidas de tipo ambiental, en la región de VSQ presentó un número de MN superior a la media para personas sanas, aunque menor al del grupo laboralmente expuesto. Esto indica un riesgo de presentar DG en la comunidad por exposición ambiental a agroquímicos.

El grupo de las mujeres mostró mayor vulnerabilidad tanto a la exposición ambiental como a la ocupacional, lo que nos indica que el género es una variable importante a considerar en la vulnerabilidad al DG.

REFERENCIAS

1. Dolara P, Torricelli F, Antonelli N. Cytogenetic effects on human lymphocytes of a mixture of fifteen pesticides commonly used in Italy. *Mutation Research Letters*. 1994;325(1):47-51.
2. Marinovich M, Ghilardi F, Galli CL. Effect of pesticide mixtures on in vitro nervous cells: Comparison with single pesticides. *Toxicology*. 1996;108(3):201-6.
3. Bolognesi C, Landini E, Perrone E, Roggieri P. Cytogenetic biomonitoring of a floriculturist population in Italy: micronucleus analysis by fluorescence in situ hybridization (FISH) with an all-chromosome centromeric probe. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2004;557(2):109-17.
4. Garaj-Vrhovac V, Zeljezic D. Cytogenetic monitoring of croatian population occupationally exposed to a complex mixture of pesticides. *Toxicology*. 2001;165(2-3):153-62.
5. Martínez-Valenzuela C, Gómez-Arroyo S, Villalobos-Pietrini R, Waliszewski S, Calderón-Segura ME, Félix-Gastélum R et al. Genotoxic biomonitoring of agricultural workers exposed to pesticides in the north of Sinaloa State, Mexico. *Environment International*. 2009;35(8):1155-9.
6. Remor AP, Totti CC, Moreira DA, Dutra GP, Heuser VD, Boeira JM. Occupational exposure of farm workers to pesticides: Biochemical parameters and evaluation of genotoxicity. *Environment International*. 2009;35(2):273-8.
7. Sailaja N, Chandrasekhar M, Rekhadevi PV, Mahboob M, Rahman MF, Vuyyuri SB, et al. Genotoxic evaluation of workers employed in pesticide production. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2006;609(1):74-80.
8. Bolognesi C, Parrini M, Bonassi S, Ianello G, Salanitro A. Cytogenetic analysis of a human population occupationally exposed to pesticides. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*. 1993;285(2):239-49.

9. Bortoli GMd, Azevedo MBd, Silva LBd. Cytogenetic biomonitoring of Brazilian workers exposed to pesticides: Micronucleus analysis in buccal epithelial cells of soybean growers. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2009;675(1-2):1-4.
10. Carbonell E, Valbuena A, Xamena N, Creus A, Marcos R. Temporary variations in chromosomal aberrations in a group of agricultural workers exposed to pesticides. *Mutation Research/Genetic Toxicology*. 1995;344(3-4):127-34.
11. De Ferrari M, Artuso M, Bonassi S, Bonatti S, Cavalieri Z, Pescatore D, et al. Cytogenetic biomonitoring of an Italian population exposed to pesticides: chromosome aberration and sister-chromatid exchange analysis in peripheral blood lymphocytes. *Mutation Research/Genetic Toxicology*. 1991;260(1):105-13.
12. Gómez-Arroyo S, Díaz-Sánchez Y, Meneses-Pérez MA, Villalobos-Pietrini R, De León-Rodríguez J. Cytogenetic biomonitoring in a Mexican floriculture worker group exposed to pesticides. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2000;466(1):117-24.
13. Gómez-Arroyo S, Noriega-Aldana N, Osorio A, Galicia F, Ling S, Villalobos-Pietrini R. Sister-chromatid exchange analysis in a rural population of Mexico exposed to pesticides. *Mutation Research Letters*. 1992;281(3):173-9.
14. Lucero L, Pastor S, Suárez S, Durbán R, Gómez C, Parrón T, et al. Cytogenetic biomonitoring of Spanish greenhouse workers exposed to pesticides: micronuclei analysis in peripheral blood lymphocytes and buccal epithelial cells. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2000;464(2):255-62.
15. Páldy A, Puskás N, Vincze K, Hadházi M. Cytogenetic studies on rural populations exposed to pesticides. *Mutation Research/Genetic Toxicology*. 1987;187(3):127-32.
16. Scarpato R, Migliore L, Angotzi G, Fedi A, Miligi L, Loprieno N. Cytogenetic monitoring of a group of Italian floriculturists: no evidence of DNA damage related to pesticide exposure. *Mutation Research/Genetic Toxicology*. 1996;367(2):73-82.
17. Shaham J, Kaufman Z, Gurvich R, Levi Z. Frequency of sister-chromatid exchange among greenhouse farmers exposed to pesticides. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2001;491(1-2):71-80.
18. Bolognesi C, Creus A, Ostrosky-Wegman P, Marcos R. Micronuclei and pesticide exposure. *Mutagenesis*. 2011 Jan;26(1):19-26.
19. Bojorquez RG. Efectos Genotóxicos de Azinfos Metílico y OxidometonMetil: Insecticidas de Amplio Uso en Baja California. (Tesis Maestría) Universidad Autónoma de Baja California. 1994.
20. Camarena L, Arellano E, VonGlascoe C, Martínez C. Voces de las mujeres jornaleras indígenas: procesos de precarización social en dos valles agrícolas del municipio de Ensenada, Baja California. In: Heath H, Castillo N, C. Martínez, Rodríguez J, editors. *Procesos Sociales en el Noroeste de México: migración, trabajo y gestión del territorio*. Ensenada: UABC; 2011. p. 109-33.
21. Camarena L, Arellano E, VonGlascoe C, Martínez C. Voces de las mujeres jornaleras indígenas: procesos de precarización social en dos valles agrícolas del municipio de Ensenada, Baja California. *Procesos Sociales en el Noroeste de México: migración, trabajo y gestión del territorio*. Ensenada, B.C.: UABC; 2011. p. 109-33.
22. Zalacain M SL, Patiño A. El ensayo de micronúcleos como medida de inestabilidad genética inducida por agentes genotóxicos *An Sist Sanit Navar*. 2005;28(2):227-36.
23. Palacios-Nava ME P-RP, Hernández-Robles S, Mendoza-Alvarado L. Sintomatología persistente en trabajadores industrialmente expuestos a plaguicidas organofosforados. *Salud Publica de México*. 1999;41:55 - 61.
24. Reynolds P, Hurley SE, Goldberg DE, Yerabati S, Gunier RB, Hertz A, et al. Residential proximity to agricultural pesticide use and incidence of breast cancer in the California Teachers Study cohort. *Environmental Research*. 2004;96(2):206-18.
25. O'Leary ES, Vena JE, Freudenheim JL, Brasure J. Pesticide exposure and risk of breast cancer: a nested case-control study of residentially stable women living on Long Island. *Environmental Research*. 2004;94(2):134-44.
26. Morris B BA, Gibson R, Everett G, Cantor K, Schuman L. Pesticide exposures and agricultural risk factors for leukemia among men in Iowa and Minnesota. *Cancer Res*. 1990;50:6585-91.
27. Mathur V, Bhatnagar P, Sharma RG, Acharya V, Sexana R. Breast cancer incidence and exposure to pesticides among women originating from Jaipur. *Environment International*. 2002;28(5):331-6.
28. Maria Feychting NP, Gun Nise, Anders Ahlbom. Paternal Occupational Exposures and Childhood Cancer. *Environmental Health Perspectives*. Feb 2001;109(2).
29. Hoar ZS BA. Pesticides and non-Hodgkin's lymphoma. *Cancer Res*. 1992;52:5485-8.
30. Fenech M. Biomarkers of genetic damage for cancer epidemiology. *Toxicology*. 2002;181-182(0):411-6.
31. Carozza Susan E. BL, Kai Elgethun, and Ryan Whitworth. Risk of Childhood Cancers Associated with Residence in Agriculturally Intense Areas in the United States. *Environmental Health Perspectives*. 2008;116(4):559 - 65.
32. Martínez- Valenzuela C. G-AS. Riesgo genotóxico por exposición a plaguicidas en trabajadores agrícolas. *Rev Int Contam Ambient [revista en la Internet [serial on the Internet]]*. 2007; 23((4)): Available from: Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992007000400004&lng=es.
33. Pastor B. *Biomonitorización citogenética de cuatro poblaciones agrícolas europeas expuestas a plaguicidas, mediante el ensayo de micronúcleos*. Barcelona, España: Universidad Autónoma de Barcelona; 2002.
34. Countryman PI, Heddle JA. The production of micronuclei from chromosome aberrations in irradiated cultures of human lymphocytes. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*. 1976;41(2-3):321-31.

35. Fenech M, A. M. Measurement of micronuclei in lymphocytes. *Mutation Research/Environmental Mutagenesis and Related Subjects*. 1985;147(1-2):29-36.
36. Fenech M, Crott JW. Micronuclei, nucleoplasmic bridges and nuclear buds induced in folic acid deficient human lymphocytes—evidence for breakage–fusion–bridge cycles in the cytokinesis-block micronucleus assay. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*. 2002;504(1-2):131-6.
37. Fenech M, Bonassi S, Turner J, Lando C, Ceppi M, Chang WP, et al. Intra- and inter-laboratory variation in the scoring of micronuclei and nucleoplasmic bridges in binucleated human lymphocytes: Results of an international slide-scoring exercise by the HUMN project. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2003;534(1-2):45-64.
38. Fenech M, Chang WP, Kirsch-Volders M, Holland N, Bonassi S, Zeiger E. HUMN project: detailed description of the scoring criteria for the cytokinesis-block micronucleus assay using isolated human lymphocyte cultures. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2003;534(1-2):65-75.
39. Moreno-Mena J, M.López-Limón. Desarrollo agrícola y uso de agroquímicos en el valle de Mexicali. *Estudios Fronterizos Estudios Fronterizos* 2005;6(12):119-53.
40. Bonassi S, Fenech M, Lando C, Yiping Lin MC, Chang WP, Holland N et al. Human MicroNucleus Project: International Database Comparison for Results With the Cytokinesis-Block Microneucleus Assay in Human Lymphocytes: I. Effect of Laboratory Protocol, Scoring Criteria, and Host Factors on the Frequency of Micronuclei . *Environmental and Molecular Mutagenesis*. 2001;37:31-45.
41. Bonassi S, Coskun E, Ceppi M, Lando C, Bolognesi C, Burgaz S, et al. The HUman MicroNucleus project on exfoliated buccal cells (HUMN(XL)): the role of life-style, host factors, occupational exposures, health status, and assay protocol. *Mutat Res*. 2011 Nov-Dec;728(3):88-97.
42. Battershill JM, Burnett K, Bull S. Factors affecting the incidence of genotoxicity biomarkers in peripheral blood lymphocytes: impact on design of biomonitoring studies. *Mutagenesis*. 2008 Nov;23(6):423-37.
43. Ceppi M, Biasotti B, Fenech M, Bonassi S. Human population studies with the exfoliated buccal micronucleus assay: statistical and epidemiological issues. *Mutat Res*. 2010 Jul-Sep;705(1):11-9.
44. Heddle JA, Fenech M, Hayashi M, MacGregor JT. Reflections on the development of micronucleus assays. *Mutagenesis*. 2011 Jan;26(1):3-10.
45. Pastor S, Gutierrez S, Creus A, Xamena N, Piperakis S, Marcos R. Cytogenetic analysis of Greek farmers using the micronucleus assay in peripheral lymphocytes and buccal cells. *Mutagenesis*. 2001 Nov;16(6):539-45.
46. Fenech M, Bonassi S. The effect of age, gender, diet and lifestyle on DNA damage measured using micronucleus frequency in human peripheral blood lymphocytes. *Mutagenesis*. 2011 Jan;26(1):43-9.
47. Pedrosa L YM. Género y Salud en cifras. Género, salud y equidad [serial on the Internet]. Enero - Abril 2004; 2(1): Available from: <http://www.facmed.unam.mx/deptos/salud/genero/boletines/boletin%20V2-1.pdf>.
48. Moreno-Mena J. Los valles agrícolas de Baja California: Espacios de agricultura para la exportación. In: Valdez EPy, editor. *Migración, Poder y Procesos Rurales*. México 2008. p. 65-77.
49. Maier E. Mujeres indígenas, migración y ambiente. *Papeles de Población*. 2001 Julio/Septiembre;29:34.

Cadmio en sangre y su relación con el consumo de tabaco en una población laboral hospitalaria

Blood cadmium and its relationship with smoking in a hospital employee population

Cádmio presente no sangue e a sua relação com o consumo de tabaco numa população de trabalhadores de um hospital

Avellaneda Díaz Díaz¹, Montserrat González-Estecha¹, Elena M. Trasobares Iglesias¹, César Morales Bayle¹, Manuel Fuentes Ferrer², Cristina Fernández Pérez².

1: Servicio de Análisis Clínicos, Hospital Clínico San Carlos, Madrid.

2: Servicio de Medicina Preventiva, Hospital Clínico San Carlos, Madrid.

Cita: Díaz Díaz A, González-Estecha M, Trasobares Iglesias EM, Morales Bayle C, Fuentes Ferrer M, Fernández Pérez C. Cadmio en sangre y su relación con el consumo de tabaco en una población laboral hospitalaria. Rev. salud ambient. 2012;12(2):102-109

Recibido: 28 de junio de 2012. **Aceptado:** 13 de noviembre de 2012. **Publicado:** 27 de diciembre de 2012

Autor para correspondencia: Avellaneda Díaz Díaz (Correo e: avellaneda.diaz.diaz@gmail.com). C/Viriato, 37 - 5º A, CP-28010, Madrid. Tfno.: 616429819; 911162401.

Financiación: Ninguna.

Declaración de conflicto de intereses: Los autores declaran que no existen conflictos de intereses que hayan influido en la realización y la preparación de este trabajo.

Resumen

La exposición de la población general al cadmio es un problema de salud pública, siendo las principales fuentes tanto el consumo de tabaco como la exposición al humo del mismo.

El objetivo de este trabajo fue determinar la concentración de cadmio en sangre en una población laboral hospitalaria y su asociación con el consumo de tabaco.

Se administró el cuestionario PESA[®] a 395 sujetos. El cadmio en sangre se midió por espectrometría de absorción atómica con atomización electroterma.

La mediana de cadmio en sangre fue 0,29 µg/L. La mediana de cadmio de los fumadores (0,83 µg/L) fue la más elevada y la de los exfumadores (0,31 µg/L) fue a su vez más elevada que la de aquellos que nunca habían fumado (0,21 µg/L). Dentro del grupo de fumadores, se observó una asociación entre la concentración de cadmio y el número de cigarrillos inhalados.

En el grupo de exfumadores se observó una asociación con el número de cigarrillos que habían consumido y una correlación negativa entre el tiempo transcurrido desde el abandono del hábito tabáquico y la concentración de cadmio en sangre.

Dentro del grupo de los que nunca habían fumado, se observó una diferencia entre la concentración de cadmio de los fumadores pasivos (0,24 µg/L) y los que no lo eran (0,20 µg/L).

La concentración de cadmio en sangre se relacionó con el consumo de tabaco. Son necesarios más estudios para confirmar el hallazgo de concentraciones de cadmio más elevadas en los fumadores pasivos.

Palabras clave: cadmio, tabaco, humo de tabaco, fumador pasivo.

Abstract

Exposure to cadmium is a public health problem due to the broad exposure to this toxic substance among the general population. The main sources of exposure are both tobacco consumption and tobacco smoke.

The aim of this study was to determine the blood cadmium concentration in an employee population drawn from our hospital and its association with tobacco consumption.

The exposure questionnaire PESA[®] was administered to 395 employees. Blood cadmium was measured by electrothermal atomization atomic absorption spectrometry.

The median blood cadmium concentration was 0.29 µg/L. The median cadmium of current smokers (0.83 µg/L) was the highest, while that for ex-smokers (0.31 µg/L) was also higher than that for those who had never smoked. Among the smokers, an associa-

tion was observed between the concentration of blood cadmium and the number of cigarettes inhaled. The group of ex-smokers showed an association with the number of cigarettes they had consumed and a negative correlation between the elapsed time between quitting smoking and the concentration of blood cadmium. In never smokers, there was a difference between the concentration of cadmium in those who were passive smokers (0.24 µg/L) and those who were not (0.20 µg/L). The concentration of cadmium in blood is related to the tobacco consumption. Further studies are needed to confirm the finding of higher concentrations of cadmium in passive smokers.

Keywords: cadmium, tobacco, tobacco smoke, passive smoker.

Resumo

A exposição da população em geral ao cádmio é um problema de saúde pública, sendo as principais fontes o consumo de tabaco e a exposição ambiental ao fumo do mesmo. Este trabalho teve como objetivo determinar a concentração de cádmio no sangue numa população de trabalhadores de um hospital e a sua associação com o consumo de tabaco. Aplicou-se um questionário PESA® a 395 indivíduos. O cádmio no sangue mediu-se por espectrometria de absorção atómica com atomização eletrotérmica. A mediana de cádmio no sangue foi 0,29 µg/L. A mediana de cádmio nos fumadores (0,83 µg/L) foi a mais elevada e a dos ex-fumadores (0,31 µg/L) foi superior à dos indivíduos que nunca tinham fumado (0,21 µg/L). Dentro do grupo de fumadores, observou-se uma associação entre a concentração de cádmio e o número de cigarros fumados. No grupo de ex-fumadores observou-se uma associação com o número de cigarros que tinham consumido e uma correlação negativa entre o tempo decorrido desde o abandono do hábito tabágico e a concentração de cádmio no sangue. Dentro do grupo de pessoas que nunca tinham fumado, observou-se uma diferença entre a concentração de cádmio nos fumadores passivos (0,24 µg/L) em relação àqueles que não o eram (0,20 µg/L). A concentração de cádmio no sangue está relacionada com o consumo de tabaco. São necessários mais estudos para confirmar a existência de concentrações mais altas de cádmio no sangue de fumadores passivos.

Palavras-chave: cádmio, tabaco, fumo do tabaco, fumador passivo.

INTRODUCCIÓN

El cadmio es un elemento ultratraza, presente en el medio ambiente, del que solo se conocen efectos tóxicos en el ser humano.

El cadmio tiene múltiples usos en la industria: se utiliza en la fabricación de baterías, pigmentos, plásticos como el cloruro de polivinilo (PVC) y fertilizantes. Se obtiene como producto secundario en la producción de otros metales tales como el cobre, el plomo o el zinc y se emplea en múltiples aleaciones, fundición y refinación de metales. También se produce durante el proceso de combustión e incineración de residuos domésticos^{1,2}.

La principal fuente de exposición es la laboral, en aquellos trabajadores que realizan tareas tales como aleación y refinación de metales o que utilizan cadmio para producir artículos como baterías, esmaltes o plásticos. También pueden estar expuestos los trabajadores que realizan soldaduras o fundición de metales que contengan cadmio¹.

Debido a su alta tasa de transferencia desde el suelo a las plantas, el cadmio es un contaminante que se encuentra en múltiples alimentos lo que hace que la dieta

sea la principal fuente de exposición entre la población general^{3,4}.

Sin embargo, en población fumadora o expuesta al humo del tabaco la principal fuente de exposición a cadmio es el consumo de tabaco y la exposición al humo del mismo^{1,5}.

También son fuentes de exposición el consumo de agua contaminada, la ingesta de alimentos que contengan cadmio, tales como cereales, moluscos y crustáceos, productos lácteos y carnes (especialmente hígado y riñón)^{1,6} o que hayan estado almacenados en recipientes que contuvieran cadmio así como la inhalación de aire contaminado procedente de incineradoras y fundiciones⁷.

El cadmio es un elemento muy tóxico que produce daño tubular, glomerular y disfunción renal, desmineralización ósea y osteoporosis^{1,8}.

Diversos estudios realizados en trabajadores expuestos y en áreas con elevada contaminación han mostrado una asociación entre la exposición al cadmio y un aumento de la mortalidad en general, cardiovascular, por cáncer de pulmón, próstata y renal^{1,8}.

También se han publicado estudios que muestran efectos adversos con concentraciones más bajas de cadmio en la población general. Recientemente, se han referido los resultados del tercer estudio National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES III), realizado en 13.958 sujetos a los que se siguió hasta el 31 de diciembre de 2000, en el que se muestra que la exposición ambiental a cadmio en la población general se ha asociado a un aumento del riesgo de mortalidad en general, cardiovascular y por cáncer entre los hombres, pero no entre las mujeres⁹.

El cadmio es un factor de riesgo cardiovascular, incluso a muy bajas concentraciones¹⁰ y la European Food Safety Authority (2009) reconoce que está asociado con el infarto de miocardio¹¹ y con alteraciones de la función cardiovascular¹². Es considerado como un agente cancerígeno por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) y el Departamento de Salud y Servicios Humanos de Estados Unidos (DHHS). A su vez la Agencia de Protección Ambiental estadounidense establece que si se inhala, el cadmio es probablemente un carcinógeno¹.

Por tanto, los datos publicados en los últimos años sugieren que la exposición al cadmio es un problema de salud pública debido a la amplia exposición a este tóxico en la población general y a que probablemente no haya un valor umbral seguro⁶.

El objetivo de este estudio es medir la concentración de cadmio en sangre en una población laboral hospitalaria del Hospital Clínico San Carlos de Madrid y estudiar la asociación de las concentraciones de cadmio con el consumo de tabaco.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se incluyeron en el estudio todos los empleados del Hospital Clínico San Carlos que voluntariamente quisieron participar en el mismo tras firmar el consentimiento informado. Se envió a todos los empleados, junto con una nómina, una circular en la que se les invitaba a participar en el estudio y en la que se explicaban las características de este.

La población laboral del hospital era de 5.958 trabajadores: 26% hombres y 74% mujeres.

Finalmente participaron 395 empleados, 64 hombres (16,2%) y 331 mujeres (83,8%), con una media de edad de 47 años (DE: 11,1) y un rango de edad de 20 a 70 años.

Tabla 1. Características de la población de estudio (n (%))

Población laboral	395		
Sexo	Hombres	64 (16,2)	
	Mujeres	331 (83,8)	
Fumador	Sí	77 (19,5)	
	No	318 (80,5)	
Exfumador	Sí	148 (37,5)	
	No	247 (62,5)	
No fumadores	Sí	149 (37,7)	
	No	246 (62,3)	
	Fumador pasivo	Sí	71 (18)
		No	78 (19,7)

Se calculó el tamaño muestral para un nivel de confianza del 95% (error α del 5%) y una precisión del 0,32, en base a una desviación típica de 3,2 de los datos del plomo de la población laboral del Hospital Gómez Ulla¹³. El tamaño muestral resultante fue de 374 personas.

A los sujetos participantes se les administró el cuestionario estandarizado PESA[®] de exposición al plomo y cadmio⁶. Este cuestionario consta de 75 preguntas que exploran los diferentes factores de exposición al plomo y al cadmio: variables sociodemográficas, antecedentes personales, hábitos de vida, exposición laboral al plomo y al cadmio, situación laboral actual, características de la vivienda actual, variables de exposición al tráfico, variables relacionadas con utensilios de cocina y variables de exposición durante el tiempo de ocio.

Los cuestionarios fueron autoadministrados, pero se facilitaron previamente unas instrucciones para rellenarlos y se supervisó la cumplimentación de los mismos en el momento de entrega en todos los casos.

En cuanto a las consideraciones éticas, se solicitó la firma del consentimiento informado previo a la realización del estudio. Se respetaron las normas internacionales de protección de datos, así como la legislación española vigente¹⁴. Se solicitó la autorización del comité de ética, del comité de investigación y de la dirección del hospital.

Las muestras de sangre se obtuvieron en un tubo anticoagulado con sal tripotásica del ácido etilendiaminotetraacético (EDTA K3) para la medición de cadmio en

sangre.

La concentración de cadmio en sangre se midió por espectrometría de absorción atómica con atomización electrotrémica y corrección de fondo por efecto Zeeman en un espectrómetro Perkin-Elmer AAnalyst 800.

El laboratorio participó en un programa de control de calidad externo de la Universidad de Guildford, Surrey (Reino Unido)¹⁵.

El límite de detección de cadmio fue 0,1 µg/L. A los sujetos con concentraciones de cadmio inferiores al límite de detección se les asignó un valor igual al límite de detección dividido por $\sqrt{2}$ ¹⁶.

En cuanto al análisis estadístico de los datos, las variables cualitativas se presentan con su distribución de frecuencias y las variables cuantitativas se resumen con su media y desviación estándar (DE). Las variables cuantitativas que muestran una distribución asimétrica se resumen con la mediana y el rango intercuartílico (RIC). Para la comparación de variables cuantitativas que no siguen una distribución normal se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis para la comparación entre más de dos grupos, o el test de la U de Mann-Whitney en el caso de dos grupos independientes. Se evaluó la relación lineal mediante el cálculo del coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman.

Se ajustó un modelo de regresión lineal múltiple con el objetivo de evaluar el efecto del consumo de tabaco sobre los niveles de cadmio en sangre. Se ajustó por aquellos factores clínicamente relevantes, tales como edad, sexo, nivel de ferritina y hemoglobina, que se asociaron con los niveles de cadmio. Se realizó una transformación logarítmica de la variable dependiente (niveles de cadmio).

Para todas las pruebas se aceptará un valor de significación del 5%.

El procesamiento y análisis de los datos se realizará mediante el paquete estadístico SPSS 15.0.

RESULTADOS

Se obtuvo una mediana de cadmio en sangre de 0,29 µg/L (RIC: 0,18-0,50).

La mediana de cadmio de los fumadores (0,83 µg/L; RIC: 0,42-1,12) fue más elevada que la de los exfumadores (0,31 µg/L; RIC: 0,18-0,43) y a su vez esta fue más elevada que la de aquellos empleados que nunca habían

fumado (0,21 µg/L; RIC: 0,11-0,29) siendo esta diferencia estadísticamente significativa ($p < 0,001$). Además, se observó una tendencia lineal entre el tipo de fumador y el cadmio ($p < 0,001$).

Tabla 2. Concentraciones de cadmio en sangre en los diferentes grupos

	Cd (µg/L) Mediana (RIC)
Fumadores	0,83 (0,42-1,12)
Exfumadores	0,31 (0,18- 0,43)
No fumadores	0,21 (0,11-0,29)
	$p < 0,001$

Dentro del grupo de fumadores, se observó una asociación entre la concentración de cadmio en sangre y el número de cigarrillos inhalados ($r = 0,620$; $p < 0,001$) (Figura 1).

En el grupo de exfumadores también se observó una asociación con el número de cigarrillos que habían consumido ($r = 0,265$; $p = 0,001$) (Figura 2). Además, se halló una correlación negativa entre el tiempo transcurrido entre el abandono del hábito tabáquico (mediana 13 años; RIC=6-19) y la concentración de cadmio en sangre ($r = -0,200$; $p = 0,017$).

En el grupo de los que nunca habían fumado, se observó una diferencia estadísticamente significativa ($p = 0,035$) entre la concentración de cadmio de los fumadores pasivos (0,24 µg/L; RIC: 0,11-0,33) con respecto a los que no lo eran (0,20 µg/L; RIC: 0,11-0,26). A través del análisis lineal múltiple, ajustado por edad, sexo, nivel de ferritina y hemoglobina, los fumadores pasivos presentaron en media un 17% más de concentración de cadmio (razón relativa 1,17; IC95: 0,9-1,4; $p = 0,088$) que los que nunca habían fumado y que declararon no ser fumadores pasivos aunque este análisis no es estadísticamente significativo.

Figura 1. Asociación positiva entre el Cd en sangre y el número de cigarrillos consumidos por día en el grupo de fumadores

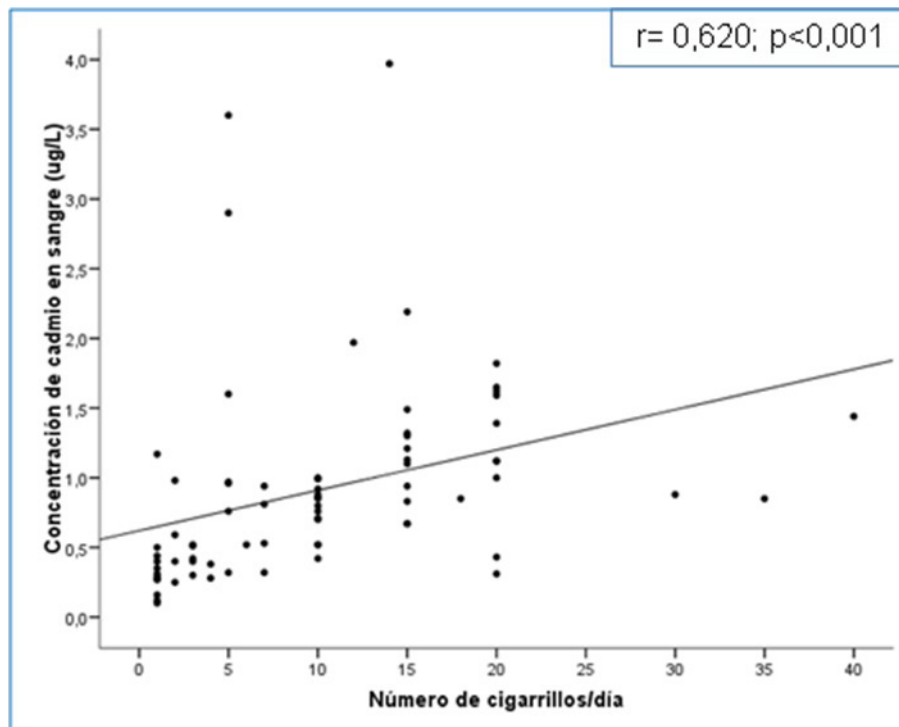


Figura 2. Asociación entre el Cd en sangre y el número de cigarrillos consumidos por día en el pasado en el grupo de exfumadores

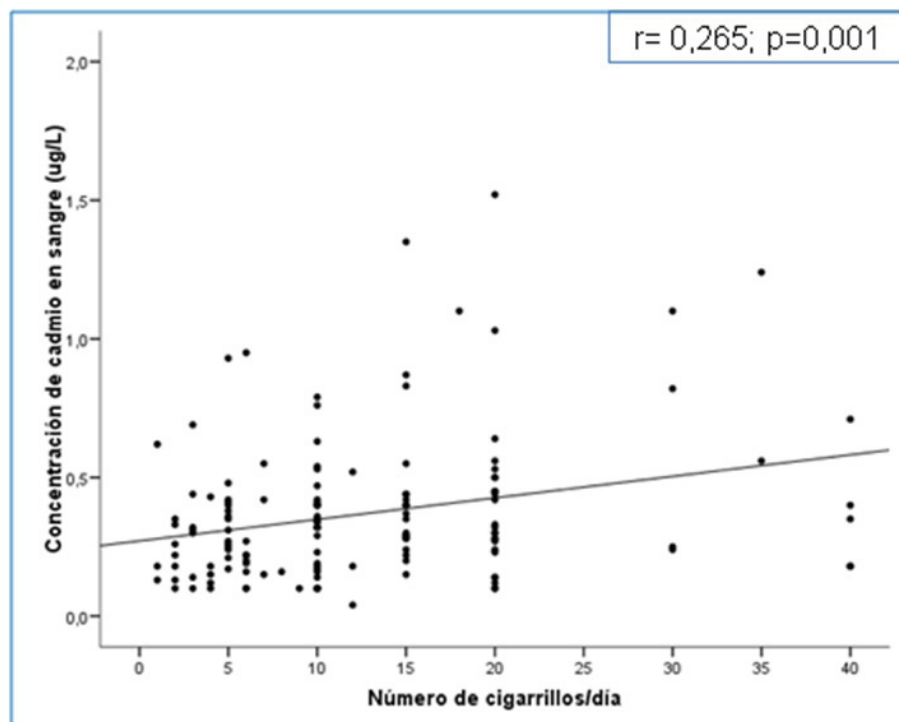


Figura 3. Relación entre la concentración de cadmio en sangre y el tiempo en años transcurrido desde que se abandonó el hábito tabáquico en el grupo de exfumadores

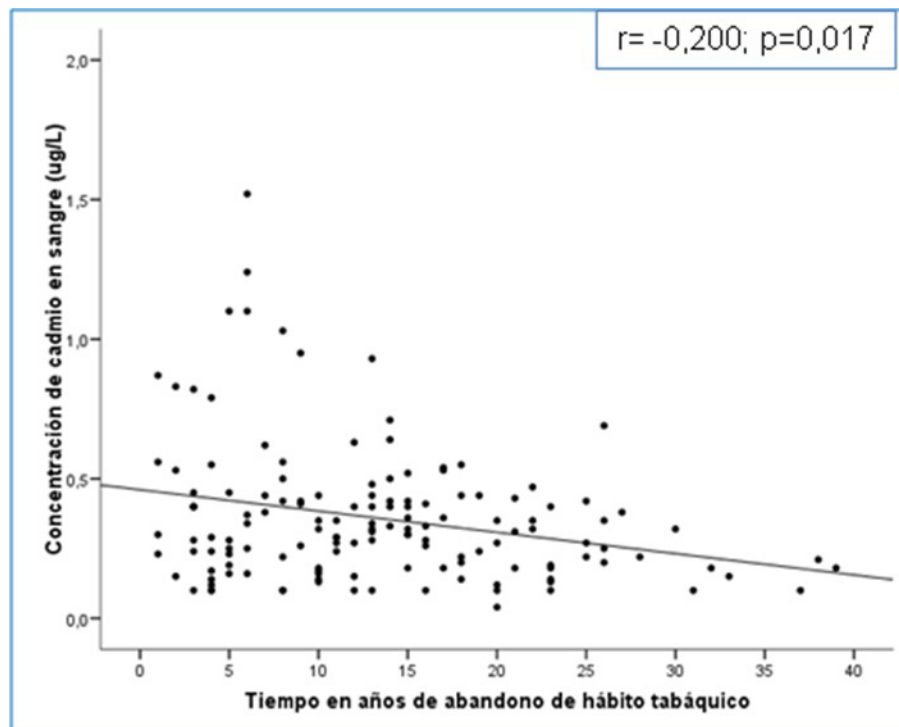


Tabla 3. Concentraciones de cadmio en sangre en los grupos de fumadores pasivos y no fumadores pasivos

	Cd (µg/L) Mediana (RIC)
Fumadores pasivos	0,24 (0,11-0,33)
No fumadores pasivos	0,20 (0,11-0,26)
p= 0,035	

DISCUSIÓN

El cadmio presente en el aire se deposita sobre las tierras de cultivo, desde donde se incorpora a las plantas¹⁷. A pesar de que desde la década de los 60 se han producido avances tecnológicos para disminuir las emisiones atmosféricas de cadmio, este no se degrada en el medio ambiente, de manera que las concentraciones ambientales continúan creciendo como resultado de la actividad humana¹⁸.

El impacto medioambiental de los fertilizantes que contienen cadmio es una gran preocupación, ya que los vegetales bioconcentran el cadmio del suelo en el que crecen^{1,10}. Los suelos ácidos están asociados con un aumento de la transferencia de cadmio a las plantas en comparación con los suelos alcalinos¹⁹.

En el caso del tabaco, el cadmio es un constituyente integral del mismo debido a que las especies de *Nicotiana* concentran el cadmio independientemente del contenido de cadmio que tenga el suelo⁵.

Así pues, el consumo de tabaco es una importante fuente de exposición a cadmio^{1,20} y se ha hallado que los fumadores tienen aproximadamente el doble de cadmio corporal que los no fumadores¹.

El cadmio en sangre se considera como el marcador más válido de exposición reciente. No obstante, se ha demostrado que el cadmio en sangre correlaciona bien con el cadmio en orina, que tradicionalmente ha sido empleado para estudiar la exposición a largo plazo, de manera que ambos se consideran válidos para valorar la carga corporal de cadmio²¹. Incluso en personas con edades por debajo de 60 años, se considera que el cadmio en sangre refleja mejor la carga de cadmio que el cadmio

urinario³.

Las concentraciones de cadmio en población general varían mucho de unos países a otros. Esto se debe, entre otras razones, a que tanto los hábitos de consumo tabáquico como la composición de los cigarrillos son diferentes de unos países a otros. Además, hay que tener en cuenta que las concentraciones en población general se pueden ver afectadas por el propio método analítico, ya que las concentraciones de cadmio en sangre son bajas, próximas a los límites de detección, que son diferentes de unos estudios a otros.

Aún así, nuestros resultados son similares a los que obtuvieron en Estocolmo, en el que la mediana de cadmio fue 0,16 µg/L en no fumadores y se encontraron niveles 4-5 veces superiores en fumadores²². En Estados Unidos, en el estudio NHANES 2005-2006 se obtuvo una mediana de cadmio de 0,37 µg/L²³.


En nuestro estudio confirmamos la relación existente entre la concentración de cadmio en sangre y el consumo de tabaco²⁰ ya que encontramos una fuerte asociación entre el número de cigarrillos inhalados y las concentraciones de cadmio en sangre, tanto en el grupo de fumadores, como en el grupo de exfumadores.

La importancia del consumo de tabaco, tanto en el presente como en el pasado, se refleja de manera muy significativa en la concentración de cadmio en sangre. Así, en nuestro estudio, los fumadores presentaron una mediana de cadmio en sangre 3 veces superior a los exfumadores y 4 veces superior a los no fumadores.

Considerando el grupo de no fumadores, también encontramos diferencias significativas entre aquellos trabajadores que estaban expuestos al humo del tabaco y los que no lo estaban. Este hecho apoya la importancia del cumplimiento de la Ley 42/2010, referente a la prohibición del consumo de tabaco en centros públicos.

REFERENCIAS

1. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for Cadmium (Draft for Public Comment) Atlanta, GA: U S Department of Health and Human Services, Public Health Service. 2008.
2. Verougstraete V, Lison D, Hotz P. Cadmium, Lung and Prostate Cancer: A Systematic Review of Recent Epidemiological Data. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*. 2003 Jan 1;6(3):227-56.
3. Satarug S, Garrett SH, Sens MA, Sens DA. Cadmium, Environmental Exposure, and Health Outcomes. *Environ Health Perspect*. 2010;118(2):182-90.
4. Franz E, Römkens P, van Raamsdonk L, van der Fels-Klerx I. A Chain Modeling Approach To Estimate the Impact of Soil Cadmium Pollution on Human Dietary Exposure. *Journal of Food Protection*. 2008;71(12):2504-13.
5. Satarug S, Moore MR. Adverse Health Effects of Chronic Exposure to Low-Level Cadmium in Foodstuffs and Cigarette Smoke. *Environ Health Perspect*. 2004 Mar 25;112(10).
6. Gonzalez-Estecha M, Trasobares E, Fuentes M, Martinez MJ, Cano S, Vergara N, et al. Blood lead and cadmium levels in a six hospital employee population. PESA study, 2009. *J Trace Elem Med Biol*. 2011 Jan;25 Suppl 1:S22-S29.
7. Satarug S, Baker JR, Urbenjapol S, Haswell-Elkins M, Reilly PEB, Williams DJ, et al. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. *Toxicology Letters*. 2003 Jan 31;137:65-83.
8. Mead MN. Cadmium Confusion: Do Consumers Need Protection? *Environ Health Perspect*. 2010 Dec 1;118(12).
9. Menke A, Muntner P, Silbergeld EK, Platz EA, Guallar E. Cadmium Levels in Urine and Mortality among U.S. Adults. *Environ Health Perspect*. 2008 Sep 3;117(2).
10. Tellez-Plaza M, Navas-Acien A, Guallar E. Cadmium as a novel cardiovascular risk: Supportive evidence and future directions. *Nature Reviews, Cardiology (CNIC Edition)*. 2010 Jul;7(7):41-6.
11. Everett CJ, Frithsen IL. Association of urinary cadmium and myocardial infarction. *Environmental Research*. 2008 Feb;106(2):284-6.
12. Gallagher CM, Meliker JR. Blood and Urine Cadmium, Blood Pressure, and Hypertension: A Systematic Review and Meta-analysis. *Environ Health Perspect*. 2010 Aug 17;118(12).
13. López Colón JL. Determinación de mercurio como contaminante ambiental. Tesis doctoral. 2003.
14. Ministerio de la Presidencia. Ley Orgánica 15/1999, de 13 de diciembre de 1999, de Protección de Datos de Carácter Personal. Publicada en el Boletín Oficial del Estado, núm. 298 de 14 de diciembre de 1999, páginas 43088 a 43099. Sección: I Disposiciones generales Departamento: Jefatura del Estado Referencia: BOE-A-1999-23750. 1999.
15. Elementos Traza. Aspectos bioquímicos, analíticos y clínicos. Comité de publicaciones de la Sociedad Española de Bioquímica Clínica y Patología Molecular. Barcelona. SEQC. 1998.
16. Centers for Disease Control and Prevention (CDC). Third National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. Atlanta: CDC. 2005.
17. WHO. Environmental Health Criteria 134-Cadmium. International Programme on Chemical Safety (IPCS). Monografía Ginebra, Suiza: World Health Organization. 1992.
18. Moulis JM, Thévenod F. *BioMetals* 23(5):763-768; doi:10.1007/s10534-010-9365-6. 2010.
19. Nawrot T, Staessen J, Roels H, Munters E, Cuypers A, Richart T, et al.

- 
- Cadmium exposure in the population: from health risks to strategies of prevention. *BioMetals*. 2010 Oct 1;23(5):769-82.
20. Navas-Acien A, Selvin E, Sharrett AR, Calderon-Aranda E, Silbergeld E, Guallar E. Lead, Cadmium, Smoking, and Increased Risk of Peripheral Arterial Disease. *Circulation*. 2004 Jun 29;109(25):3196-201.
 21. Järup L, Akesson A. Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 2009;238(3):201-8.
 22. Akesson A, Berglund M, Schutz A, Bjellerup P, Bremme K, Vahter M. Cadmium Exposure in Pregnancy and Lactation in Relation to Iron Status. *Am J Public Health*. 2002 Feb 1;92(2):284-7.
 23. Centers for Disease Control and Prevention (CDC). National Center for Health Statistics (NHCS). National Health and Nutrition Examination Survey Data Hyattsville, MD: U S Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention. 2008.

Impacto de los niveles de polen en la utilización de los servicios sanitarios en Santiago de Compostela

Impact of pollen levels on the use of health services in Santiago de Compostela

Impacto dos niveis de pólen na utilización de servizos de saúde em Santiago de Compostela

Cristina Márquez Riveras, Silvia Suárez Luque, Teresa Queiro Verdes, M^a Eugenia Lado Lema, M^a Luisa Abraira García.

Consellería de Sanidade. Xunta de Galicia.

Cita: Márquez Riveras C, Suárez Luque S, Queiro Verdes T, Lado Lema ME, Abraira García ML. Impacto de los niveles de polen en la utilización de los servicios sanitarios en Santiago de Compostela. Rev. salud ambient. 2012;12(2):110-121.

Recibido: 28 de septiembre de 2012. **Aceptado:** 27 de noviembre de 2012. **Publicado:** 27 de diciembre de 2012

Autor para correspondencia: Silvia Suárez Luque (Correo-e: silvia.suarez.luque@sergas.es). Dirección Xeral de Innovación e Xestión da Saúde Pública. Consellería de Sanidade. Edificio Administrativo San Lázaro s/n. 15703 Santiago de Compostela. Tel.:881542953 Fax:881542970.

Financiación: Este trabajo fue financiado por la Dirección Xeral de Innovación e Xestión da Saúde Pública de la Consellería de Sanidade de la Xunta de Galicia.

Declaración de conflicto de intereses: Las autoras declaran que no existen conflictos de intereses que hayan influido en la realización y la preparación de este trabajo.

Resumen

Objetivo. Conocer el impacto de los niveles de polen de gramíneas en la utilización de las consultas de atención primaria por episodios de rinitis alérgica y asma en Santiago de Compostela durante un año.

Método. Se realizó un estudio ecológico descriptivo. Se comparó la variable dicotómica "sobreconsulta" (semanas con un número de consultas mayor al esperado) con los niveles de polen. Además, se correlacionaron los episodios de asma o rinitis alérgica con los recuentos de polen, los contaminantes atmosféricos y las condiciones atmosféricas. Las variables que mostraron asociación se analizaron mediante regresión logística.

Resultados. Las sobreconsultas por rinitis alérgica se asocian significativamente con los niveles altos de gramíneas. Existe fuerte asociación directa del número de episodios de rinitis alérgica con el recuento de polen y con los niveles de ozono. Los niveles de polen influyen significativamente en la existencia de sobreconsultas pero no existe relación entre estas y los niveles de ozono.

Existe un número significativamente mayor de consultas por asma cuando los niveles de polen de gramíneas son altos. Se observa fuerte asociación directa de los episodios de asma con el polen y con los niveles de ozono. Estos influyen significativamente en la existencia de sobreconsultas pero no existe relación entre estas y los niveles de gramíneas.

Conclusiones. El nivel de polen de gramíneas parece aumentar la probabilidad de sobreconsultas en atención primaria por rinitis alérgica. No existe evidencia de que los niveles de polen de gramíneas aumenten el número de consultas en atención primaria por asma.

Palabras clave: Polen, gramíneas, rinitis alérgica, asma, servicios sanitarios.

Abstract

Objective. To find out the impact of grass pollen levels on the use of primary care consultations for episodes of allergic rhinitis and asthma in Santiago de Compostela throughout a year.

Method. A descriptive ecological study was carried out. The dichotomous variable "overconsultation" (weeks with a higher than expected number of consultations) was compared with pollen levels. In addition, episodes of asthma or allergic rhinitis were correlated with pollen counts, air pollutants and atmospheric conditions. The variables that were found to be associated were analysed by logistic regression.

Results. "Overconsultation" caused by allergic rhinitis was significantly associated with high levels of grass pollen. A strong direct association was found between the number of episodes of allergic rhinitis and both pollen count and ozone levels. Pollen levels significantly influenced the existence of "overconsultation", but no relationship was found between "overconsultation" and ozone levels.

There was a significantly higher number of visits for asthma when grass pollen levels were high. A strong direct association was observed between episodes of asthma and both pollen count and ozone levels. These two factors significantly influenced the existence of "overconsultation", but no relationship was found between "overconsultation" and grass pollen levels.

Conclusions. The grass pollen level appears to increase the likelihood of primary care "overconsultation" for allergic rhinitis. However, no evidence was found that high grass pollen levels increase the number of primary care consultations caused by asthma.

Keywords: Pollen, grass, hay fever, asthma, health services.

Resumo

Objetivo: Conhecer o impacto dos níveis de pólen de gramíneas na utilização de consultas de cuidados primários de saúde por episódios de rinite alérgica e asma, em Santiago de Compostela durante um ano.

Método: Foi realizado um estudo ecológico descritivo. Comparou-se a variável dicotômica sobreconsulta (semanas com um número de consultas superior ao esperado) com os níveis de pólen. Também, se correlacionaram os episódios de asma ou rinite alérgica com a contagem de pólen, os contaminantes atmosféricos e as condições atmosféricas. As variáveis que comprovaram associação foram analisadas por regressão logística.

Resultados: As sobreconsultas por rinite alérgica estão significativamente associadas com os altos níveis de gramíneas. Existe uma forte associação direta do número de episódios de rinite alérgica com a contagem de pólen e os níveis de ozono. Os níveis de pólen influenciam significativamente a existência de sobreconsultas mas não existe relação entre estas e os níveis de ozono. Existe um número significativamente maior de consultas para a asma quando os níveis de pólen de gramíneas são elevados. Observa-se uma forte associação direta dos episódios de asma com os níveis de pólen e com os níveis de ozono. Estes influenciam significativamente a existência de sobreconsultas mas não existe nenhuma relação entre estas e os níveis de gramíneas.

Conclusões: O nível de pólen de gramíneas parece aumentar a probabilidade de sobreconsultas por rinite alérgica, nos cuidados primários de saúde. Não existe evidência de que os níveis de pólen de gramíneas aumentem o número de consultas, por asma, nos cuidados primários de saúde.

Palavras-chave: Pólen, gramíneas, rinite alérgica, asma, serviços de saúde.

INTRODUCCIÓN

El aire, tanto de ambientes exteriores como interiores, contiene un amplio número de partículas en suspensión, de origen, forma y tamaño muy diferentes, ya sean agentes biológicos vivos o partículas inertes. Entre las partículas inertes destacan un amplio grupo de alérgenos, la gran mayoría de los cuales proceden de granos de polen y esporas de hongos¹.

El término de aerobiología, de forma general, se aplica a los estudios del contenido atmosférico en granos de polen, esporas de hongos, su diversidad y las concentraciones en las que se presentan durante las distintas épocas del año.

La *Rede Galega de Aerobiología* está formada por un grupo de investigadores de las universidades gallegas que recogen, identifican y contabilizan partículas presentes en la atmósfera de Galicia, principalmente los granos de polen y las esporas fúngicas. Esta red dispone de 7 captadores distribuidos a lo largo de la geografía gallega y utiliza una metodología basada en métodos de captación de partículas no bióticas. Esta información permite conocer en qué momento aumentan los niveles de aquellos tipos de polen que más reacciones alérgicas produ-

cen en la población y prepararse para el posible aumento de la demanda de asistencia sanitaria.

Según los postulados de Thommen², los granos de polen deben cumplir algunas características para ser alérgenos: contener antígenos capaces de provocar una respuesta específica mediada por Inmunoglobulina E (IgE), ser producidos en altas cantidades, transportados por el aire a largas distancias y, finalmente, ser producidos por plantas que crecen en abundancia.

Los tipos de polen que más polinosis producen en España son los procedentes de las gramíneas, el ciprés, el abedul, el plátano, el olivo, la *Parietaria* y el *Chenopodium* aunque en el norte del país la primera causa de polinosis son las gramíneas. Además, las gramíneas son la causa más importante de polinosis en todo el mundo, no solamente por su gran alergenidad sino por su gran extensión (20% de la masa vegetal)³.

En Europa se estima que las enfermedades respiratorias alérgicas afectan a 80 millones de personas. En concreto, la alergia al polen afecta a más del 15% de la población y asciende hasta el 30% en la población juvenil⁴. Los granos de polen suspendidos en el aire inducen reacciones de hipersensibilidad tipo I que provocan rini-

tis alérgica y asma en personas susceptibles⁵.

Diversos estudios epidemiológicos han identificado un incremento en la prevalencia de la rinitis alérgica en los últimos 20-30 años que varía entre 0,5 y 28%⁶. La prevalencia de rinitis varía del 0,8 al 14,9% en niños de 6-7 años y del 1,4% al 39,7% en los niños de 13-14 años⁷.

En un estudio realizado en Madrid se produce un repunte de asma epidémica en las últimas semanas de mayo y primeras de junio pero solo en aquellos años en los que el recuento de gramíneas es alto³. La importancia de esta enfermedad radica en su elevada prevalencia, en el carácter de enfermedad crónica que afecta a la calidad de vida, al absentismo escolar y laboral, y a los elevados costes sanitarios que genera⁸.

OBJETIVOS

Hacer una revisión de la literatura científica relacionada con los niveles de polen y los episodios de rinitis alérgica y asma.

Conocer el impacto de los niveles de polen de gramíneas en la utilización de las consultas de atención primaria debida a episodios de rinitis alérgica y asma en Santiago de Compostela durante un año (desde el 2 de junio de 2008 hasta el 1 de junio de 2009).

MATERIAL Y MÉTODOS

REVISIÓN DE LA LITERATURA

Se ha llevado a cabo una revisión sistemática de la literatura científica relacionada con la asociación entre los niveles de polen y los episodios de rinitis alérgica y/o asma.

La búsqueda se realizó en la base de datos general de ámbito internacional Medline, desde enero de 2000 hasta el 26 de mayo de 2010, con la siguiente estrategia de búsqueda: ("pollen"[MeSH Terms] OR "pollen"[All Fields]) AND allergic[All Fields] AND (("asthma"[MeSH Terms] OR "asthma"[All Fields]) OR ("rhinitis"[MeSH Terms] OR "rhinitis"[All Fields])) NOT ("immunotherapy"[MeSH Terms] OR "immunotherapy"[All Fields]) AND ("humans"[MeSH Terms] AND (English[lang] OR French[lang] OR Italian[lang] OR Spanish[lang] OR Catalan[lang] OR Portuguese[lang])) AND "2000/05/29"[PDat]:"2010/05/26"[PDat])

Se hizo una primera selección de los artículos mediante la lectura del título y del resumen. Los artículos seleccionados se leyeron a texto completo. Finalmente, se llevó cabo una búsqueda de documentos en la bibliografía de los artículos leídos a texto completo para asegurar que ningún estudio de interés pudiera quedar sin localizar.

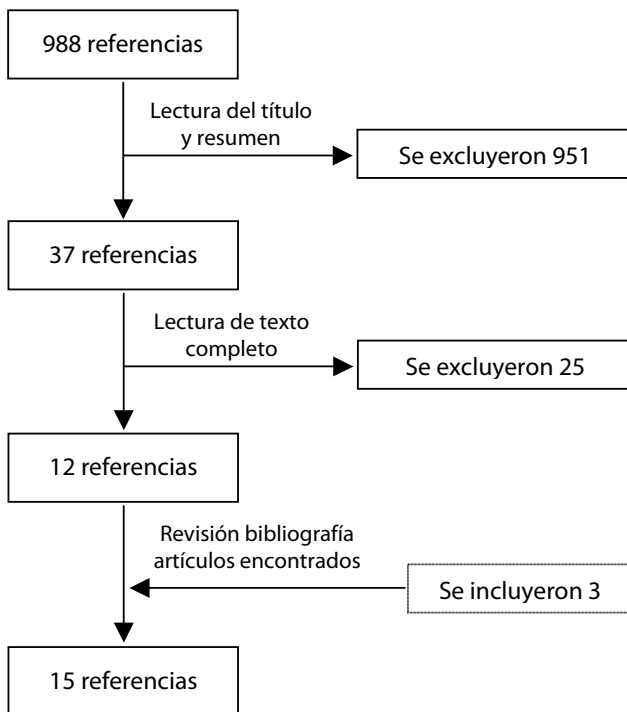
Los artículos se seleccionaron teniendo en cuenta los criterios de inclusión y exclusión que se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Criterios de inclusión y exclusión establecidos para la selección de artículos en la revisión sistemática

	Criterios de inclusión	Criterios de exclusión
Diseño del estudio y tipo de publicación	Revisiones sistemáticas, metanálisis, ensayos clínicos, estudios de cohortes, estudios de casos y controles, series de casos y estudios ecológicos	Editoriales, cartas al director, revisiones narrativas, comunicaciones a congresos y estudios de un solo caso
Unidad de estudio	Estudios en humanos	Estudios in vitro, estudios in vivo o en animales
Tipo de intervención	Estudios sobre la caracterización del polen y su relación con la rinitis alérgica y/o el asma	Estudios únicamente sobre: la caracterización del polen; la clínica, el diagnóstico o el tratamiento de la rinitis alérgica y/o el asma; la prevalencia de estas enfermedades; las alergias en general o alergias en ambientes interiores; enfermedades respiratorias no alérgicas (infecciones respiratorias o enfermedad pulmonar obstructiva)
Medidas de resultado	Estudios que determinan la asociación de la concentración de polen y la demanda de asistencia sanitaria por rinitis alérgica y/o asma y estudios sobre la asociación de la concentración de polen y los síntomas de rinitis alérgica y/o asma	Asociación de rinitis alérgica y/o asma con otros factores ambientales
Idioma	Estudios en inglés, castellano, gallego, portugués, italiano o francés	Estudios en otros idiomas

Una vez seleccionados los artículos, se realizó una lectura crítica de forma independiente por dos revisoras. Se valoró el nivel de evidencia científica de los estudios incluidos mediante la clasificación de la SIGN (*Scottish Intercollegiate Guidelines Network*)⁹.

Figura 1. Resultados de la búsqueda bibliográfica sistemática sobre la asociación entre los niveles de polen y los episodios de rinitis alérgica y/o asma



TIPO DE ESTUDIO

Se trata de un estudio ecológico descriptivo.

MÉTODO

1. Área geográfica y período del estudio

Este estudio se realizó en Santiago de Compostela desde el 2 de junio de 2008 hasta el 1 de junio de 2009. En esta ciudad la mayor parte del polen procede de las gramíneas y los abedules.

2. Población

La población estudiada estuvo constituida por los usuarios de todos los centros de salud (4) y puntos de atención continuada (PAC) de atención primaria (2) de Santiago de Compostela. Se recogió la información de todo paciente que viviera en Santiago de Compostela durante el período de estudio y que estuviera adscrito

al centro sanitario donde se realizaba la consulta. Con fecha del 1 de enero de 2009, la población adscrita a estos centros era de 109.012 personas (Información facilitada por el *Servizo de Tarxeta Sanitaria* de la *Consellería de Saídade*).

3. Variables de estudio

Variables dependientes

Número de consultas semanales por rinitis alérgica y número de consultas semanales por asma. La definición de caso para ambas variables se describe en la figura 2.

Se crea la variable dicotómica "sobreconsulta" que mide las semanas en las que se registra un número de consultas mayor del esperado. Se ha considerado que existe sobreconsulta cuando se supera el percentil 75 de consultas semanales por episodios de rinitis alérgica o asma en cada caso.

Variables independientes

Variables individuales: sexo y edad. La edad como variable continua y categorizada en cuatro grupos de edad (0-14; 15-34; 35-64; ≥ 65).

Variables aerobiológicas: niveles de polen de gramíneas medidos como el número de granos de polen de gramíneas/m³ de aire. Los recuentos de polen de gramíneas se agruparon en dos niveles (alto o bajo) tomando como punto de corte el percentil 75 de los promedios semanales de granos de polen/m³.

Variables ambientales: Contaminantes atmosféricos SO₂, NO, NO₂, NO_x, PM10, O₃ (µg/m³) y CO (mg/m³) medidos como valores horarios y agrupados en medias semanales o mensuales.

Condiciones meteorológicas: temperatura media mensual (°C), número de días con lluvia y precipitaciones acumuladas al mes (litros/m²).

4. Sistemática para la recogida de los datos

Medida de los episodios

El *Servizo de Epidemioloxía* de la *Dirección Xeral de Innovación e Xestión da Saíde Pública* de la *Consellería de Saídade* creó un sistema piloto de vigilancia de rinitis alérgica y asma en el que participaron los médicos de familia y pediatras de los centros de salud y PAC de Santiago de Compostela. Cada vez que un paciente acudía a la consulta por rinitis alérgica y/o asma se cubría una ficha normalizada diseñada por el *Servizo de Epidemioloxía*

(figura 2). Una vez registrado el episodio no se hacía seguimiento del paciente por lo que un nuevo episodio de asma y/o rinitis alérgica de la misma persona generaba un nuevo episodio para el estudio.

Figura 2. Ficha normalizada de rinitis alérgica y/o asma

CUBRIR SÓ NA PRIMEIRA CONSULTA MÉDICA POLO PROBLEMA ACTUAL

	CASO:	CASO:	CASO:
Data de consulta:	-- / -- / --	-- / -- / --	-- / -- / --
Data de nacemento (d,m,a):	-- / -- / --	-- / -- / --	-- / -- / --
Sexo:	<input type="checkbox"/> Home <input type="checkbox"/> Muller	<input type="checkbox"/> Home <input type="checkbox"/> Muller	<input type="checkbox"/> Home <input type="checkbox"/> Muller
CRISE ACTUAL Enfermidade pola que consulta:			
RINITE ALÉRXICA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
CRISE ASMÁTICA	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Data de inicio dos síntomas	-- / -- / --	-- / -- / --	-- / -- / --
ANTECEDENTES:			
Tivo crises anteriores?			
Non (fin da ficha)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Si (continúe coa ficha)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Non sabe (fin da ficha)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Ano da primeira crise	--	--	--
Deu positivo a: <small>(só se lle fixeran probas de diagnóstico)</small>			
Pole (gramínea)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Pole (bidueiro)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Pole (outro)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Pole (non sabe)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Ácaros	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Epitelio de animais	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Fungos	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Outros	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Alérxenos descoñecidos	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

CRISE DE ASMA.
Definición de caso: todo episodio recorrente de obstrución bronquial aguda cun dos seguintes criterios:
 a) Obstrución variable aliviada con broncodilatadores nas probas de función pulmonar.
 b) Dous dos seguintes: sibilancias, tose seca ou espiración prolongada.
Excluír: bronqueolite, bronquite crónica e enfisema.

RINITE ALÉRXICA.
Definición de caso: todo episodio que inclúa esbirros, rinorrea, obstrución das vías nasais, prurito conxuntival, nasal e/ou farínxeo, lacrimación, **sen febre**, e de presumible orixe alérxica.

Desde el *Servizo de Epidemioloxía* se enviaba un recordatorio individualizado a cada profesional que aceptó participar en el estudio, con una frecuencia semanal (cada lunes), a través del correo electrónico, informando sobre la importancia de la declaración de los casos y, mensualmente, se recogían las fichas cumplimentadas.

Recuento de polen de gramíneas

Los niveles de polen de gramíneas registrados se consultaron en la página web de la *Rede Galega de Aerobioloxía* de la *Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras* (www.siam-cma.org/aerobioloxia).

Contaminantes atmosféricos

Se utilizaron los niveles de contaminantes atmosféricos medidos por el *Laboratorio de Calidade do Aire* de la *Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras* en la estación semiautomática situada en el Campus sur de Santiago de Compostela. Los datos del 2009 se recopilaron a partir de la información disponible en su página web (<http://aire.medioambiente.xunta.es>) y los datos del año 2008 se solicitaron a través de un formulario web.

Condiciones meteorológicas

Para conocer las condiciones meteorológicas se recopiló la información disponible en los informes meteorológicos mensuales realizados por *Meteogalicia* y publicados en su página web (www.meteogalicia.es).

5. Tratamiento de los datos

De la base de datos inicial se eliminaron los episodios que tenían incompletos los campos de fecha de consulta, fecha de nacimiento, sexo, episodio de rinitis o episodio de asma. Los datos depurados se agruparon por semanas.

Las variables categóricas se han comparado mediante el cálculo de la Ji-cuadrado (con corrección de Yates) o test exacto de Fisher. Las comparaciones de dos o más medias se realizaron mediante la prueba U de Mann-Whitney porque los datos no se ajustaban a una distribución normal (se comprobó mediante el test de Kolmogorov-Smirnov).

Para identificar aquellas variables ambientales o condiciones meteorológicas que pudieran interferir en la asociación entre los episodios y el recuento de polen se analizaron las correlaciones de Pearson. Las variables en las que se observó una fuerte asociación directa y significativa se estudiaron mediante una regresión logística.

RESULTADOS

RESULTADOS DE LA REVISIÓN

Los resultados de la búsqueda se resumen en la figura 1. No se encontró ninguna revisión que cumpliera los criterios de inclusión. Los trabajos localizados tenían diseños diferentes y procedían de todo el mundo, aunque la mayoría eran europeos. Uno de estos trabajos estudia si existe relación entre la exposición al polen y los síntomas de alergia entre los niños de diferentes países¹⁰.

De los estudios revisados, 11 encuentran asociación positiva estadísticamente significativa entre los niveles de polen y los episodios de rinitis y/o asma, excepto Kir-maz y cols.¹¹ que observan diferencias estadísticamente significativas entre el número de enfermos con síntomas de rinitis alérgica en la época de polinización y durante el resto del año, pero no encuentran diferencias en los enfermos con síntomas de asma. En un trabajo se observa una relación negativa estadísticamente significativa entre tener rinitis alérgica alguna vez y el recuento total de polen¹⁰.

De los 14 trabajos que estudian la asociación entre los niveles de polen y los episodios de rinitis alérgica y/o asma, 12 lo hacen mediante un análisis de regresión. Entre ellos, Tobías y cols.¹² realizan un análisis de series temporales y comparan medias móviles. Además, 4 de los trabajos ajustan los datos por otros factores (ambientales o económicos): Tobías y cols.¹² y Heguy y cols.¹³, ajustan teniendo en cuenta factores meteorológicos y contaminantes ambientales; Burr y cols.¹⁰, ajustan por el producto nacional bruto y Breton y cols.¹⁴, ajustan por factores meteorológicos, época de polinización y nivel de ingresos.

En relación con la investigación sobre grupos de población específicos, existen dos estudios sobre población infantil^{10,13} y otros dos realizados exclusivamente en pacientes no fumadores¹⁵⁻¹⁶.

En varios trabajos se ha estudiado un único tipo de polen. Erbas y cols.¹⁷ analizaron los efectos que provoca el polen de gramíneas; Breton y cols.¹⁴ estudiaron el polen de ambrosía; Chakraborty y cols.¹⁸ buscaron relaciones en el polen de la palmera de betel (*Areca catechu*, L.) y Takasaki y cols.¹⁹ estudiaron los efectos del polen de cedro en la población japonesa.

Todos los trabajos determinan de la misma manera los niveles de polen, pero existen diferencias en la medición de los episodios. Así, Breton y cols.¹⁴ miden los episodios como número de consultas mayor al esperado; Carracedo-Martínez y cols.²⁰ como las llamadas a emergencias; Erkara y cols.²¹ como los pacientes positivos en

las pruebas de rinitis alérgica y Chakraborty y cols.¹⁸, Tobías y cols.¹² y Ribeiro y cols.²² miden los episodios como ingresos hospitalarios por asma o problemas respiratorios.

Finalmente, algunos autores observan mayores asociaciones cuando comparan los niveles de polen con un retardo de 2, 3 ó 5 días en la aparición de episodios^{14,20}.

La mayoría de los artículos incluidos realizan estudios ecológicos. Además, se ha recuperado un estudio descriptivo²³, un estudio de casos cruzados²⁰ y tres series de casos^{15,16,19}.

Los estudios ecológicos se deben analizar con precaución ya que suelen tener problemas de comparabilidad de los datos. Un error frecuente que se comete con estos estudios es la falacia ecológica y no siempre es posible controlar los parámetros de confusión. Por estos motivos, no son los diseños más adecuados para realizar inferencias causales.

Los resultados son difícilmente interpretables porque los estudios son muy heterogéneos en población, análisis, tipo de polen estudiado, etc.

RESULTADOS DEL ESTUDIO

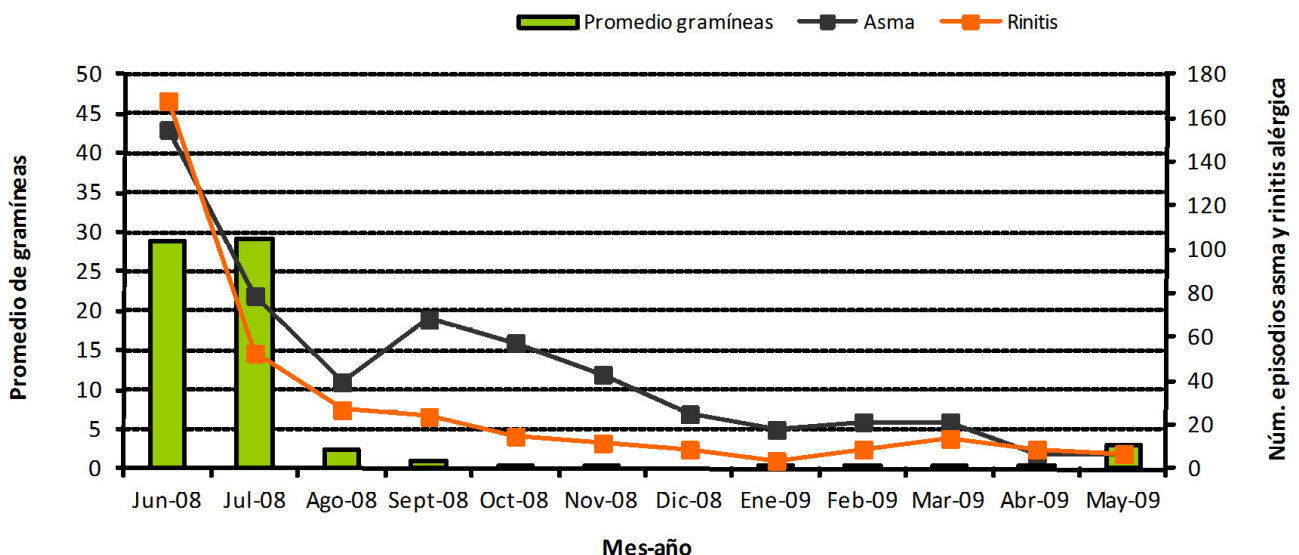
El sistema de vigilancia de asma y rinitis alérgica registró un total de 527 episodios de asma y/o rinitis alérgica, de los cuales se eliminaron el 12,5% porque tenían campos incompletos. De los episodios estudiados, 151 fueron episodios de asma y 350 episodios de rinitis.

1. Niveles de polen

Los tipos de polen más frecuentes en la ciudad de Santiago de Compostela son los de gramíneas, cipreses, plátanos, castaños y abedules. Se identificaron un promedio de $37,7 \pm 90,3$ granos de polen/ m^3 /día en el período de estudio. De ellos, el 14,9% fueron de gramíneas. El recuento total de polen de este tipo durante el período de estudio fue de 2.075 granos/ m^3 con un promedio de $5,6 \pm 18,8$ granos/ m^3 /día.

Las gramíneas tienen su época de polinización en los meses de mayo, junio y julio como se observa en la figura 3. Desde octubre de 2008 hasta febrero de 2009 no hubo recuentos superiores a 1 grano/ m^3 /día de polen de gramíneas y el valor máximo diario en el período de estudio tuvo lugar el 14 de julio de 2008 (214 granos/ m^3).

Figura 3. Niveles de polen de gramíneas y episodios de rinitis alérgica y asma agrupados por meses



Como el percentil 75 de los recuentos semanales de polen de gramíneas es 1,64, se ha tomado este valor como punto de corte para diferenciar entre semanas con valores altos y bajos de polen.

2. Episodios de rinitis alérgica

Durante el período de estudio se registraron 350 episodios de rinitis alérgica de los que el 56% se produjo en mujeres y el 44% en hombres (Tabla 2). La media de

edad de los pacientes que sufrieron un episodio de rinitis alérgica es de 32 ± 18 años con un rango que va desde los 6 meses de edad hasta los 83 años. La mayoría de los pacientes está en el grupo de edad 15-65 años (82%). El 13% de todas las rinitis alérgicas se presentó en menores de 15 años y el 4% en mayores de 64 años.

La mayoría de los episodios registrados se dio en el segundo semestre de 2008 (88%) y en el mes de junio de 2008 se declaró el 48% de todas las rinitis alérgicas (Tabla 3). A partir de este mes, el número de episodios va disminuyendo hasta enero de 2009, con un mínimo de 4 episodios. En febrero vuelven a aumentar los episodios de rinitis alcanzando un pico en marzo (14 episodios) y vuelven a descender hasta el 1 de junio de 2009 en que se detuvo el sistema de vigilancia de asma y rinitis alérgica.

Como el valor del percentil 75 de las consultas por episodios de rinitis alérgica semanales es 5,25, se ha considerado que existe sobreconsulta cuando el número semanal de consultas es mayor de 5. Se produjo sobreconsulta en 13 semanas (25%).

Tabla 2. Episodios de rinitis alérgica y asma por grupos de edad y sexo

Grupo de edad	Episodios de rinitis alérgica				
	Mujeres	%	Hombres	%	Total
0-14	20	10,2	26	16,8	46
15-34	96	48,9	76	49,3	172
35-64	71	36,2	45	29,2	116
>= 65	9	4,5	7	4,5	16
Total	196		154		350
Grupo de edad	Episodios de asma				
	Mujeres	%	Hombres	%	Total
0-14	8	10,12	17	23,61	25
15-34	36	45,57	34	47,22	70
35-64	28	35,44	17	23,61	45
>= 65	7	8,86	4	5,55	11
Total	79		72		151

Tabla 3. Episodios de rinitis alérgica y asma agrupados por meses y por sexo

Mes-año	Episodios de rinitis alérgica				Episodios de asma			
	Hombres	Mujeres	Total	%	Hombres	Mujeres	Total	%
Junio-08	73	95	168	48	23	20	43	28,5
Julio-08	17	34	51	14,5	9	13	22	14,6
Agosto-08	13	14	27	7,7	5	6	11	7,3
Septiembre-08	18	6	24	6,8	11	8	19	12,6
Octubre-08	4	11	15	4,2	4	12	16	10,6
Noviembre-08	4	8	12	3,4	4	8	12	7,9
diciembre-08	4	5	9	2,5	4	3	7	4,6
Enero-09	0	4	4	1,1	3	2	5	3,3
Febrero-09	3	6	9	2,5	4	2	6	4,0
Marzo-09	7	7	14	4,0	4	2	6	4,0
Abril-09	5	4	9	2,5	0	2	2	1,3
Mayo-09	5	2	7	2,0	1	1	2	1,3
Junio-09	1	0	1	0,2	0	0	0	0
Total	154	196	350		72	79	151	

Tabla 4. Sobreconsulta por episodios de rinitis alérgica y asma y niveles de polen de gramíneas

Episodios de rinitis alérgica					
Sobreconsulta(*)	Nivel de polen de gramíneas				
	Alto	%	Bajo	%	Total
Sí	10	19,2	3	5,8	13
No	3	5,8	36	69,2	39
Episodios de asma					
Sobreconsulta(*)	Nivel de polen de gramíneas				
	Alto	%	Bajo	%	Total
Sí	10	19,2	8	19,2	18
No	3	5,8	31	59,6	34
(*) p<0,05					

En la Tabla 4 se muestran los resultados de sobreconsultas por rinitis en función de los niveles de polen de gramíneas. Las sobreconsultas se asocian significativamente con los niveles altos de gramíneas.

Existe un número significativamente mayor de consultas por rinitis alérgica cuando los niveles de polen de gramíneas son altos (mediana=15 y rango intercuartílico=6-23) que cuando son bajos (mediana=2 y rango intercuartílico=1,5-4).

Existe una elevada correlación (R=0,809) entre el número de episodios de rinitis alérgica con el recuento de polen de gramíneas (Tabla 5) y con los niveles de ozono (R=0,787).

Tabla 5. Correlación entre los parámetros ambientales y atmosféricos en los episodios de asma y rinitis alérgica

Parámetro	Episodios asma ^[1] R	Episodios rinitis ^[1] R
Polen de gramíneas (granos/m ³ /mes)	0,780(*)	0,809(*)
Pólenes totales (granos/m ³ /mes)	-0,096	0,100
CO (mg/m ³)	-0,574	-0,402
NO (µg/m ³)	-0,598(*)	-0,431
NO ₂ (µg/m ³)	-0,466	-0,524
NOx (µg/m ³)	-0,079	-0,275
O ₃ (µg/m ³)	0,787(*)	0,588(*)
PM ₁₀ (µg/m ³)	-0,610(*)	-0,363
SO ₂ (µg/m ³)	0,548	0,332
Precipitaciones (L/cm ²)	-0,412	-0,500
Días de lluvia (núm./mes)	-0,519	-0,527
Temperatura promedio (°C)	0,614	0,534

R= coeficiente de correlación lineal

^[1]Número de consultas/mes

(*) p<0,05

La Tabla 6 muestra los resultados obtenidos en la regresión logística. Los niveles de polen influyen significativamente en la existencia de sobreconsultas (OR=1,416; IC=1,025-1,956) y, sin embargo, no existe relación entre estas y los niveles de ozono.

Tabla 6. Relación de la sobreconsulta por episodios de rinitis alérgica con los niveles de polen de gramíneas y de ozono

Parámetro	Sobreconsulta					
	Rinitis alérgica			Asma		
	Odds Ratio	IC 95%		Odds Ratio	IC 95%	
Gramíneas (granos/m ³)	1,416	1,025	1,956	1,241	0,940	1,640
Ozono (µg/m ³)	1,047	0,988	1,109	1,071	1,018	1,126
Constante	0,022			0,033		

3. Episodios de asma

Como se muestra en la Tabla 2, de los 151 episodios de asma que se registraron, 79 (52,3%) fueron en mujeres y 72 (47,7%) en hombres. El promedio de edad en estos episodios fue de 31 ± 20 años con un rango que va desde los 0 hasta los 93 años de edad. La mayor parte de los episodios (76,1%) se presentó en adultos (entre los 15 y los 64 años) y el 16,6% en niños.

Cabe destacar que la mayoría de los episodios de asma se registró en el segundo semestre de 2008 (86,1%) y dentro de este período los meses de junio y julio concentraron el 43% de todos los episodios de asma (Tabla 3).

Como el valor del percentil 75 de las consultas por episodios de asma semanales es 4, se ha considerado que existe sobreconsulta cuando el número semanal de consultas es 4 o superior. Se produjo sobreconsulta en 18 semanas (34,6%).

Al comparar la existencia de sobreconsultas con los niveles de polen de gramíneas (altos y bajos) se observa que las sobreconsultas se asocian significativamente con niveles altos de polen de gramíneas (Tabla 4).

Existe un número significativamente mayor de consultas por asma cuando los niveles de polen de gramíneas son altos (mediana=4 y rango intercuartílico=4-6) que cuando son bajos (mediana=1 y rango intercuartílico=0,3-3).

En la tabla 5 se muestra cómo existe una fuerte asociación directa de los episodios de asma con el polen de gramíneas ($R=0,780$) y con los niveles de ozono ($R=0,787$). Así, se produce un aumento en las consultas por asma cuando aumentan los niveles de ozono y los niveles de polen de gramíneas.

En la regresión logística se observa que los niveles de ozono influyen significativamente en la existencia de sobreconsultas ($OR=1,071$; $IC=1,018-1,126$) y, sin embargo, no existe relación entre estas y los niveles de polen de gramíneas (Tabla 6).

DISCUSIÓN

Se trata del primer trabajo realizado en Santiago de Compostela que estudia la asociación entre el aumento de los niveles de polen de gramíneas y el incremento de la asistencia en atención primaria por asma y rinitis alérgica.

Los resultados de este estudio sugieren que niveles

elevados de polen de gramíneas incrementan las consultas por rinitis alérgica en atención primaria de Santiago de Compostela. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por otros autores^{12-13,15-17,20}, aunque existen estudios que no observan esta asociación^{10,24}.

Los aeroalergenos, como el polen de gramíneas, tras el contacto repetido en personas susceptibles, estimulan su sistema inmunológico provocando la liberación de IgE. Esta IgE se combina con el polen alergénico provocando la liberación de mediadores de inflamación, que son responsables de desencadenar los síntomas alérgicos, como el asma y la rinitis alérgica⁵.

En nuestro trabajo hemos encontrado correlación entre los niveles de polen de gramíneas y el número de consultas por rinitis alérgica y por asma, pero al medir el efecto en la sobreconsulta los niveles de polen de gramíneas únicamente se asocian con la sobreconsulta por rinitis alérgica. Este mismo efecto fue observado previamente¹¹.

Por otra parte, en nuestro trabajo se ha observado que un aumento en los niveles atmosféricos de ozono aumenta el número de consultas por episodios de asma en atención primaria. Las partículas como el ozono aumentan los problemas respiratorios mediante la exacerbación de los mecanismos inflamatorios en las vías respiratorias²⁵. La asociación observada puede ser debida a que la definición de caso de asma no discrimina los casos de asma alérgica de los casos de asma por otras causas.

Aunque se han encontrado elevados niveles de otros tipos polínicos en Santiago de Compostela (cipreses, plátanos, castaños y abedules), se ha estudiado el polen de gramíneas porque es uno de los más alergénicos, afecta a un número elevado de personas y es la primera causa de polinosis en el norte de España³.

Los datos de consultas por episodios de rinitis alérgica o asma se han agrupado en semanas y se han categorizado para facilitar el análisis de los mismos ya que algunos días no se registraron consultas por estas causas. La variable sobreconsulta se ha utilizado previamente en un trabajo en el que se evalúa la influencia de los niveles de polen de ambrosía en las consultas por rinitis alérgica¹⁴.

No se ha estudiado la incidencia de episodios de rinitis alérgica o asma ya que se trata de un estudio ecológico que solamente recoge pacientes que acuden a los centros de atención primaria y no tiene en cuenta los pacientes con síntomas que no acuden al médico, ni los pacientes que acuden al hospital o realizan las consultas a través de las llamadas al 061, por lo que podría haber infra-declaración de casos.

Este estudio presenta algunas ventajas interesantes. El hecho de haber escogido toda la población a estudio (usuarios de los centros de atención primaria de Santiago de Compostela) y todos los centros de atención primaria garantiza que los datos obtenidos sean representativos de la población estudiada. En el diseño del estudio se ha tenido en cuenta el posible factor confusor de las condiciones meteorológicas y de los contaminantes atmosféricos.

Sin embargo, existen algunas limitaciones que deben ser consideradas al interpretar los resultados de este estudio. Se trata de un estudio ecológico por lo que estos resultados deben interpretarse con precaución. Además, estos estudios no tienen como unidad de análisis al individuo de manera que suelen tener problemas de comparabilidad. Un error frecuente que se comete es la falacia ecológica (es decir, al trabajar con información agregada se atribuye a los individuos las características del grupo) y no siempre es posible controlar los parámetros de confusión. Por estos motivos, no es el diseño más adecuado para realizar inferencias causales. No fue posible diseñar otro tipo de estudio porque no se hizo un seguimiento individual de los pacientes.

No se han controlado otras variables como el tabaquismo o la relación con otras enfermedades crónicas. Algunos autores observan mejores asociaciones cuando comparan los niveles de polen con un retardo de 2, 3 o 5 días en la aparición de episodios^{14,20}. Esta comparación no se ha llevado a cabo en este trabajo.

El período de estudio es corto ya que cubre únicamente un año y, por tanto, una época de polinización, lo que impide estudiar la estacionalidad. Sería necesario realizar un estudio que comprenda un año o incluso una serie de tiempo más amplia para poder estudiar un período de polinización completo.

También sería interesante completar el estudio con los recuentos de otros tipos polínicos y de esporas fúngicas.

Según los datos obtenidos, la mayor cantidad de episodios se produjeron durante los meses de junio y julio de 2008. Este hecho puede deberse a que durante esos meses se produjeron los niveles más elevados de polen de gramíneas y por tanto causarían la mayoría de los casos de polinosis o a que, a pesar del sistema de recuerdo de declaración, los profesionales pudieron declarar más casos en esos meses por ser los primeros del período de recogida de información.

CONCLUSIONES

El nivel de polen de gramíneas parece aumentar la probabilidad de sobreconsultas en atención primaria por rinitis alérgica.

No existe evidencia de que los niveles de polen de gramíneas aumenten el número de consultas en atención primaria por asma.

Sería conveniente realizar un estudio a largo plazo que incluya otros puntos de atención (las llamadas al 061 y los ingresos hospitalarios), períodos de polinización completos y otros tipos de polen.

También sería importante ajustar la definición de asma alérgica para que no se recopilen episodios de asma de otra etiología.

AGRADECIMIENTOS

Al Servicio de *Epidemiología* de la *Dirección Xeral de Innovación e Xestión da Saúde Pública* de la *Consellería de Sanidade*, por diseñar el sistema de vigilancia de rinitis alérgica y asma, para medir los episodios de rinitis alérgica y asma en Santiago de Compostela.

A los médicos de familia y pediatras de los centros de salud y puntos de atención continuada del *Servizo Galego de Saúde* de Santiago de Compostela por rellenar las fichas normalizadas cuando diagnosticaban un episodio de rinitis alérgica o asma.

A M^a Carmen Blanco Ramos, jefa del *Servizo de Tarxeta Sanitaria* de la *Consellería de Sanidade*, por facilitar los datos de la población adscrita a los centros de atención primaria de Santiago de Compostela.

Al Laboratorio de Medioambiente de la *Consellería de Medio ambiente, Territorio e Infraestruturas* por proporcionar los datos de contaminantes atmosféricos del año 2008 no disponibles en Internet.

REFERENCIAS

1. Rodríguez-Rajo FJ, Jato V, Iglesias I, Aira MJ. Estudio aerobiológico. Galicia 2006. Calidade do aire. Santiago de Compostela: Xunta de Galicia 2007.
2. Thommen AA. Etiology of hay fever. *N Y State J Med* 1930;437-41.
3. Subiza Garrido-Lestache J. Pólenes alérgicos en España. *Allergol et Immunopathol* 2004;32(3):121-4.
4. Armentia A. Contenido alérgico de las gramíneas y polución. *J Allergy Clin Immunol* 2003;18(3):97-101.

5. German JA, Harper MB. Environmental control of allergic diseases. *American Family Physician*. 2002;66(3):421-6.
6. Meseguer Arce J, Caravaca Espinosa F, Ortiz Martínez JL, Negro Álvarez MJ. Epidemiología de la rinitis alérgica. En: Negro Álvarez, JM. Rinitis alérgica. Mecanismos y tratamiento. Mataró: MRA Ediciones; 2005. p. 25-32.
7. Strchan D, Sibbald B, Weiland S, Ai-Khaled, N, Anawani, G, Anderson, HR et al. Worldwide variations in prevalence of symptoms of allergic rhinoconjunctivitis in children: the International Study of Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC). *Pediatr Allergy Immunol* 1997;8:161-76.
8. Merino Hernández M. Guía de Práctica Clínica sobre Asma. País Vasco: Servicio Vasco de Salud. Administración de la Comunidad Autónoma del País Vasco 2005.
9. Scottish Intercollegiate Guidelines Network (2008). SIGN 50. A guideline developer's handbook. 2008, [Citado 7 septiembre 2010]. Disponible en: <http://www.sign.ac.uk/pdf/sign50.pdf>.
10. Burr ML, Emberlin JC, Treu R, Cheng S, Pearce NE; ISAAC Phase One Study Group. Pollen counts in relation to the prevalence of allergic rhinoconjunctivitis, asthma and atopic eczema in the International Study of Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC). *Clin Exp Allergy* 2003;33(12):1675-80.
11. Kirmaz C, Yuksel H, Bayrak P, Yilmaz O. Symptoms of the olive pollen allergy: do they really occur only in the pollination season? *J Investig Allergol Clin Immunol* 2005;15(2):140-5.
12. Tobías A, Galán I, Banegas JR, Aránguez E. Short term effects of airborne pollen concentrations on asthma epidemic. *Thorax* 2003;58:708-10.
13. Heguy L, Garneau M, Goldbergc MS, Raphoza M, Guay F, Valois MF. Associations between grass and weed pollen and emergency department visits for asthma among children in Montreal *Environ Res* 2008;106:203-11.
14. Breton MC, Garneau M, Fortier I, Guay F, Louis J. Relationship between climate, pollen concentrations of Ambrosia and medical consultations for allergic rhinitis in Montreal, 1994-2002. *Sci Total Environ* 2006;370(1):39-50.
15. Riediker M, Monn C, Koller T, Stahel WA, Wüthrich B. Air pollutants enhance rhinoconjunctivitis symptoms in pollen-allergic individuals. *Ann Allergy Asthma Immunol* 2001;87(4):311-8.
16. Ridolo E, Albertini R, Giordano D, Soliani L, Usberti I, Dall'Aglio PP. Airborne pollen concentrations and the incidence of allergic asthma and rhinoconjunctivitis in northern Italy from 1992 to 2003. *Int Arch Allergy Immunol* 2007;142(2):151-7.
17. Erbas B, Chang JH, Dharmage S, Ong EK, Hyndman R, Newbiggin E et al. Do levels of airborne grass pollen influence asthma hospital admissions? *Clin Exp Allergy* 2007;37(11):1641-7.
18. Chakraborty P, Mandal J, Sarkar E, Chowdhury I, Gupta-Bhattacharya S. Clinico-immunochemical studies on airborne *Areca catechu* L. Pollen, a probable risk factor in emergency asthma hospitalization from Eastern India. *Int Arch Allergy Immunol* 2009;149(4):305-14.
19. Takasaki K, Enatsu K, Kumagami H, Takahashi H. Relationship between airborne pollen count and treatment outcome in Japanese cedar pollinosis patients. *Eur Arch Otorhinolaryngol* 2009;266(5):673-6.
20. Carracedo-Martinez E, Sanchez C, Taracido M, Saez M, Jato V, Figueiras A. Effect of short-term exposure to air pollution and pollen on medical emergency calls: a case-crossover study in Spain. *Allergy* 2008;63:347-53.
21. Erkara IP, Cingi C, Ayranci U, Gurbuz KM, Pehlivan S, Tokur S. Skin prick test reactivity in allergic rhinitis patients to airborne pollens. *Environ Monit Assess* 2009;151(1-4):401-12.
22. Ribeiro H, Oliveira M, Ribeiro N, Cruz A, Ferreira A, Machado H et al. Pollen allergenic potential nature of some trees species: a multidisciplinary approach using aerobiological, immunochemical and hospital admissions data. *Environ Res* 2009;109(3):28-33.
23. Cariñanos P, Sánchez-Mesa JA, Prieto-Baena JC, Lopez A, Guerra F, Moreno C et al. Pollen allergy related to the area of residence in the city of Córdoba, south-west Spain. *J Environ Monit* 2002;4(5):734-8.
24. Behbehani N, Arifhodzic N, Al-Mousawi M, Marafie S, Ashkanani L, Moussa M, et al. The seasonal variation in allergic rhinitis and its correlation with outdoor allergens in Kuwait. *Int Arch Allergy Immunol* 2004;133(2):164-7.
25. Hitzfeld B, Friedrichs KH, Ring J, Behreudt H. Airborne particulate matter modulates the production of reactive oxygen species in human polymorphonuclear granulocytes. *Toxicology* 1997;120:185-95.

Planes de seguridad del agua. Análisis de peligros y evaluación de los riesgos en un abastecimiento de Bizkaia. Aplicación a una captación

Water safety plans. Hazard study and risk assessment of a water supply system in Bizkaia. Application to the water catchment stage

Planos de Segurança da Água. Análise de perigos e avaliação de riscos num abastecimento de Biscaia. Aplicação a uma captação

María José Astillero Pinilla, Ana Elortegi Gabikagogeaskoa, Raquel García Vázquez, David Palanca Cañón.

Comarca de Salud Pública Gernika-Lea-Artibai. Departamento de Sanidad. Gobierno Vasco.

Cita: Astillero Pinilla MJ, Elortegi Gabikagogeaskoa A, García Vázquez R, Palanca Cañón D. Planes de seguridad del agua. Análisis de peligros y evaluación de los riesgos en un abastecimiento de Bizkaia. Aplicación a una captación. Rev. salud ambient. 2012;12(2):122-125.

Recibido: 15 de mayo de 2012. **Aceptado:** 12 de septiembre de 2012. **Publicado:** 27 de diciembre de 2012

Autor para correspondencia: María José Astillero Pinilla. (Correo e: mj-astillero@ej-gv.es)
Comarca de Salud Pública Gernika-Lea-Artibai. C/ Juan Calzada 63. 48300 Gernika. Tel. 94 627 08 08. Fax.: 94 625 82 05.

Financiación: Ninguna.

Declaración de conflicto de intereses: Los autores declaran que no existen conflictos de intereses que hayan influido en la realización y la preparación de este trabajo.

Resumen

La mejor opción para garantizar un suministro de agua segura y de calidad es establecer un plan de control y gestión en los abastecimientos orientado a la prevención de los riesgos. Realizamos una aplicación práctica de las etapas de análisis de peligros y evaluación de los riesgos utilizadas en las metodologías del Manual para el desarrollo de Planes de Seguridad del Agua (OMS) y de la Guía para la elaboración de los programas de control y gestión de los abastecimientos de agua de consumo de la CAPV (Comunidad Autónoma del País Vasco) en un abastecimiento de Bizkaia. La aplicación en la fase de captación ya nos proporciona una información de los beneficios y los problemas encontrados. Así, a la vista de los resultados obtenidos se puede concluir que esta metodología resulta muy eficaz para la determinación de riesgos que habían pasado inadvertidos y para el establecimiento de nuevas medidas de control. Igualmente, se demuestra la necesidad de interrelación entre organismos no directamente relacionados con la explotación de los abastecimientos.

Palabras clave: agua de consumo, abastecimiento, análisis de peligros, evaluación de riesgos, metodología, captación.

Abstract

The best way to guarantee a safe and high quality water supply is to establish a control and management plan for the water supply system that focuses on risk prevention. In this study, the methodology and analytical steps established in the Water Safety Plan Manual (WHO) and the Guide to the Control and Management of Water Supply Systems (Autonomous Government of the Basque Country) were used to carry out hazard and risk assessment in a water supply system in Bizkaia. Although the application has only been carried out in the water catchment stage, it has already provided information about the benefits, as well as the problems encountered. Therefore, from the results obtained, it can be seen that this methodology is clearly effective for determining risks that had passed unnoticed, and for establishing new control measures. It also demonstrates the importance of co-operation between the bodies not directly related to the operation of the water supply system.

Keywords: Drinking water, supply system, hazard study, risk assessment, methodology, catchment.

Resumo

A melhor opção para garantir a segurança e a qualidade no fornecimento de água é estabelecer um plano de controlo e gestão para os abastecimentos orientado para a prevenção dos riscos. Realizou-se, num abastecimento da Biscaia, a aplicação prática das etapas de análises de perigos e avaliação dos riscos apresentadas nas metodologias do Manual para o Desenvolvimento de Planos de Segurança da Água (OMS) e no Guia para a Elaboração de Programas de Controlo e Gestão de Abastecimentos de Água de Con-

sumo da CAPV (Comunidade Autónoma do País Basco). A aplicación na fase de captación já fornece información sobre os beneficios e os problemas encontrados. Assim, considerando os resultados obtidos pode-se concluir que esta metodologia foi muito eficaz na identificação de perigos que haviam passado despercebidos e no estabelecimento de novas medidas de controlo de riscos. Igualmente, é demonstrada a necessidade de interação entre organismos não diretamente relacionados com a exploração dos abastecimentos.

Palavras-chave: água para consumo humano, abastecimento, análise de perigos, avaliação de riscos, metodologia, captación de água.

INTRODUCCIÓN

Durante mucho tiempo la vigilancia de los riesgos para la salud derivados del consumo de agua se ha basado principalmente en el análisis de la calidad del agua producida y en la vigilancia del cumplimiento de una serie de valores paramétricos o valores guía¹. Sin embargo, aún cuando la vigilancia analítica es importante, cuando un análisis demuestra que el agua distribuida en una zona no es apta para el consumo, algo ha fallado en el sistema con anterioridad, y el peligro para los consumidores ya está presente en el agua. Por tanto, el establecimiento de un plan de control y gestión en los abastecimientos orientado a la prevención de los riesgos, se ha convertido en la mejor opción para garantizar un suministro de agua segura y de calidad.

Existen distintas metodologías basadas en la prevención y control de los riesgos a lo largo de un proceso siendo una de las más utilizadas, sobre todo en la industria alimentaria, el sistema APPCC (análisis de peligros y puntos de control crítico).

La OMS (Organización Mundial de la Salud) publicó en 2009 el *Manual para el desarrollo de Planes de Seguridad del Agua*² donde se desarrolla una metodología pormenorizada de gestión de riesgos para proveedores de agua de consumo. Igualmente el Departamento de Sanidad del Gobierno Vasco publicó en 2008 la *Guía para la elaboración de los programas de control y gestión de los abastecimientos de agua de consumo de la CAPV (Comunidad Autónoma del País Vasco)*^{3,4}. Ambos documentos utilizan una metodología de prevención de riesgos donde las etapas de análisis de peligros y evaluación de los riesgos son las más significativas y diferenciales respecto a otras metodologías.

Con el objetivo de hacer una utilización práctica de estas guías, aplicamos las etapas de análisis de peligros y evaluación de los riesgos con y sin medidas preventivas en una zona de Bizkaia que abastece a 11.000 habitantes en la que ya se realiza un mantenimiento y una vigilancia.

Aunque en un uso práctico de la guía, esta se aplicaría a todas las etapas del sistema de suministro, su utilización únicamente en la fase de captación ya nos proporciona una información de los beneficios y los problemas encontrados en su aplicación.

MATERIAL Y MÉTODOS

En primer lugar se realiza el diagrama de flujo del sistema de suministro con cada una de sus etapas: desde la captación hasta los puntos finales de las redes de distribución. Hay que realizar una descripción lo más completa posible y recopilar datos específicos del abastecimiento.

Sobre la etapa de captación del agua efectuamos el análisis de peligros, describiendo tanto los peligros (agentes físicos, biológicos, químicos y radiológicos que pueden dañar la salud pública) como los sucesos peligrosos (eventos que introducen los peligros en el sistema de abastecimiento de agua) que pueden ocurrir en esta captación de forma particularizada. Para determinar los peligros hacemos visitas sobre el terreno incluyendo el área adyacente al punto de captación y analizamos tanto la documentación existente como la evaluación de acontecimientos e información del pasado.

Una vez que los peligros se han identificado, realizamos la evaluación del riesgo asociado a cada uno de ellos. Se establecerá un nivel de riesgo usando un método semicuantitativo, que comprende la estimación de la probabilidad de que ocurra cada suceso peligroso junto con la gravedad de las consecuencias de que ocurra.

En un primer lugar, se establecen un nivel de riesgo asociado a cada peligro sin considerar ninguna medida preventiva. Se establecen a continuación medidas preventivas o de control para los peligros con nivel de riesgo medio, alto o muy alto. Esta primera estimación nos ayuda a establecer prioridades de actuación y a centrarnos en los peligros relevantes.

Determinadas las medidas preventivas necesarias se realiza una nueva estimación del riesgo. Con las medidas preventivas propuestas los riesgos tienen que quedar en un nivel bajo o muy bajo. Esta segunda estimación de los riesgos nos ayuda a buscar todas las medidas de control necesarias hasta conseguir bajar el nivel de riesgo.

RESULTADOS

El abastecimiento suministra agua a una población de 11.000 habitantes. Consta de una única captación superficial, una planta de tratamiento tipo A3, tres depósitos y dos redes de distribución.

Los principales sucesos peligrosos están en la captación, situada en un río con un polígono industrial aguas arriba y caseríos con ganado en las inmediaciones. Existen antecedentes de contaminación química por espumas procedentes del polígono industrial y de contaminación microbiológica por vertidos de purines de alguna de las explotaciones ganaderas de la zona.

A. ANÁLISIS DE PELIGROS

Se identifican los sucesos peligrosos y los peligros que

se pueden producir en la captación. Se determinan cinco sucesos peligrosos: Vertidos industriales del polígono industrial de detergentes y de metales, escorrentías con plaguicidas procedentes de los caseríos adyacentes, vertidos de las actividades ganaderas y lluvias torrenciales. Estos sucesos van a ocasionar peligros de contaminación química, contaminación microbiológica y turbidez.

B. EVALUACIÓN DE LOS RIESGOS

Utilizando la matriz de estimación semicuantitativa (Tabla 1) obtenemos que entre los 5 sucesos peligrosos, quedan priorizados 4 por tener un nivel de riesgo moderado, alto y muy alto (Tabla 2).

Los problemas más habituales en la aplicación práctica de esta primera estimación de los riesgos se refieren, por un lado, a la dificultad de valorar los sucesos peligrosos y peligros en ausencia de medidas preventivas, es decir, obviando las que ya están disponibles en el abastecimiento, y por otro, a la dificultad para aceptar que algunos peligros se quedarán sin considerar porque su nivel de riesgo es bajo.

Tabla 1. Matriz estimación del nivel de riesgo. Adaptación de la matriz de riesgos de Deere et al. (2001)⁵

PROBABILIDAD	Casi seguro (5)	Ya ha ocurrido anteriormente y volverá a ocurrir
	Probable (4)	Ya ha ocurrido anteriormente y es posible que vuelva a ocurrir
	Moderada (3)	Es posible y podría ocurrir en determinadas circunstancias
	Improbable (2)	No puede descartarse totalmente
	Excepcional (1)	No ha ocurrido y es muy improbable que ocurra
GRAVEDAD	Muy grave (5)	Posible enfermedad
	Grave (4)	Posibles efectos sobre la salud a largo plazo
	Moderada (3)	Consecuencias organolépticas o incumplimiento prolongado sin relación con la salud
	Menor (2)	Consecuencias locales, sin relación con la salud, ni con parámetros de cumplimiento, ni organoléptica
	Insignificante (1)	Impacto insignificante, alteración pequeña del funcionamiento normal del abastecimiento. Agua segura

RIESGO MUY ALTO >15

RIESGO ALTO 10-15

RIESGO MEDIO 6-9

RIESGO BAJO <6

Tabla 2. Captación. Peligros y estimación de su nivel de riesgo

Sucesos peligrosos	Probabilidad	Gravedad	NIVEL DE RIESGO (probabilidad x gravedad)
Vertidos industriales			
Metales	Excepcional (1)	Grave (4)	Bajo
Detergentes	Probable (4)	Moderado (3)	Alto
Escorrentías plaguicidas	Improbable (2)	Grave (4)	Medio
Vertidos activ. ganaderas	Probable (4)	Muy Grave (5)	Muy alto
Lluvias torrenciales	Casi seguro (5)	Muy Grave (5)	Muy alto

C. MEDIDAS PREVENTIVAS Y NUEVA EVALUACIÓN DE LOS RIESGOS

- Medidas preventivas. Determinamos las medidas necesarias para controlar los cuatro peligros considerados relevantes.
- Nueva evaluación de los riesgos. Volvemos a estimar los riesgos y comprobamos que con las medidas de control propuestas el nivel de riesgo de todos los peligros es bajo y muy bajo.

Se comprobó que las medidas de control disponibles en el abastecimiento no eran suficientes para disminuir el nivel de riesgo y debían ser complementadas con otras que nunca se habían considerado. Algunas de las nuevas medidas a establecer eran estructurales: la posibilidad de cierre de la entrada de agua con turbidez elevada y la instalación de una alarma en el detector de espumas de la planta. Otras serían de gestión: el establecimiento de un flujo de información procedimentado entre el polígono industrial y la planta de tratamiento y la puesta en marcha de un programa de educación sobre los usos de los plaguicidas y de las fosas de purines entre los aldeanos de la zona.

Una de las principales dificultades encontradas en esta fase ha sido la identificación de medidas de control que están fuera del alcance de actuación de los gestores del abastecimiento.

DISCUSIÓN

El desarrollo y aplicación de planes de seguridad del agua es la forma más eficaz de garantizar un control y una vigilancia sistemática de una zona de abastecimiento. El plan ha de ser específico para cada uno de los abastecimientos por lo que es necesario un estudio en profundidad del mismo.

La utilización de una metodología sistemática, como

la presentada en el *Manual para el desarrollo de Planes de Seguridad del Agua* publicado por la OMS y en la *Guía para la elaboración de los programas de control y gestión de los abastecimientos de agua de consumo de la CAPV* publicada por el Gobierno Vasco, permite determinar riesgos en el sistema de abastecimiento que habían pasado inadvertidos y buscar nuevas medidas de control que no se habían contemplado.

Para el establecimiento de algunas de las medidas de control, sobre todo en el caso de captaciones, es necesario abarcar un campo más amplio que el que estrictamente tienen bajo su control los explotadores de los abastecimientos. Por tanto, esta metodología demuestra la necesidad de interrelación entre organismos no directamente relacionados con el suministro del agua de consumo.

REFERENCIAS

1. Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano. BOE nº 45, de 21 de febrero.
2. OMS. Manual para el desarrollo de planes de seguridad del agua: metodología pormenorizada de gestión de riesgos para proveedores de agua de consumo. Ginebra: Organización Mundial de la salud; 2009.
3. Departamento de Sanidad. Guía para la elaboración de los programas de control y gestión de los abastecimientos de agua de consumo de la CAPV. Vitoria-Gasteiz: Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco; 2008.
4. Departamento de Sanidad. Manual práctico para el diseño e implantación de sistemas H.A.C.C.P. Vitoria-Gasteiz: Servicio Central de publicaciones del Gobierno Vasco; 1997.
5. Deere D, Stevens M, Davison A, Helm G, Dufour A. Management Strategies. En: Fewtrell L, Bartram J, eds. Water quality: guidelines, standards and health –assessment of risk and risk management for water-related infectious disease. Londres, Organización Mundial de la Salud, IWA Publishing, 2001:257-288.

Evolución del grado de implantación de programas de autocontrol en las piscinas de temporada en Araba/Álava

Evolution of the implementation level of self-monitoring programmes for outdoor swimming pools in Araba/Álava

Evolução do grau de implementação de programas de autocontrolo em piscinas sazonais em Araba/Álava

Raquel Hernández García, Nagore Irazabal Tamayo, Arantza Armentia Álvarez.

Centro Comarcal de Salud Pública Araba. Subdirección de Salud Pública. Dirección de Salud Pública. Departamento de Sanidad y Consumo. Gobierno Vasco.

Cita: Hernández García R, Irazabal Tamayo N, Armentia Álvarez A. Evolución del grado de implantación de programas de autocontrol en las piscinas de temporada en Araba/Álava. Rev. salud ambient. 2012;12(2):126-131.

Recibido: 22 de marzo de 2012. **Aceptado:** 4 de mayo de 2012. **Publicado:** 27 de diciembre de 2012

Autor para correspondencia: Raquel Hernández García / Nagore Irazabal Tamayo/ Arantza Armentia.

(Correo e: raquel-herandez@ej-gv.es, nirazabal@ej-gv.es, armentia@ej-gv.es).

Centro Comarcal de Salud Pública Araba. Subdirección de Salud Pública. Dirección de Salud Pública. Departamento de Sanidad y Consumo. Gobierno Vasco. Teléfono: 945 017190. Fax: 945 016658.

Financiación: Ninguna.

Declaración de conflicto de intereses: Las autoras declaran que no existen conflictos de intereses que hayan influido en la realización y la preparación de este trabajo.

Resumen

El objetivo principal de este estudio ha sido realizar una valoración de la evolución del grado de implantación de programas de autocontrol en las piscinas descubiertas de Araba/Álava durante seis años (2006-2011). Para ello, en las inspecciones se cumplieron protocolos de comprobación basados en instrucciones técnicas, elaboradas para aunar criterios y valorar los diferentes planes del Programa de autocontrol (Estos planes son: 1. Tratamiento y vigilancia del agua; 2. Análisis del agua; 3. Limpieza y desinfección; 4. Seguridad, buenas prácticas e información al usuario; 5. Revisión y mantenimiento; 6. Control de plagas; 7. Proveedores, productos y servicios). Además, se usó una valoración consensuada de cada plan, con el fin de valorar objetivamente las instalaciones y la implantación del autocontrol.

Palabras clave: Autocontrol, piscinas, Araba/Álava, implantación.

Abstract

The main aim of this study was to carry out an assessment of the implementation level of the self-monitoring programme for outdoor swimming pools in Araba/Álava over a six-year period (2006-2011). For this purpose, inspections were carried out using checklists based on technical guidelines designed to unify criteria and assess the different plans within each self-monitoring programme, including the following: 1. Water Treatment and Monitoring; 2. Water analysis; 3. Cleansing and Disinfection; 4. Safety, Best Practices and User information; 5. Inspection and Maintenance; 6. Pest control; 7. Suppliers, Products and Services. Consensus-based assessments of each plan were also used to objectively evaluate the facilities and the level of implementation of the self-monitoring programme.

Keywords: Self-monitoring, swimming pools, Araba/Álava, implementation.

Resumo

Este estudo teve como objectivo principal realizar uma avaliação da evolução do grau de implementação de programas de autocontrolo nas piscinas descobertas de Álava durante um período de seis anos (2006-2011).

Nesse sentido, foram realizadas inspeções técnicas respeitando protocolos assentes em listas de verificação, destinados a unificar critérios e avaliar diferentes programas de autocontrolo (Estes planos são: 1. Tratamento e vigilância da água, 2. Análise da água, 3. Limpeza e desinfeção; 4. Segurança, boas práticas e informações ao usuário; 5. Inspeção e manutenção; 6. Controlo de pragas; 7.

Fornecedores, produtos e serviços). Igualmente, utilizou-se uma avaliação baseada no consenso para cada plano, a fim de avaliar objetivamente as instalações e a implementação do autocontrolo.

Palavras-chave: Autocontrolo, Piscinas, Araba/Álava, Implementação.

INTRODUCCIÓN

Se ha valorado la evolución del grado de implantación de los programas de autocontrol en las piscinas de Araba/Álava durante 2006 a 2011. Para poder realizar la valoración, se han realizado inspecciones y seguimientos en la implantación de todas las instalaciones con piscinas descubiertas (54 instalaciones). Dado su carácter temporal (funcionan entre 1 y 3 meses al año), estas

instalaciones tienen unas condiciones que hacen que su seguimiento sea más dificultoso, dado su personal cambiante, y la necesidad de puesta en marcha y adecuación del autocontrol anual; además, al no estar funcionando todo el año las deficiencias en las características estructurales son más difíciles de valorar.

Figura 1. Piscina descubierta de Araba/Álava



Para la obtención de los datos de este estudio, se ha utilizado la información obtenida durante esos años en las inspecciones realizadas. Al menos se han realizado dos inspecciones por instalación (apertura y seguimien-

to) y otra inspección más en los casos en que las deficiencias encontradas en las instalaciones eran importantes. Para ello, en las inspecciones se utilizaron "listados de comprobación", realizados y consensuados entre los

técnicos que toman parte en las inspecciones, con el fin de valorar los diferentes planes del Programa de autocontrol¹. Esto es, para evaluar el Programa de autocontrol (presentado por cada instalación y aprobado por Sanidad cada temporada previamente a su apertura) se inspeccionan y comprueban las operaciones que deben llevar a cabo. Estas operaciones se dividen en diferentes apartados, denominados planes, de tal manera que en cada visita se inspecciona tanto el funcionamiento, como el mantenimiento de la instalación en todos sus ámbitos y planes.

Estos planes son los siguientes: Plan 1: Tratamiento y vigilancia del agua; Plan 2: Análisis del agua; Plan 3: Limpieza y desinfección; Plan 4: Seguridad, buenas prácticas e información al usuario; Plan 5: Revisión y mantenimiento; Plan 6: Control de plagas; Plan 7: Proveedores, productos y servicios).

Una vez recogida la información que se refiere a cada plan, y por tanto, recogidas las deficiencias encontradas, se usa una valoración consensuada de cada plan, con el fin de evaluar objetivamente las instalaciones y la implantación del autocontrol.

MATERIAL Y MÉTODOS

El periodo considerado abarca los años desde 2006 a 2011, en los que se realizaron inspecciones de apertura y una inspección de supervisión en cada instalación descubierta. Se realizaron segundas inspecciones de supervisión de seguimiento solo en las instalaciones con valoración deficiente.

Las inspecciones se realizan utilizando listados de comprobación basados en instrucciones técnicas elaboradas para aunar criterios y valorar los planes. Cada plan tiene un número aproximado de diez preguntas para poder realizar su valoración:

Tratamiento y vigilancia del agua: en este plan se valora el sistema de depuración y la renovación del agua.

Análisis del agua: se valora la calidad del agua.

Limpieza y desinfección: valora las condiciones higiénico-sanitarias de las diferentes superficies de la instalación.

Seguridad, buenas prácticas e información al usuario: se valora si la seguridad de los bañistas es correcta, así como la información que se les da.

Revisión y mantenimiento: en este plan se valoran las operaciones de revisión programadas y realizadas, así

como el mantenimiento de las diferentes partes de la instalación.

Control de plagas: plan para valorar si se hace un control adecuado de las posibles plagas, con el fin de que estas no sucedan. En el caso de que sucedan, se evalúa las medidas tomadas para combatirlas.


Proveedores, productos y servicios: aquí es valorado todo lo referente a los proveedores y servicios contratados por la instalación.

Además, se valoró globalmente la implantación y eficacia del autocontrol, según puntuación (0-40 puntos), y se calificó la implantación y eficacia de los planes como favorable, mejorable o desfavorable. Esto es, cada deficiencia está previamente calificada como Mayor (y se le adjudica una puntuación de 2 puntos) o Seria (5 puntos). Además, las deficiencias del Plan 1 (Tratamiento-vigilancia del agua) y las del Plan 2 (Análisis del agua) puntúan el doble que las del resto de planes. Así, a las instalaciones que obtienen una puntuación igual o menor de 20 se les asigna una valoración de favorable en la implantación del autocontrol; las que obtienen una puntuación de entre 20 y 40, su valoración es de mejorable y las que tienen más de 40 puntos tienen una calificación de desfavorable en la valoración de su Programa de autocontrol.

Los datos obtenidos se recogen y apuntan en los listados de comprobación, y posteriormente, una vez realizada la visita, se realiza el cálculo de los puntos obtenidos en el listado de comprobación.

Tras cada temporada, cada instalación recibe un informe sanitario que recoge valoraciones y medidas a adoptar conforme a Decreto 32/2003, por el que se aprueba el reglamento sanitario de piscinas de uso colectivo.

Figura 2. Primera página del listado-comprobación

EUSKO JAURLARITZA		GOBIERNO VASCO
OSASUN ETA KONTSUMO SAILA Arabako Lurralde Zuzendaritza Osasun Publikoko Zuzendariordeztza		DEPARTAMENTO DE SANIDAD Y CONSUMO Dirección Territorial de Álava Subdirección de Salud Pública

**IGERILEKUEU AUTOKONTROL PLANAK GAINBEGIRATZEKO
KONPROBATZE-ZERRENDA/
LISTADO DE COMPROBACIÓN PARA LA SUPERVISIÓN DE LOS
PROGRAMAS DE AUTOCONTROL DE PISCINAS**

GAINBEGIRATZEAREN DATUAK/ DATOS DE LA SUPERVISIÓN
 Data/Fecha.....
 Teknikaria/ Técnico

**IGERILEKUAU DITUZTEN INSTALAZIOEN DATUAK/ DATOS DE LA INSTALACIÓN
CON PISCINAS**
 Izena/ Nombre.....
 Helbidea-Herria/Dirección-Municipio.....
 Estalia/ Cubierta Ez estalia/Descubierta Mistoa/ Mixta
 Ontzi estalien kopurua/ N° de vasos cubiertos Ontzi ez estalien kopurua/ N° de vasos descubiertos

BALORAZIO OROKORRA/ VALORACIÓN GLOBAL

AUTOKONTROL PROGRAMAREN PLANAK/ PLANES DEL PROGRAMA DE AUTOCONTROL	ERTAINA/ MAYOR X2	HANDIA/ SERIA (*) X5	BEHIN -BEHINEKO PUNTUAZIOA/ PUNTUACION PARCIAL
1-AIREAREN (ontzi estalietan) ETA URAREN TRATAMENDUA ETA ZAINZA/ TRATAMIENTO Y VIGILANCIA DEL AGUA Y DEL AIRE (en cubiertas)			X 2=
2-URAREN ANALISIA/ ANALISIS DEL AGUA			X 2=
3-GARBIKETA ETA DESINFEKZIOA/ LIMPIEZA Y DESINFECCION			
4-SEGURTASUNA ETA JARDUNBIDE EGOKIAK (JEE)/ERABILTZAILEENTZAKO INFORMAZIOA/ SEGURIDAD Y BUENAS PRACTICAS (BBPP)/INFORMACIÓN AL USUARIO			
5-ERREBISIOA ETA MANTENTZEA/ REVISIÓN Y MANTENIMIENTO			
6-IZURRITEEN KONTROLA/ CONTROL DE PLAGAS			
7-HORNITZAILEAK/ PRODUKTUAK/ ZERBITZUAK PROVEEDORES/PRODUCTOS/SERVICIOS			
GUZTIZKO PUNTUAZIOA/ PUNTUACIÓN TOTAL			

(*) Berehala zuzendu beharrekoa/ Corrección inmediata

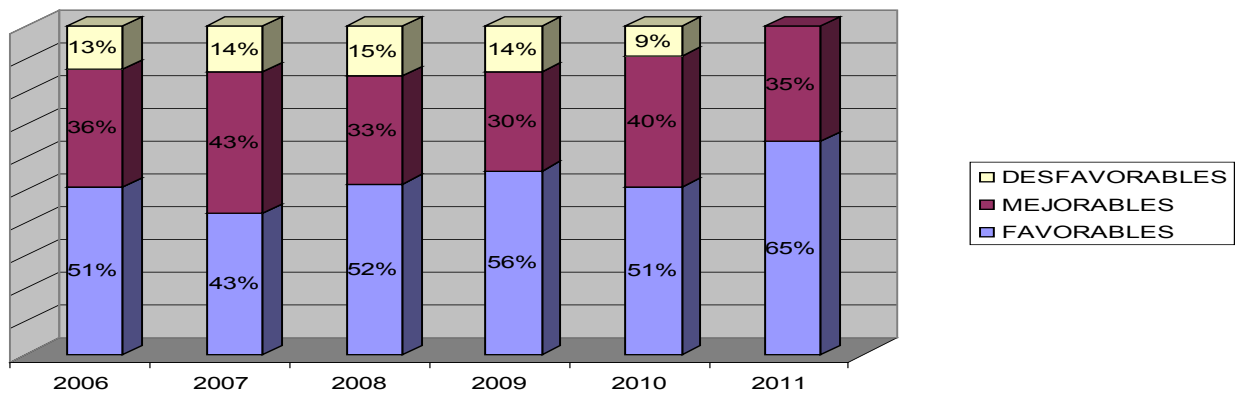
BALORAZIOA/ VALORACIÓN	TARTEAK/ RANGOS
ALDEKOA/ FAVORABLE	≤20
HOBETU BEHARREKOA/ MEJORABLE	20-40
EZ ALDEKOA/ DESFAVORABLE	≥ 40

RESULTADOS

Durante 2006, el 51% de las valoraciones de implantación y eficacia de los programas de autocontrol resultaron favorables, el 36% fueron mejorables y 13% desfavorables. En 2006 los Programas de autocontrol llevaban poco tiempo implantados, por lo que las deficiencias en lo referente a implantación eran notables. Por otro lado, las instalaciones estaban obsoletas y algunas no cumplían aspectos estructurales del Decreto 32/2003.

En 2011, el 65% resultaron favorables, el 35% mejorables y 0% desfavorables. No ha habido ninguna instalación con una calificación de desfavorable en el año 2011 debido, principalmente, a que a lo largo de los años en los que se ha estado solicitando y aplicando la implantación del Programa de autocontrol, las deficiencias, tanto estructurales como de funcionamiento, se han ido solventando.

Figura 3. Evolución del grado de implantación y eficacia de programas de autocontrol en las piscinas descubiertas de Araba/Álava



DISCUSIÓN

La primera conclusión relevante obtenida es que los listados de comprobación son muy útiles para valorar el grado de implantación y eficacia de los programas de autocontrol en piscinas.

Así mismo, se ha comprobado que la adopción de las medidas correctoras recogidas en los informes de supervisión mejora la implantación.

Por otro lado, el porcentaje de valoraciones globales favorables del grado de implantación y eficacia del sistema de autocontrol en piscinas ha ido incrementándose lentamente durante estos años, disminuyendo en consecuencia, el porcentaje de valoraciones mejorables hasta desaparecer el de desfavorables.

Esta lenta evolución a valoración favorable se debe por un lado, a la dificultad de adecuar a la normativa las instalaciones obsoletas y, por otro, a la temporalidad de uso inherente a este tipo de instalaciones y el habitual cambio en cada temporada de baño del personal responsable del sistema de autocontrol y de las personas encargadas de la ejecución de los diferentes planes que lo componen, así como a la mayor exigencia establecida progresivamente en los listados de comprobación que se


revisan anualmente.

AGRADECIMIENTOS

Quede constancia de nuestra gratitud a las personas de las instalaciones evaluadas, por su colaboración y cuyas atinadas críticas y sugerencias a la hora de realizar las inspecciones y los informes de los planes de autocontrol contribuyeron a mejorar nuestro trabajo sustancialmente. También al personal de Comarca de Salud Pública de Araba que nos ha ayudado, por sus aportaciones para mejorar el procedimiento, y a la Subdirección de Salud Pública de Araba/Álava, por permitirnos tomar parte en el Congreso de la SESA 2011, que es donde presentamos por primera vez los datos incluidos en este artículo.

REFERENCIAS

1. Decreto 32/2003, de 18 de febrero, por el que se aprueba el Reglamento Sanitario de piscinas de uso colectivo. BOPV, núm. 88, de 8 de mayo.
2. Decreto 208/2004, de 2 de noviembre, por el que se modifica el Reglamento Sanitario de piscinas de uso colectivo. BOPV, núm. 226, de 25 de noviembre.
3. Gobierno Vasco. Guía práctica para el diseño del programa de autocontrol de piscinas. Departamento de Sanidad. Vitoria-Gasteiz,

- 
- 2003.
4. Gobierno Vasco. Guía práctica para el diseño de plan de auto-control de Legionella. Departamento de Sanidad. Vitoria-Gasteiz, 2002.
 5. World Health Organization. Guidelines for safe recreational-water environments: swimming pools, spas and similar recreational-water environments, Draft. Geneva: WHO; 2000.
 6. Department of Human Services. Pool operator's handbook. Victorian Government Publishing Service. 2002, Disponible en: www.dhs.vic.gov.au/phd/001085/Index/htm.
 7. Ministerio de Sanidad y Consumo. Salud ambiental y laboral. Registro de plaguicidas. Listado de productos homologados para el tratamiento del agua de piscinas. 2003, Disponible en: <http://www.msc.es/salud/ambiental/home.htm>.

Metodologías alternativas en el control integrado de larvas de mosquitos urbanos: técnicas de obliteración de lámina de agua

Alternative methodologies in the integrated control of urban mosquito larvae: water surface obliteration techniques

Metodologias alternativas no controlo integrado de larvas de mosquitos nas áreas urbanas: técnicas de obliteração da superfície da água

Roger Eritja.

Servei de Control de Mosquits, Consell Comarcal del Baix Llobregat.

Cita: Eritja R. Metodologías alternativas en el control integrado de larvas de mosquitos urbanos: técnicas de obliteración de lámina de agua. Rev. salud ambient. 2012;12(2):132-136.

Recibido: 27 de agosto de 2012. **Aceptado:** 6 de noviembre de 2012. **Publicado:** 27 de diciembre de 2012.

Autor para correspondencia: Roger Eritja (Correo e.: reritja@elbaixllobregat.cat).
Servei de Control de Mosquits, Consell Comarcal del Baix Llobregat, 08980 Sant Feliu de Llobregat, España; Tfno.: 936401399. Fax: 933707592.

Financiación: Ninguna.

Declaración de conflicto de intereses: El autor declara que no existen conflictos de intereses que hayan influido en la realización y la preparación de este trabajo.

Resumen

Los mosquitos son un riesgo relevante para la salud pública que se ha visto incrementado con la llegada de *Aedes albopictus*, el mosquito tigre, potencial transmisor de varias enfermedades. El método de elección para su control es la eliminación de las larvas acuáticas mediante biocidas de origen biológico, que se realiza semanalmente debido a su nula persistencia. En determinados puntos donde esta periodicidad no puede mantenerse, como piscinas en fincas abandonadas, no existen opciones biocidas adecuadas más residuales exceptuando los inhibidores del crecimiento, que sin embargo no suelen proporcionar una residualidad superior a unas pocas semanas (de dos a cuatro). Se presenta la aplicación práctica de una técnica de control de larvas de mosquito en medios urbanos consistente en alterar la interfase agua/aire. Se describe la aplicación de materiales granulados inertes flotantes sobre las superficies para impedir la puesta de huevos y la respiración de las larvas, con el consiguiente beneficio de evitar la aplicación periódica de plaguicidas químicos, así como una sostenibilidad y perduración muy superiores. Se discuten asimismo los riesgos propios de estas estrategias.

Palabras clave: Larva, Mosquito, Urbano, Control.

Abstract

The public health risk associated to mosquitoes has increased in Spain by the introduction of the Asian Tiger Mosquito (*Aedes albopictus*) which is a well-known disease vector. Integrated control methodologies basically rely on larviciding by weekly applications of microbial biocides that have no residual effect. In some special cases, such as swimming pools in abandoned estates, this weekly schedule cannot be achieved due to difficulties of access and operational reasons. In these circumstances, there are no appropriate biocidal options except for Insect Growth Regulators (IGR), which do not provide more than a few weeks of residual efficiency. We present here the practical application of a well-known technique for controlling mosquito larvae in urban environments by altering the water/air interface. The adding to the water surface of a thick layer of beads made from inert, floating materials is described. The layer of beads impedes oviposition and adversely affects the breathing of the larvae. This technique avoids the regular application of chemical pesticides, as well as providing improved sustainability and higher efficiency times. Caution notes and side effects are also discussed.

Keywords: Larvae, Mosquito, Urban, Control.

Resumo

Os mosquitos são um risco significativo para a saúde pública, que aumentou com a chegada do *Aedes albopictus*, mosquito tigre, potencial transmissor de várias doenças. O método de escolha para o seu controle é a eliminação das larvas aquáticas com pro-

duetos biocidas de origem biológica, realizada semanalmente devido a sua persistência nula. Em determinados pontos onde essa recorrência não pode ser mantida, como piscinas em fazendas abandonadas, não há suficientes opções residuais biocidas com exceção dos inibidores de crescimento, mas não costumam fornecer um residual maior do que duas a quatro semanas. Apresenta-se a aplicação prática de uma técnica de controle de larvas do mosquito em ambientes urbanos consistendo em alterar a interface água/ar. Descreve-se a aplicação de materiais granulados inertes flutuando na superfície para evitar a postura de ovos e respiração das larvas, com o consequente benefício de evitar a aplicação periódica de pesticidas químicos, com uma melhor sustentabilidade e duração. Discutimos também os riscos inerentes a estas estratégias.

Palavras-chave: Larva, Mosquito, Urbano, Controle.

INTRODUCCIÓN

La Organización Mundial de la Salud definió en 1983 el control integrado sobre los mosquitos (CI) como *la combinación organizada de todas las estrategias disponibles para la reducción del vector, con una buena relación coste/beneficio*. Once años más tarde, se le añadió a esta definición la expresión final *de forma flexible y sostenible*.

La aplicación de esta filosofía implicó ir más allá de los tradicionales tratamientos contra los adultos, potenciando los tratamientos antilarvarios que son hoy en día la estrategia predominante en los países desarrollados. Si bien la carga de trabajo es mayor ya que introduce la necesidad de acopio de información sobre los focos de cría acuáticos, se mejoran la eficacia y la selectividad, puesto que a diferencia de los adultos, las larvas se encuentran confinadas y concentradas en masas de agua accesibles. Esto se generalizó en gran parte gracias a la aparición a finales de los 80 de los modernos plaguicidas biológicos basados en bacterias del género *Bacillus* y principalmente en *B. thuringiensis* var. *israelensis*. Se podía entonces aplicar larvicidas en toda clase de aguas sin riesgo ambiental y con sostenibilidad total, a diferencia de los larvicidas químicos (siempre conflictivos en relación a la protección ambiental del agua), y de los adulticidas, que deben aplicarse a dosis muy altas y adolecen de toxicidad colateral y corta persistencia.

Paralelamente, se abrieron vías novedosas, incluyendo nuevas medidas de gestión física del medio así como el énfasis en la acción social.

En el caso de las larvas, el control físico consiste básicamente en la eliminación o la modificación de los puntos de cría mediante saneamiento, gestión estructural, o neutralización física. Por costosas que resulten, estas operaciones son definitivas y por tanto más rentables a medio o largo plazo que las aplicaciones semanales de larvicidas aun cuando estas fueran posibles, lo que no suele ser el caso. En el medio ambiente natural, este tipo de soluciones está limitado a causa de la debida protección a los ecosistemas, siendo en zonas urbanas donde

encuentran su máxima aplicación ya que allí los hábitats son artificiales. Pueden recordarse por ejemplo los miles de jarrones en los cementerios que son imposibles de tratar con larvicida pero podrían solucionarse fácil y definitivamente por perforación.

Si ya tradicionalmente la problemática urbana afectaba al bienestar ambiental, la llegada a Cataluña del mosquito tigre (*Aedes albopictus*) a partir de 2004 la ha agravado de forma extraordinaria, puesto que la mayoría de puntos de cría de esta especie son de reducidas dimensiones y están dispersos en áreas privadas. Suele tratarse de objetos de uso corriente, precisamente destinados en su mayoría a contener agua, y que deben ser mantenidos o controlados por los propios residentes.

Las larvas de los culícidos requieren una interfase agua/aire estable, para poder respirar de forma aérea mediante su sifón. Cualquier acción sobre el agua que modifique esta interfase puede resultar en la definitiva eliminación de estas larvas. La modificación más básica consiste en la agitación del agua, lo que no tiene aplicación en la práctica en espacios cerrados. Existen plaguicidas comerciales que establecen una fina capa hidrofóbica monomolecular en la superficie, impidiendo la respiración larvaria pero, como los demás biocidas, son soluciones temporales que hay que aplicar periódicamente.

Por el contrario, sí es definitiva la aplicación de materiales inertes en gránulo sobre la superficie, cubriéndola de una capa flotante de material poroso. La denominación de *técnicas de obturación de la lámina de agua* (TOLA) se propone aquí para estas metodologías. El primer requisito para su uso es que la masa de agua esté confinada por paredes, más allá de las cuales no puedan perderse el agua ni el material introducido. En el ámbito urbano las TOLA son una solución indicada en situaciones de inaccesibilidad a las fincas, que impide aplicaciones biocidas periódicas y al mismo tiempo suele conllevar problemática social, agravada precisamente por el abandono de la propiedad. Su eficacia es total ya que se evita la oviposición por parte de las hembras al no disponer de agua

visible, y también son eliminadas por asfixia las larvas presentes en el momento de la aplicación.

Las primeras referencias bibliográficas son de finales de la década de los 80, principalmente por el trabajo de Paul Reiter¹ utilizando cantidades de bolas de poliestireno expandido de 2 a 4 mm de diámetro individual, para formar una capa flotante de aproximadamente un centímetro de grueso. Este material ligero, al igual que otros de similares características, se distribuye por sí mismo en la superficie del agua, cerrando posibles espacios vacíos por atracción electrostática. La durabilidad de este material es muy elevada aunque la presencia de agua sea intermitente, ya que puede superar la desecación depositándose en el fondo, volviendo a flotar en el momento de la reinundación. Su principal aplicación inicialmente eran las letrinas en países cálidos¹⁻⁴ pero se ha probado igualmente en huecos de tronco de árbol sobre mosquitos limnodendrófilos⁵ o pozos de riego⁶.

Sobre estas bases el Servicio de Control de Mosquitos del Consell Comarcal del Baix Llobregat ha encontrado a lo largo del tiempo varios problemas urbanos adecuados para el control con estas metodologías. Por su interés general, presentamos aquí dos experiencias de control físico mediante TOLA basadas en diferentes materiales.

MATERIAL Y MÉTODOS

CASO 1: SÓTANO INUNDADO

El primer ejemplo de su uso se llevó a cabo en 1994 en un sótano impracticable de un edificio en el delta del Llobregat (Barcelona, España).

Se trataba de un espacio no practicable e inaccesible a las personas, concretamente una cámara sanitaria propia de la construcción que se inundaba por oscilaciones del freático superficial, muy elevado al tratarse de un delta. Siendo un espacio cerrado se pudo utilizar un material muy ligero, como es el citado poliestireno expandido bajo forma de bolitas. Este tipo de producto presenta dificultades operativas por tratarse de un material extremadamente ligero, que debe de utilizarse en grandes cantidades y no puede manejarse al aire libre. Sólo es de aplicación en ambientes cerrados como el que se describe, puesto que en la intemperie el viento lo desplazaría fácilmente extrayéndolo del punto de aplicación, lo que causaría inaceptables problemas de contaminación y de orden público.

Se utilizó un producto industrial formulado en bolas de 2 a 5 mm de diámetro, con un peso específico de 10

a 12 Kg por metro cúbico. Se vertió el producto desde la calle, a través de aberturas de ventilación en los bajos del muro exterior. En total, se aplicaron 3 metros cúbicos del producto con un peso total aproximado de 35 kg. Gracias a ello, se neutralizó una lámina subterránea de agua estimada en 235 m². La dosis resultante de 150 gr/m² proporcionó una capa superficial de bolitas de un grosor medio cercano a 1,5 cm. Las verificaciones en los dos años sucesivos indicaron que el material seguía en su sitio como el primer día, y las quejas por exceso de mosquitos (en esa época, de la especie común *Culex pipiens*) cesaron en lo sucesivo, siguiendo así en la actualidad, 18 años después.

CASO 2: PISCINA ABANDONADA

Un nuevo problema de mismo tipo, pero de diferentes características, fue planteado en 2011 al Servicio de Control de Mosquitos desde otro municipio del Baix Llobregat. En este caso, la experiencia obtenida en 1994 con el poliestireno expandido indicó la necesidad de experimentar con nuevos materiales, más adecuados a la situación concreta.

En esta ocasión, se trataba de una instalación que había sido clausurada y precintada por orden judicial, llevando ya varios meses en esa situación y sin expectativas de cambio hasta la finalización del proceso legal. En la finca existía una piscina que obviamente perdió su mantenimiento y, en la cual, pronto aparecieron elevadas poblaciones larvianas compuestas mayoritariamente por mosquito común (*Culex pipiens*) y *Culiseta longiareolata* pero también por algunos mosquitos tigre (*Aedes albopictus*), para gran molestia de los habitantes de los edificios vecinos.

En esta ocasión, el poliestireno expandido se descartó de inmediato puesto que la instalación se hallaba al aire libre y su ligereza implicaría su dispersión accidental. Por tanto, y ante la falta de antecedentes o referencias sobre otras TOLA, hubo que seleccionar y probar productos inertes que reuniesen condiciones de mayor peso específico que el poliestireno, manteniendo su flotabilidad, inocuidad, durabilidad y rentabilidad económica.

En la práctica se probaron en laboratorio perlita, arlita, sepiolita y vermiculita, así como productos de origen natural como son la corteza de pino triturada, fibra de coco y varios tipos de granulados de corcho. Algunos de estos materiales se comercializan en presentaciones estandarizadas, pero las características físicas de otros como el corcho varían mucho según el proceso de obtención o el proveedor.

Algunos materiales -como la fibra de coco y la corteza

de pino- se descartaron por inadecuados ya en la fase inicial, puesto que no obliteraban el espacio de forma total dejando huecos accesibles al agua y, además, su flotabilidad resultó temporal. Los demás se probaron en cubetas de laboratorio de 80x60 cm a lo largo de tres semanas. Se evaluaron las dosis necesarias por metro cuadrado, el grosor obtenido, la capacidad de recuperación de la capa tras impactos que formasen huecos, la resistencia a agentes externos simulados, la flotabilidad, y la granulometría resultante en superficie.

Como resultado, se comprobó que la perlita a la dosis de 15 litros por metro cuadrado proporcionaba una capa de 1,8 cm de grosor con la mejor relación entre calidad, coste (1,5 €/m²) y durabilidad. Sin embargo, su granulometría era muy fina y una fracción cercana al 20% se precipitó al fondo después de llevar el agua a ebullición en una de las pruebas. El serrín de corcho en granulometría gruesa y a una dosis similar (13 l/m²) ofrecía mejores prestaciones en lo que respecta a flotación, aunque por su granulometría podía generar pequeños huecos que permitiesen localmente la cría de los mosquitos. El coste de este producto era superior, situándose en unos 2 €/m².

De todo ello se comprobó que aunque la perlita era utilizable, era preferible aplicar una mezcla de ambos productos. Así, un corcho horneado y triturado en grano grueso aportó la base de la estructura mientras que la perlita permitió rellenar huecos finos y disminuir el coste global. Buscando asegurar el resultado en una aplicación que se realizaba bajo autorización judicial y no podría repetirse, ambas dosis individuales fueron respetadas y se aplicaron los dos productos a 10 l/m² cada uno, lo que correspondió a 400 litros de cada producto en la piscina, que medía 40 m².

La operativa fue más fácil que en el caso anterior porque estos productos concretos se suelen comercializar en sacos de 100 litros que son engorrosos por su tamaño, pero manejables por su bajo peso. La aplicación se realizó en el mes de mayo vertiendo los productos sobre el agua y mezclándolos posteriormente a pértiga, siendo tres personas suficientes para todo el trabajo.

Como en el caso anterior, la eficacia de la aplicación fue total. Las abundantes larvas presentes habían desaparecido cuando se muestreó la subcapa cerca de una hora después de la aplicación, y ninguna otra pudo aparecer en lo sucesivo llevando a la neutralización total del punto de cría. Esto pudo comprobarse a finales de septiembre en que se revisó la estructura, encontrándola intacta. Una última visita de control a los 15 meses mostró que la lámina había asumido muy bien la caída accidental de objetos a la piscina, sellando por sí sola el hueco a

su alrededor. Sin perder su función sin embargo la perlita cambió de color por la proliferación de algas unicelulares y varias plántulas habían logrado enraizar en la capa del gránulo. La acumulación de polvo atmosférico, residuos arrastrados por el viento, semillas y humus del propio jardín circundante se muestran como la mayor amenaza para la supervivencia del dispositivo. En este sentido, no es descartable la hipótesis del hundimiento futuro de toda la capa si el peso acumulado de residuos llegase a ser excesivo, a menos que la agitación natural y la gravedad faciliten a esos residuos cruzar la capa de gránulos.

DISCUSIÓN

Los resultados positivos hacen que las TOLA sean atractivas como soluciones definitivas, pero no deben aplicarse sin un análisis previo, puesto que no están exentas de riesgos.

Se entiende, en primer lugar, que deben utilizarse en instalaciones no practicables o que van a estar inhabilitadas durante largo tiempo porque la recuperación de su funcionamiento normal será compleja e implicará un sobrecoste, que debe contemplarse en la evaluación técnica preliminar.

La retirada de los granulados de la superficie puede ser muy compleja y deberá realizarse manualmente en su totalidad. De otra forma, el sistema filtrante propio de la piscina sería perjudicado por sobrepresión, obturación y desgaste, ya que la perlita tiene origen mineral y es abrasiva. Las conexiones al alcantarillado deben igualmente estudiarse, siendo imperativo eliminar toda posibilidad de llegada de los gránulos al sistema hidráulico público. Finalmente, y una vez retirado manualmente el producto, el operador actuante se encontrará en posesión de un volumen importante de unos gránulos contaminados por aguas anóxicas, que será necesario reciclar como residuo sólido urbano, con el consiguiente sobrecoste.

Otro factor que debe considerarse consiste en la presencia -en cualquier momento en el futuro- de personas o animales. Esto es así porque la lámina de gránulos aparenta ser una superficie practicable al paso, pudiendo actuar como trampa para la caída de personas o animales que creyeran hallarse ante un piso sólido. En el caso de los pequeños animales como las ratas (*Rattus spp.*), habrá que asumir que inevitablemente quedarán atrapados un cierto número, como ya sucede de hecho con el agua misma, y que su descomposición en el fondo aumentará la carga orgánica. Los sedimentos anóxicos pueden verse favorecidos en general por las TOLA al dificultar el intercambio de oxígeno en superficie, pero ese mismo factor

limita también la emisión de gases y olores desagradables a la atmósfera, lo que ha podido ser comprobado en el caso 2 a los 15 meses. Es conveniente asimismo la revisión periódica del material puesto que pueden formarse huecos de agua visible que habrá que rellenar con nuevos aportes, y que son especialmente probables en presencia de anfibios, goteos u otros factores que inciden en la superficie; en caso de ser previsibles, puede ser interesante aumentar el grueso de la TOLA⁶.

Finalmente, hay que tener en cuenta que las cuestiones legales no están claras al no existir regulación específica. Técnicamente puede considerarse esta operación como una aplicación biocida pero no está sujeta a ese régimen al no utilizar plaguicidas registrados. Por lo tanto, se deberá referir más bien a la legislación sobre residuos y medio ambiente, así como a las Ordenanzas municipales locales. Obviamente, es conveniente consultar e informar a las autoridades locales sobre la operación que se va a llevar a cabo.

No hay datos aún sobre el comportamiento de la instalación tratada a escala de algunos años. En el caso 2, expuesto a las intemperies, no es descartable la posibilidad de rebose de la piscina por inundación debida a lluvia, caso en el cual los granulados se perderían y podrían verterse en zonas adyacentes, aunque cerradas al público. En áreas expuestas a la intemperie deben estudiarse bien los posibles excesos de nivel de agua que pueden dejar la capa de bolas reducida a un mínimo no eficaz, por ejemplo en huecos de troncos de árboles⁵.

En conclusión, las TOLA se consideran técnicas útiles en el caso de instalaciones y edificios definitivamente abandonados, debiéndose planificar y aplicar exclusivamente por parte de técnicos experimentados que evalúen cada caso concreto bajo criterios de coste, seguridad y beneficios obtenibles.

AGRADECIMIENTOS

Los Ayuntamientos de Castelldefels y del Prat de Llobregat (Baix Llobregat) han prestado soporte al presente trabajo.

REFERENCIAS

1. Reiter P. A Field Trial of Expanded polystyrene Balls for the Control of the *Culex* Mosquitoes Breeding in Pit Latrines. *Journal of the American Mosquito Control Association* 1985;1(4):519-20.
2. Dua VK, Sharma SK y Sharma VP. Use of Expanded Polystyrene Beads for the Control of Mosquitoes in an Industrial Complex at Hardwar, India. *Journal of the American Mosquito Control Association* 1989;5(4):614-6.
3. Beehler JW, Defoliart GR. Potential Use of Scrap Expanded Polystyrene Beads for the Control of *Aedes triseriatus*. *Journal of the American Mosquito Control Association* 1991;7(2):299-300.
4. Charlwood JD. The control of *Culex quinquefasciatus* breeding in septic tanks using expanded polystyrene beads in southern Tanzania. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 1994;88:380.
5. Chavasse D, Lines J, Icimori K, Majala A, Minjas J, Marijani J. Mosquito Control in Dar es Salaam. Impact of expanded polystyrene beads and pyriproxyfen treatment of breeding sites on *Culex quinquefasciatus* densities. *Medical and Veterinary Entomology* 1995;9(2):147-54.
6. Chang MS, Lian S, Jute N. A small scale field trial with expanded polystyrene beads for mosquito control in septic tanks. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 1995;89:140-1.

Valoración ecotoxicológica de algunos de los principales grupos terapéuticos encontrados en depósitos SIGRE de oficinas de farmacia

Ecotoxicological assessment of some of the main therapeutic groups present in the 'SIGRE' containers at pharmacies

Avaliação ecotoxicológica de alguns dos principais grupos terapêuticos encontrados em depósitos SIGRE de farmácias

Margarita Lobo Alonso¹, María Teresa Frejo Moya¹, María Jesús Díaz Plaza¹, Jimena García Lobo².

¹Departamento de Toxicología y Farmacología. Facultad de Veterinaria. Universidad Complutense de Madrid.

²Farmacéutica Titular Oficina de Farmacia. Avenida de Viena, 6 Coslada. Madrid.

Cita: Lobo Alonso M, Frejo Moya MT, Díaz Plaza MJ, García Lobo J. Valoración ecotoxicológica de algunos de los principales grupos terapéuticos encontrados en depósitos SIGRE de oficinas de farmacia. Rev. salud ambient. 2012;12(2):137-150.

Recibido: 23 de febrero de 2012. **Aceptado:** 14 de septiembre de 2012. **Publicado:** 27 de diciembre de 2012.

Autor para correspondencia: Margarita Lobo Alonso. (Correo e: margaritalobo@vet.ucm.es)
Avda de Viena nº 6. Coslada 28822 Madrid. Teléfono-Fax: 916716224.

Financiación: Ninguna.

Declaración de conflicto de intereses: Las autoras declaran que no existen conflictos de intereses que hayan influido en la realización y la preparación de este trabajo.

Resumen

La protección del medio ambiente es uno de los principales retos de la sociedad actual. Con este objetivo a lo largo de los últimos años, la Unión Europea (UE) ha ido aprobando normativas que establecen normas de carácter medioambiental que deben cumplir los medicamentos de uso humano y veterinario para su registro por las agencias reguladoras. Para reducir al máximo posibles impactos negativos sobre el medio ambiente, la industria farmacéutica ha constituido un sistema de gestión exclusivo para los envases de medicamentos, vacíos o con restos, que se generan en los domicilios españoles. El Sistema Integrado de Gestión y Recogida de Envases (SIGRE) del sector farmacéutico, es una entidad sin ánimo de lucro creada para la recogida y gestión de los residuos de medicamentos que los ciudadanos generan.

En este trabajo se ha llevado a cabo un estudio piloto sobre los envases depositados por la población en dos oficinas de farmacia situadas en la localidad de Coslada en Madrid, realizando una revisión bibliográfica de los efectos ecotoxicológicos de los grupos terapéuticos más frecuentemente encontrados en los depósitos SIGRE en este estudio.

Palabras clave: medicamentos, medio ambiente, residuos farmacéuticos, riesgo ecotoxicológico.

Abstract

Protecting the environment is one of the main challenges of modern society. To this aim, especially in recent years, the European Union (EU) has approved legislation establishing the environmental standards that must be met by medicinal products for human and veterinary use, in order to be registered by the regulatory agencies. To minimize as far as possible negative impacts on the environment, the Pharmaceutical Industry has provided a management system exclusively for both empty pharmaceutical packaging and that still containing medicines accumulated in Spanish homes. The Integrated System of Management and Collection of Packaging Waste (SIGRE) in the Pharmaceutical Industry is a non-profit organization created for the collection and management of pharmaceutical waste accumulated by citizens in their homes. This study has carried out a pilot project by monitoring the pharmaceutical packaging deposited by the population in containers at two Pharmacies located in the town of Coslada in Madrid. A literature review was also conducted of the ecotoxicological effects of the therapeutic groups most frequently found in the SIGRE containers in this study.

Keywords: Medical products, environment, pharmaceutical waste, ecotoxicological risks.

Resumo

A proteção do meio ambiente é um dos principais desafios da sociedade atual. Com esse objetivo, ao longo dos últimos anos, a

União Europeia (UE) tem aprovado regulamentos que estabelecem normas de âmbito ambiental que devem ser respeitadas pelos medicamentos de uso humano e veterinário para que os mesmos possam ser registados pelas agências reguladoras. Para minimizar ao máximo possíveis impactos negativos sobre o meio ambiente a indústria farmacêutica desenvolveu um sistema de gestão para embalagens de medicamentos, vazias ou com restos, que são originados nos lares espanhóis. O Sistema Integrado de Gestão e Recolha de Embalagens (SIGRE) do sector farmacêutico é uma organização sem fins lucrativos criada para a recolha e gestão de resíduos de medicamentos gerados pelos cidadãos.

Neste trabalho desenvolveu-se um estudo piloto sobre as embalagens depositadas pela população em duas farmácias localizadas na localidade de Coslada em Madrid realizando-se uma revisão bibliográfica dos efeitos ecotoxicológicos dos grupos terapéuticos mais frequentemente encontrados nos depósitos SIGRES deste estudo.

Palavras-chave: Medicamentos, Meio Ambiente, Resíduos Farmacêuticos, Risco Ecotoxicológico.

INTRODUCCIÓN

El Sistema Integrado de Gestión y Recogida de Envases y medicamentos (SIGRE), a través de las oficinas de farmacia, persigue un doble objetivo:

- Medioambiental: reduciendo los perjuicios medioambientales que los envases y restos de medicamentos pueden ocasionar, mediante la prevención de los residuos en origen y el correcto tratamiento medioambiental de los residuos generados.
- Sanitario: favoreciendo la no acumulación de medicamentos en los hogares y sensibilizando al ciudadano sobre los riesgos sanitarios derivados del uso inadecuado de los mismos.

La protección del medio ambiente es uno de los principales retos de la sociedad actual. Los medicamentos poseen mecanismos de acción específicos sobre los animales y el ser humano a los que son destinados pero esto no impide descartar unos posibles efectos sobre organismos no diana (flora y fauna) presentes en el medioambiente y que pueden ser sensibles al modo de acción de estos fármacos.

Los medicamentos suponen en la actualidad uno de los productos más perjudiciales para el medio ambiente. En España, según el informe sobre la declaración medioambiental del ejercicio 2008, se depositaron en los contenedores SIGRE de las farmacias una media mensual de 5,29 Kg de envases y restos de medicamentos por cada mil habitantes, un 9% más que el año anterior¹.

En febrero de 2002 se implantó en la Comunidad de Madrid el sistema de recogida SIGRE a través de las oficinas de farmacia. La red de recogida la integran un total de 2.682 oficinas de farmacia en las que se encuentran instalados los depósitos (puntos SIGRE) en los que los usuarios han ido depositando restos de medicamentos o envases completos.

Para todos los medicamentos se debería evaluar sus efectos ecotoxicológicos, debido a que muchos de estos compuestos han alcanzado altas concentraciones en las aguas superficiales y en plantas de tratamiento de las aguas residuales. Los medicamentos pueden originar una contaminación antropogénica de gran importancia^{2,3}.

El principal objetivo de este estudio piloto ha sido identificar y seleccionar el tipo de residuos de medicamentos depositados en diferentes contenedores SIGRE en oficinas de farmacia de Coslada, con el fin de evaluar la ecotoxicidad de los principios activos encontrados en mayor cantidad en dichos depósitos mediante una revisión bibliográfica.

1. IDENTIFICACION Y SELECCIÓN DE LOS ENVASES DE MEDICAMENTOS DEPOSITADOS EN PUNTOS SIGRE DE OFICINAS DE FARMACIA

Este estudio piloto se ha realizado en dos puntos SIGRE de oficinas de farmacia de la Comunidad de Madrid, en el municipio de Coslada.

El periodo de recogida de los residuos de medicamentos se realizó durante el primer semestre del año 2007. Se recogieron entre 40 y 50 Kg depositados en las farmacias objeto del estudio. Todas las semanas se identificaban y analizaban los medicamentos contenidos en los contenedores SIGRE, cuantificando los envases y clasificándolos por subgrupos y grupos terapéuticos según la clasificación internacional ATC (clasificación anatómica terapéutica) (Tabla 1).

Hemos elegido los subgrupos terapéuticos, encontrados en mayor número entre los envases depositados, M01AB, M01AE y N02BE. Dentro de estos subgrupos terapéuticos los principios activos encontrados en mayor proporción fueron: ibuprofeno, diclofenaco y paracetamol, de los cuales hemos realizado una revisión bibliográfica de sus propiedades físico-químicas, estudios de persistencia, bioacumulación, toxicidad, niveles

medioambientales y efectos ecotoxicológicos con el fin de conocer el riesgo potencial medioambiental de estos tres principios activos así como sus posibles riesgos sanitarios para el ciudadano.

Tabla 1. Número de envases de medicamentos depositados en los puntos SIGRE en las dos farmacias clasificados por subgrupos terapéuticos (Año 2007)

Grupo terapéutico	Envases/ Unidades	Descripción del grupo terapéutico
A02BC	20	Antiulcerosos inhibidores de la bomba de protones
A02BX	1	Otros farmacos para la ulcera peptica y el reflujo
A03AX	2	Otros farmacos para alteraciones funcionales intestinales
A03BB	2	Alcaloides semisinteticos de Belladona derivadosde amonio
A03FA	9	Procineticos
A06AD	4	Laxantes osmoticos
A06AX	5	Otros laxantes
A07CA	8	Formulas para rehidratación oral
A07DA	2	Inhibidores de la motilidad intestinal
A07FA	4	Microorganismos antidiarreicos
A09AA	1	Enzimas digestivos
A10AB	1	Antidiabeticos insulinas y analogos de accion rapida
A10AC	1	Antidiabeticos insulinas y analogos de accion intermedia
A10AD	1	Asociacion de insulinas y analogos de accion rapida e intermedia
A10BA	5	Antidiabeticos orales:biguanidas
A10BB	1	Antidiabeticos oralessulfonilureas no heterociclicas
A11AA	2	Polivitaminicos combinaciones con minerales
A11CC	1	Vitamina D y analogos
A11DB	2	Combinacionesde vitamina B1y B12/B6
A11HA	2	Otras vitaminas solas
A12AA	4	Suplementos minerales : calcio
B01AB	4	Antitroboticos: heparina y derivados
B01AC	1	Antiagregantes plaquetarios
B03AA	1	Hierro bivalente preparados orales
B03AB	2	Hierro trivalente preparados orales
B03BB	3	Acido folico y derivados
B06AA	2	Otros agentes hematologicos: enzimas
C01DA	1	Vasodilatadores : nitratos orgánicos
C01EB	3	Otros preparados para terapia cardiaca solos
C02CA	2	Antihipertensivos bloqueantes alfa adrenergicos
C03BA	4	Diureticos : sulfamidas solas
C03CA	4	Diureticos de alto techo : sulfamidas solas
C04AE	22	Vasodilatadores periféricos: alcaloides del cornezuelo
C05CA	3	Protectores capilares: bioflavonoides
C07AG	1	Alfa y beta bloqueantes adrenergicos
C08CA	2	Bloqueantes de los canales del calcio: dihidropirimidinas
C09AA	3	Inhibidores de la angiotensina convertasa solos
C09CA	3	Antagonista de angiotensina II solos
C09DA	1	Antagonistas de angiotensina II + diureticos

Grupo terapéutico	Envases/ Unidades	Descripción del grupo terapéutico
C10AA	4	Hipolipemiantes inhibidores de HMG COA reductasa
C10AB	1	Hipolipemiantes: fibratos
D01AC	1	Antifungicos topicos: imidazoles y triazoles
D01AE	1	Otros antifungicos topicos
D02AC	1	Preparados de vaselina y productos grasos
D03AX	1	Otros cicatrizantes
D03BA	1	Enzimas proteoliticos
D06AX	1	Otros antibioticos topicos
D06BA	1	Quimioterapicos topicos sulfamidas
D06BB	3	Quimioterapicos topicos antivirales
D06CA	1	Combinaciones de quimioterapicos y antibioticos topicos
D07AC	24	Corticoides potentes grupo III
D07CA	2	Combinaciones de corticoides de baja potencia con antibioticos
D07XA	1	Combinaciones de corticoides de baja potencia con otros
D07XB	1	Combinaciones de corticoides de mediana potencia con otros farmacos
D07XC	1	Combinaciones de corticoides de alta potencia con otros
D08AC	1	Antisepticos y desinfectantes derivados de biguanidas e iiminas
D08AF	2	Antisepticos y desinfectantes derivados nirofurano
D08AG	3	Antisepticos y desinfectantes derivados de yodo
D11AF	1	Callicidas y antiverrugas
D11AX	2	Otros preparados dermatologicos
G01AF	1	Antiinfecciosos y antisepticosginecologicos:derivados de imidazol
G03HB	2	Antiandrogenos asociados a estrogenos
G04BD	5	Antiespasmoticos urinarios
G04CB	2	Inhibidores de la testosterona 5-alfa-reductasa
G04CX	1	Otros farmacos usados en hipertrofia benigna prostatica
H02AB	7	Costicoides sitemicos combinaciones
H02BX	1	Combinacioens de corticoides sitemicos
H03AA	1	Hormonas tiroideas
H05BA	3	Calcitoninas
J01CA	26	Penicilinas de amplio espectro
J01CE	1	Penicilinas sensibles a betalactamasa
J01CF	1	Penicilinas resistentes a betalactamasas
J01CR	34	Combinaciones de penicilinas incluidas inhibidores de betalactamasas
J01DD	1	Cefalosporinas de tercera generación
J01EE	3	Combinaciones de sulfamidas y trimetropim
J01FA	7	Macrolidos
J01FF	1	Lincosamidas
J01MA	5	Quinolonas: antibacterianas: fluoroquinolonas
J01XD	2	Otros antibacterianos imidazoles
J01XX	1	Otros antibacterianos
J05AB	1	Antivirales
J01RA	1	Combinaciones de antibacterianos
L01BA	1	Antimetabolitos analogos del acido fólico

Grupo terapéutico	Envases/ Unidades	Descripción del grupo terapéutico
M01AB	44	Antiinflamatorios derivados del ácido acético y acetamida
M01AC	5	Antiinflamatorios: oxicamas
M01AE	84	Antiinflamatorios derivados del ácido propionico
M01AH	2	Antiinflamatorios coxibes
M01AX	1	Otros antiinflamatorios y antirreumaticos no esteroideos
M02AA	22	Antiinflamatorios no esteroideos tópicos
M02AC	2	Antiinflamatorios tópicos: preparados con salicilatos
M03BA	6	Miorelajantes de acción central :carbamatos
M03BX	9	Otros miorelajantes de acción central
N01BA	1	Anestésicos locales ésteres de ácido amino benzoico
N02AX	2	Otros opioides
N02BA	4	Analgesios y antipiréticos derivados del ácido salicílico
N02BB	6	Analgesios y antipiréticos pirazonas
N02BE	48	Analgésicos y antipiréticos anilinas
N02BG	1	Otros analgésicos y antipiréticos
N03AF	3	Antiepilépticos: carboxamidas
N05BA	9	Ansiolíticos: benzodiazepinas
N05CD	1	Hipnóticos y sedantes benzodiazepinas
N05CF	1	Farmacos relacionados con benzodiazepinas
N05CM	1	Otros hipnóticos y sedantes
N06AA	1	Inhibidores no selectivos de la recaptación de monoaminas
N07AX	1	Otros parasimpaticomiméticos
N07CA	1	Antivertiginosos
R01AA	2	Preparados nasales simpaticomiméticos solos
R01AC	1	Preparados nasales antialérgicos excluidos corticoides
R01AD	9	Preparados nasales corticoides
R01AX	3	Otros preparados nasales
R01BA	7	Descongestionantes nasales uso sistémico simpaticomiméticos
R02AB	2	Preparados faríngeos antibióticos
R03AC	6	Antiasmáticos: agonistas betaadrenérgicos selectivos inhalados
R03AK	1	Adrenérgicos y otros para enfermedad obstructiva pulmonar
R03BA	3	Antiasmáticos: glucocorticoides
R03BB	1	Antiasmáticos : anticolinérgicos
R03BC	1	Antiasmáticos: antialérgicos excluidos corticoides
R03CC	7	Antiasmáticos: agonistas beta2 adrenérgicos selectivos sistémicos
R05CA	1	Expectorantes
R05CB	34	Mucolíticos

2. LEGISLACIÓN APLICABLE EN LA EVALUACIÓN DEL RIESGO ECOTOXICOLÓGICO DE LOS MEDICAMENTOS

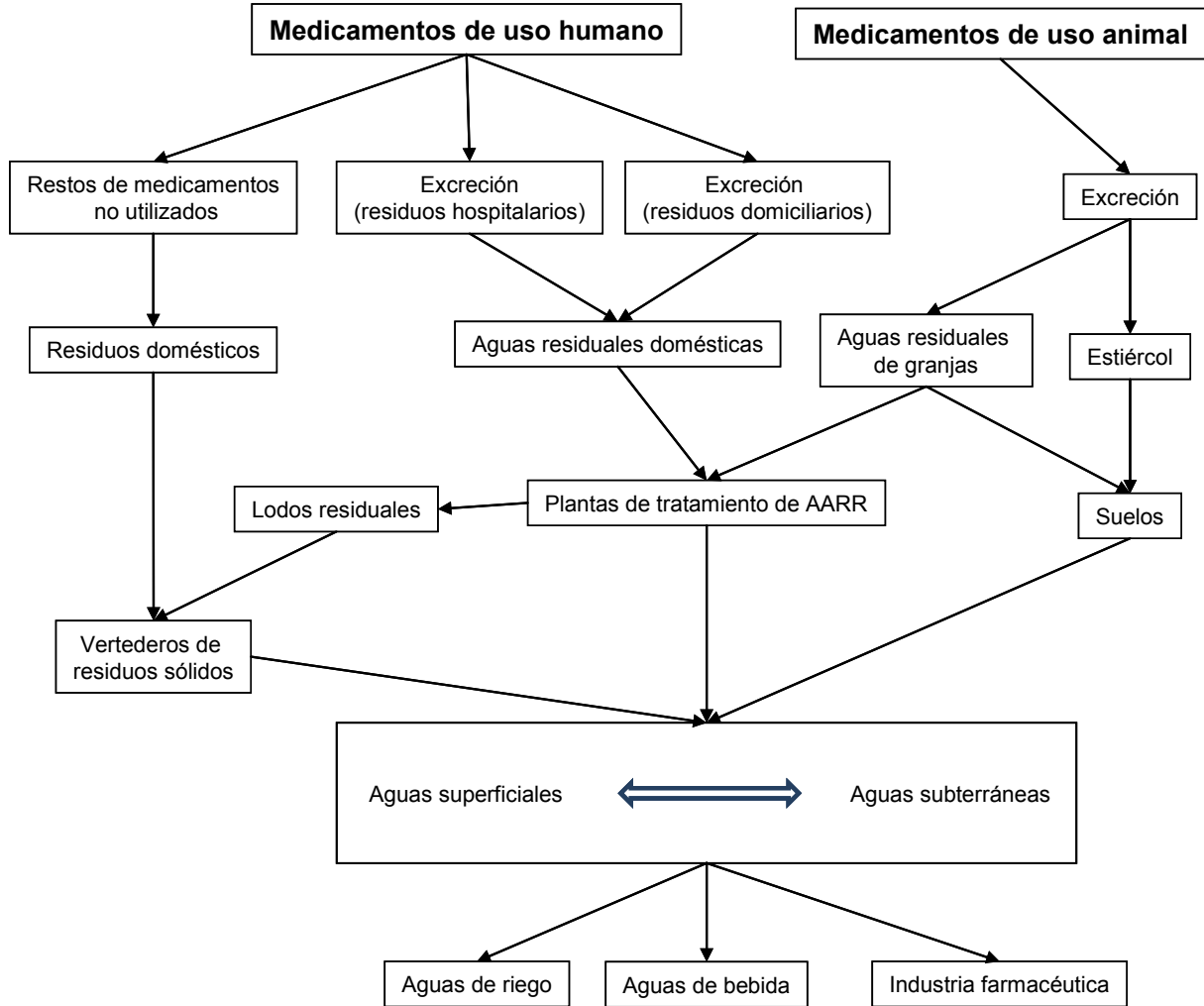
La evaluación de la seguridad medioambiental es una parte importante en los procesos de notificación y registro de los medicamentos fabricados industrialmente dentro la UE (Directiva 2004/27/EC del Parlamento Eu-

ropeo y del Consejo⁴ y RD 1345/2007, de 11 de octubre)⁵.

La evaluación del riesgo ambiental (ERA) deberá estar presente en una solicitud de comercialización y autorización de un medicamento de uso humano según el documento guía de la Agencia Europea del Medicamento (EMA)⁶.

En los estudios de distribución medioambiental de medicamentos en el medioambiente tal y como se describen contemplarse las diferentes vías de entrada de los medicamentos en el medioambiente tal y como se describe en la Figura 1.

Figura 1. Fuentes de emisión y distribución de medicamentos en el medioambiente



La evaluación de los riesgos potenciales para el medio ambiente es un proceso gradual que se realiza en dos fases: fase I, cálculo de la concentración prevista (PEC) y fase II, estudios sobre su distribución medioambiental y

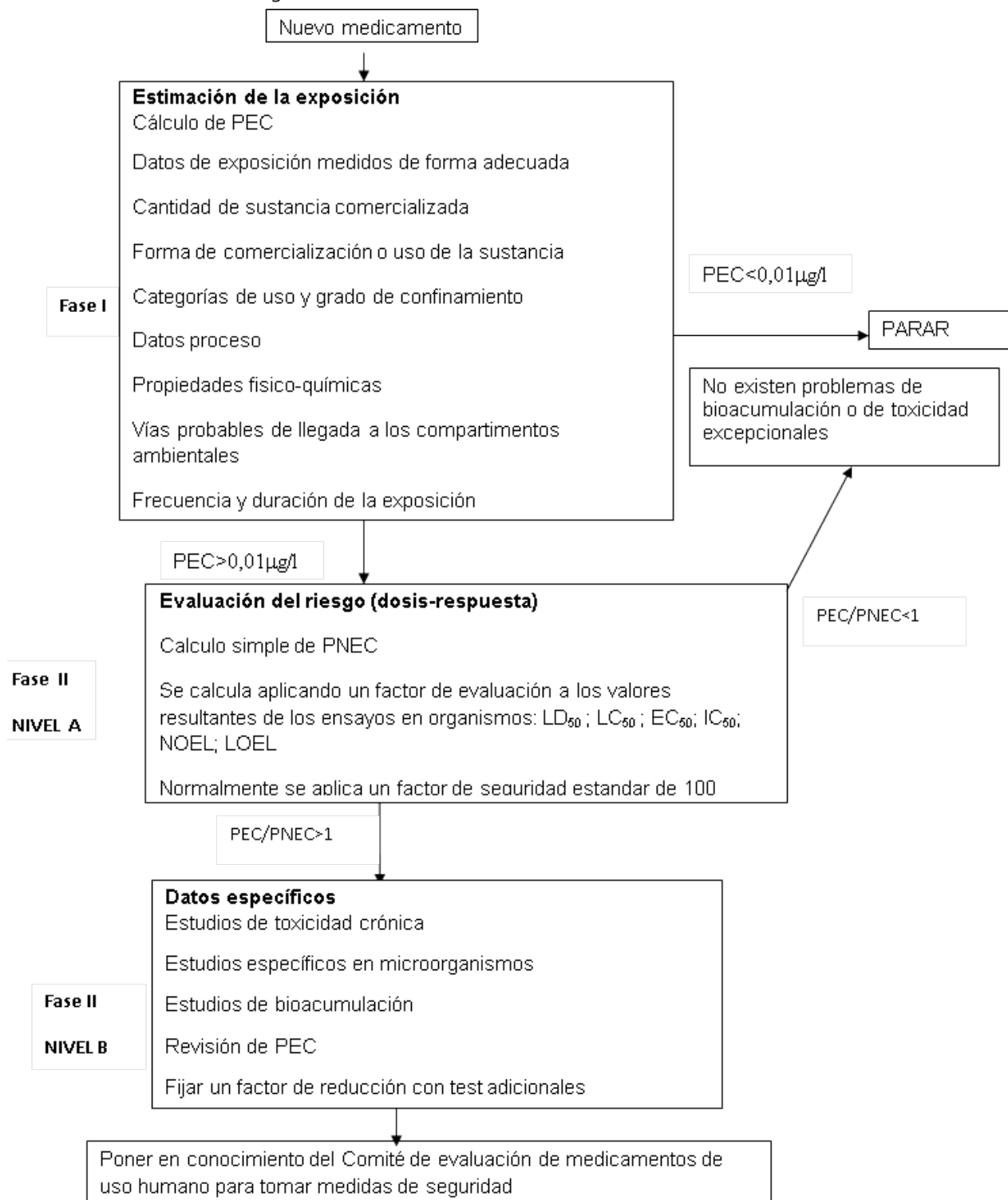
análisis de efecto calculando el valor de la concentración prevista sin efecto (PNEC) según el Reglamento 440/2008 de la Comisión Europea⁷ (Tabla 2).

Tabla 2. Ensayo gradual en la evaluación del riesgo medioambiental

Etapas en la evaluación	Etapas en la evaluación del riesgo medioambiental	Objetivo	Pruebas/datos
FASE I	Pre-selección	Estimación de la exposición	Datos de consumo, Log K_{ow}
FASE II Nivel A	Selección	Predicción inicial del riesgo	Distribución y toxicología acuática
FASE II Nivel B	Completo	Estudio del riesgo de la sustancia en un compartimento específico	Estudio completo de la emisión, destino y efectos

En la Figura 2 se presenta un esquema de las diferentes fases que comprenden la evaluación del riesgo medioambiental de un medicamento de acuerdo con el documento guía de la EMA y el Reglamento 1272/2008⁸.

Figura 2. Esquema de las diferentes fases que se deben realizar para la evaluación del riesgo medioambiental de medicamentos de uso humano según EMEA



La cuantificación del riesgo medioambiental es expresada por el cociente PEC/PNEC. Valores inferiores a 1 nos indican que el medicamento no presenta riesgo de bioacumulación o toxicidad. Si el valor es superior a 1 se pasaría a la Fase II nivel B donde se obtendrán datos específicos sobre toxicidad crónica, en microorganismos, y estudios de bioacumulación. En esta Fase II se realizan estudios de biodegradabilidad. Un coeficiente de reparto n-octanol/agua (K_{ow}) > 1000, indica que el medicamento se acumula en los organismos acuáticos, por lo que hay que tener en cuenta un factor de bioconcentración. El valor de la constante de adsorción/desorción (K_{oc}) indica la mayor o menor afinidad del medicamento por los lodos en las plantas de depuración (EDAR); si K_{oc} es mayor de 10.000 L/kg, se debe realizar una evaluación del medicamento en los compartimentos terrestres.

La constante de la Ley de Henry ($H = C_{gas}/C_{agua}$) es el coeficiente de partición entre la concentración del compuesto en estado de equilibrio en el aire y el agua

en contacto. Regula la volatilización de los compuestos que se encuentran en el medio acuoso. Un alto valor de la constante de Henry de un contaminante puede sugerir que la exposición sería a través de la vía inhalatoria.

El valor del coeficiente de partición octanol-aire (K_{oa}) nos indica la posible bioacumulación de la sustancia en los vegetales a través del aire.

Estos estudios experimentales deben seguir los protocolos fijados por la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) o Normas de la Organización Internacional para la Estandarización (ISO)⁵.

Además de los estudios sobre propiedades físico-químicas (Tabla 3), toxicológicas y ecotoxicológicas exigidas por las reglamentaciones antes señaladas hay que tener en cuenta otro parámetro, el índice de persistencia, bioacumulación y toxicidad (PBT), que nos da una idea de la persistencia del medicamento en el medio ambiente.

Tabla 3. Afinidad de los medicamentos por los compartimentos medioambientales según sus propiedades físico-químicas

AFINIDAD	AGUA S (g/L)	AIRE Cte Henry atm.m ³ /mol	SUELO Log K _{oc} ml/g carbono organico	BIOTA ANIMAL Log K _{ow}	BIOTA VEGETAL Log K _{oa}
Alta	>1	>10	>5	<5	>8
Media alta	1-10 ⁻²	10-10 ⁻¹	5-4	5-3,5	8-7
Media	10 ⁻² -10 ⁻³	10 ⁻¹ -10 ⁻²	4-2	3,5-3	7-5
Media baja	10 ⁻³ -10 ⁻⁵	10 ⁻² -10 ⁻⁴	2-1	3-1	>4
Baja	<10 ⁻⁵	<10 ⁻⁴	<1	<1	<4

Indice PBT

El análisis de la ecotoxicidad de los medicamentos es el objetivo del modelo PBT desarrollado en *Stockholms Läns Landsting*⁹ (Consejo del Condado de Estocolmo) y la *Apoteket AB* (Sociedad Farmacéutica Sueca). Se calcula el índice PBT, a partir de datos científicos, generalmente aportados por los propios laboratorios farmacéuticos.

El índice PBT está formado por la suma de tres parámetros, persistencia (P), bioacumulación (B) y toxicidad (T), de donde deriva el término PBT. Cada uno de ellos tiene un valor que puede ir de 0 hasta 3 y, por lo tanto, un índice PBT=0 significa que el medicamento en cuestión es plenamente biodegradable, no es bioacumulable y tiene baja ecotoxicidad; por el contrario un PBT= 9 indica un producto que no es biodegradable, es potencialmente bioacumulable y presenta una elevada ecotoxicidad.

El potencial de bioacumulación será máximo para sustancias con valor de K_{ow} > 4 y la toxicidad tendrá el valor más elevado para compuestos con valores de concentración eficaz que ejerce efecto en el 50% de los organismos estudiados (CE_{50}) < 1mg/L en estudios de toxicidad aguda y en estudios de toxicidad crónica para valores de concentración sin efecto observable, (NOEC) < 0,1mg/L.

3. ESTIMACION DE LA EXPOSICION

3.1. Frecuencia de consumo y prescripción

En la conferencia internacional titulada "Medicamentos en el medio ambiente: tendencias hacia la reducción, la presencia y el impacto" celebrada en el marco del proyecto Knappe¹⁰ se presentó el consumo de medicamentos en diferentes países de la UE y entre ellos se encuentran los principios activos objeto de este estudio (Tabla 4).

Tabla 4. Consumo medio anual en toneladas métricas en Francia, Alemania, Polonia, España e Inglaterra de los medicamentos que contienen diclofenaco, ibuprofeno y paracetamol durante el periodo 1999-2006

Tm/año Nº de medica- mentos	Clase terapéutica (ATC)	Francia 50	Alemania 130	España 31	Reino Unido 98	Polonia 25
Diclofenaco	M01AB	10	73	2	28	19
Ibuprofeno	M01AE	203	261	108	149	193
Paracetamol	NO2BE	2799	367	147	821	ND

En España, los medicamentos más prescritos contienen como principios activos paracetamol, diclofenaco e ibuprofeno¹¹. Los datos en unidades de envases prescritos a través del Sistema Nacional de Salud, durante el periodo 2004-2008 por subgrupos terapéuticos y por principios activos se presentan en la Tabla 5. Los valores

de PEC en aguas superficiales españolas, según los datos de consumo de ibuprofeno, paracetamol y diclofenaco, han sido de 0,724; 0,739 y 0,065 µg/ml respectivamente. El valor de PEC para diclofenaco es muy inferior a la de los otros dos principios activos¹⁰.

Tabla 5. Numero de envases prescritos de cada grupo terapéutico y de los principios activos, ibuprofeno, paracetamol y diclofenaco durante el periodo 2004-2008 a través del SNS

UNIDADES DE ENVASES PRESCRITOS		2004	2005	2006	2007	2008
Subgrupo terapéutico M01AE	Totales	22.050.000	24.061.970	26.750.680	29.155.120	31.140.490
Principio activo	Ibuprofeno	16.677.110	18.670.400	20.930.000	22.790.000	23.763.250
Subgrupo terapéutico M01AB	Totales	11.830.000	11.219.980	N.D.	N.D.	N.D.
Principio activo	Diclofenaco	5.462.303	5.292.263	N.D.	N.D.	N.D.
Subgrupo terapéutico NO2BE	Totales	37.750.000	39.988.640	36.921.020	36.195.270	37.009.260
Principio activo	Paracetamol	30.741.410	32.252.674	32.565.870	32.480.000	33.368.730

N.D.: no disponible

3.2. Niveles de exposición. Presencia de medicamentos en las aguas superficiales, plantas de tratamiento de aguas residuales, suelos y sedimentos

Para la evaluación del riesgo medioambiental es necesario realizar una estimación de la exposición cuantificando los niveles en los diferentes compartimentos ambientales.

La baja volatilidad de la mayoría de los medicamentos nos indica que su distribución en el medio ambiente podría ocurrir a través de medios acuáticos. En diferentes estudios^{12,13} se han encontrado niveles a la salida de

las plantas de depuración de las aguas residuales en un intervalo de 0,81-33,9 mg/L y de 0,37-85 mg/L de ibuprofeno y diclofenaco. En aguas superficiales estos valores fueron de 6,2 ng/L-1,8 mg/L y de 70 ng/L-2,7 mg/L para diclofenaco e ibuprofeno respectivamente.

En un estudio realizado en el río Ebro y sus afluentes antes y después de pasar por las plantas de tratamiento, se encontraron para el ibuprofeno y diclofenaco, cantidades que oscilaban en un intervalo de 0,1 a 2 g/d/1000 habitantes antes de los procesos de depuración y en un intervalo de 0,02 a 0,7 g/d/1000 habitantes tras los procesos de depuración¹⁴. Se ha realizado durante 1 año

(2004 - 2005) un seguimiento sobre la presencia de medicamentos y sus principios activos en las plantas de tratamiento de depuración de aguas residuales en la ciudad de Sevilla¹⁵ analizándose niveles de cuatro antiinflamatorios (diclofenaco, ibuprofeno, ketoprofeno y naproxeno). Todos los principios activos monitorizados a excepción de diclofenaco fueron detectados en las aguas residuales a la entrada y a la salida de las plantas de depuración. Las concentraciones medias encontradas a la entrada de las plantas fueron, para ibuprofeno, ketoprofeno y naproxeno de 93,6; 1,83 y 5,41 µg/L, respectivamente. Las concentraciones encontradas a la salida de las plantas de depuración fueron de 8,20; 0,84 y 2,10 µg/L. En el proyecto europeo Aquaterra¹⁶, los niveles encontrados de ibuprofeno en las aguas de diferentes ríos catalanes, se encontraban en un intervalo de 16-1600 ng/L y de 680 ng/L antes y después de los procesos de depuración respectivamente. En otros estudios realizados en diferentes ríos de Cataluña también se detectaron niveles de ibuprofeno tras los procesos de depuración en un intervalo

de concentración de 1,5-85 µg/L^{17,18}.

En todos estos estudios se ha comprobado que el diclofenaco presentaba una baja eficacia de la depuración (26%), sin embargo tanto el ibuprofeno como paracetamol fueron depurados con una mayor eficacia (94-100%).

Los estudios a escala europea EU-Project Poseidon¹⁹ realizados durante los años 2007-2008 señalan que los principios activos más difíciles de ser depurados en las plantas de tratamiento fueron entre otros ibuprofeno y paracetamol pudiéndose utilizar como indicadores de la capacidad depuradora de las plantas de tratamiento.

3.3. Breve descripción de la propiedades fisicoquímicas de los tres principios activos: ibuprofeno, paracetamol y diclofenaco

Las propiedades físico-químicas de estos compuestos se describen en la Tabla 6.

Tabla 6. Principales parámetros fisicoquímicos de ibuprofeno, diclofenaco y paracetamol que afectan a su comportamiento medioambiental

Sustancias	AGUA S (g/L)	AIRE Cte Henry atm.m ³ /mol	SUELO Log Koc	BIOTA ANIMAL Log Kow	pk _a	Presión de vapor (mmHg)	PBT	BCF
Ibuprofeno	0,02	1,5X10 ⁻⁷	3400	3,97	4,91	1,162E-11	2	3
Diclofenaco	-	4,73X10 ⁻¹²	830	4,51	4,15	6,14E-8	7	3
Paracetamol	-	6,4X10 ⁻¹³	42	0,46	9,38	6,29E-5	5	3

Ibuprofeno: En función del valor de Koc, cte de Henry y solubilidad en agua, el ibuprofeno no sufre volatilización en las superficies terrestre ni acuática. La degradación biológica del ibuprofeno es eficaz.

Bioconcentración medio ambiental (BCF). Se ha estimado un valor de BCF de 3 derivado de su Log Kow de 3,97. Este valor nos sugiere que la bioconcentración de este compuesto en organismos acuáticos es baja. **Índice PBT:** posee un valor de PBT de 2, derivado de un valor de P=0, B=0 y T=2. Valor que nos indica que el Ibuprofeno presenta un riesgo medioambiental insignificante.

Paracetamol: Presenta una alta movilidad del suelo en función de sus valores de Koc y de la Kow. La volatilización a partir de la superficie terrestre no es un proceso importante según el valor de la cte de Henry. Un valor de BCF de 3 sugiere que su bioconcentración en organismos acuáticos es baja.

Índice PBT: el valor de PBT es de 5, derivado de un valor de P=3, B=0 y T=2. El paracetamol presenta un riesgo bajo para el medioambiente.

Diclofenaco: Según su valor del Log Koc (830) posee baja movilidad en el suelo, adsorbiéndose en partículas sólidas en suspensión y sedimentos. El valor de la cte de Henry (4,73x10⁻¹²) indica que posee baja volatilidad tanto de la superficie terrestre como acuática. No sufre degradación aeróbica.

El diclofenaco tiene un valor de log Kow mayor de 4,5, por lo que se recomienda realizar estudios para determinar su persistencia, bioacumulación y toxicidad (PBT). Se ha señalado que el diclofenaco se degrada rápidamente y que los productos de fototransformación tienen una alta toxicidad potencial. El valor de PBT de 7 nos indica una alta persistencia medioambiental del diclofenaco.

En función del valor de BCF=3, se asume que la bioconcentración de este compuesto en organismos acuáticos es baja. En un estudio realizado en diferentes tejidos de truchas arcoiris los niveles encontrados de diclofenaco en hígado, riñón, agallas y músculo estaban en un intervalo de: 12-2.732 ng/g; 5-971 ng/g; 3-763 ng/g y 0,3-69 ng/g respectivamente^{20,21,22}.

Estos resultados muestran que tras 28 días de exposición a concentraciones de 1-500 µg/L se observan altos niveles de diclofenaco en diferentes tejidos lo que puede

conducir a alteraciones patológicas en diferentes organismos acuáticos.

4.- EVALUACIÓN DEL RIESGO: DOSIS-RESPUESTA

4.1. Propiedades ecotoxicológicas de los tres principios activos: ibuprofeno, paracetamol y diclofenaco

Los datos ecotoxicológicos de los principios activos objeto de este estudio se presentan en las Tablas 7 y 8.

Tabla 7. Parámetros de evaluación de la toxicidad aguda en algas, invertebrados y peces de los principios activos objeto de nuestro estudio

	Algas		Invertebrados		Peces	
	CE ₅₀ mg/L	Especie	CE ₅₀ mg/L	Especie	CL ₅₀ mg/L	Especie
Diclofenaco	72	D.subspicatus	68	D.magna	-	-
	16	P.subcapitata	41	D.platyurus	-	-
	19	C.meneghiniana	80	D.magna	-	-
	14,5	S. Leopoliensis	22	D.magna	-	-
23			C.dubia	-	-	
Ibuprofeno	4	Lemma	-	-	173	Lepomis macrochirus
	342	D.subspicatus	101	D.magna		
Paracetamol	134	S.subcapitata	50	D.magna	378	B.rerio

CE₅₀: Concentración eficaz 50

CL₅₀: Concentración letal 50

Tabla 8. Parámetros de evaluación de la toxicidad crónica en algas, invertebrados y peces de los principios activos objeto de nuestro estudio

	Algas		Invertebrados		Peces	
	NOEC mg/L	Especie	NOEC mg/L	Especie	NOEC mg/L	Especie
Diclofenaco	49	D.subspicatus	68	D.magna	4	B.rerio
	10	P.subcapitata	10	D.magna	0,5	B.rerio
	10	C.meneghiniana	1	C.dubia	0,0015	S.trutta
	10	S.Leopoliensis			0,05	O.mykiss
				<0,001	O.mykiss	
Ibuprofeno	<0,001	Lemma	-	-	-	-
	>1	Synechocystis sp.	20	D.magna	-	-
	103	D.subspicatus	1,02	P.carinatus	-	-
Paracetamol	>1 (EC10)	Lemma gibba	>0,01	Hydra vulgaris	-	-

El compuesto que presenta una mayor toxicidad aguda frente a todos los organismos ensayados es el diclofenaco. Los valores de la CE_{50} y de la concentración inhibitoria 50, (CI_{50}) estaban por debajo de 100 mg/L. No se han encontrado estudios sobre la toxicidad aguda de estos compuestos en peces para el diclofenaco pero sí que se han descrito para Ibuprofeno un valor de concentración letal 50 (CL_{50}) en *Lepomis macrochirus* de 173 mg/L y para el paracetamol, un valor de CL_{50} en *Brachydanio rerio* de 378 mg/L. En los estudios de toxicidad aguda realizados con paracetamol, se encontraron valores de CE_{50} para la mortalidad de bacterias luminiscentes, embriones de peces, algas ciliadas y para células *in vitro* de 650, 378, 112 y 19 mg/L respectivamente¹².

Hay pocos estudios de toxicidad crónica de estos compuestos²³. Muchas especies acuáticas están expuestas durante largos periodos de tiempo. Por lo tanto la evaluación de la toxicidad crónica es un hecho muy importante. Solo hemos encontrado estudios de toxicidad crónica del diclofenaco en peces y estos estudios reflejan que este compuesto presenta una alta toxicidad para peces. En los estudios de toxicidad crónica realizados con el diclofenaco se observan efectos o cambios histopatológicos en trucha arcoiris tras 28 días de exposición. El valor de la concentración más baja con efectos adversos observados (LOAEC) que produce lesiones renales fue de 5 µg/L, observándose degeneración del epitelio tubular, nefritis intersticial y en las agallas. En buitres se observó que el órgano diana para este compuesto era el riñón, observándose depósitos de ácido úrico en los órganos internos. En los embriones de pez cebra el diclofenaco no presentaba efectos sobre el desarrollo embrionario, pero sí un retraso en el periodo de incubación a dosis entre 1 y 2 mg/L²⁴.

El ibuprofeno se sospecha que influye en las hormonas sexuales esteroideas a través de diferentes vías. En estudios realizados tanto "in vitro" como "in vivo" tras la exposición a ibuprofeno en crustáceos (*Daphnia* y *Moina macroscopa*) durante 144 días, y en peces (*Oryzias latipes*) durante 21 días, se observa un aumento de la producción del 17-beta estradiol. En células (H295R) se observa un aumento de la actividad de la aromatasa²⁵ lo que apunta a sus posibles efectos como alterador endocrino.

4.2. CUANTIFICACIÓN DEL RIESGO

Para evaluar el riesgo para el medio ambiente acuático se debe conocer la relación PEC/PNEC. El valor del PEC/PNEC no se puede realizar a partir de la bibliografía publicada.

En la bibliografía consultada se han encontrado ele-

vados niveles de medicamentos en las plantas de tratamiento de aguas residuales, así como en aguas subterráneas, y aguas superficiales como ríos y lagos. La mayoría de los medicamentos no son eliminados en el proceso de depuración de las aguas^{10,12}.

Hoy en día los nuevos medicamentos y los que ya están en el mercado están siendo reevaluados con el fin de ver sus efectos sobre el medio ambiente implantándose nuevas normativas reguladoras por la UE bajo la revisión de la EMA.

CONCLUSIONES

Los principios activos diclofenaco, ibuprofeno y paracetamol pertenecientes a los grupos terapéuticos M01AB, M01AE y N02BE presentes en los residuos de medicamentos identificados en mayor cantidad en los depósitos SIGRE analizados en este estudio piloto, han sido los más frecuentemente encontrados en los diferentes compartimentos medioambientales de nuestra revisión bibliográfica. Estos principios activos se encuentran dentro de la lista de compuestos prioritarios para su evaluación ecotoxicológica según la Agencia Americana de Protección Ambiental (US-EPA) debido a su potencial nefrotoxicidad.

Son necesarios estudios actualizados sobre sus efectos ecotoxicológicos a largo plazo. A día de hoy no existe en la UE una legislación que regule los niveles máximos de las concentraciones de medicamentos en el agua. Las estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR) no cuentan con la tecnología adecuada para su eliminación y ya son muy numerosos los estudios europeos que evidencian la presencia de este tipo de contaminantes en sus ríos. También se desconoce el efecto de exposiciones crónicas a bajas dosis de estas sustancias sobre los organismos acuáticos y especialmente cuál puede ser su efecto sobre la salud humana. Existe una creciente preocupación entre los ecotoxicólogos por la posibilidad de que los medicamentos, junto con otros contaminantes, puedan actuar de forma sinérgica a concentraciones consideradas seguras, con un efecto acumulativo en lo que se denomina 'toxicidad de mezclas', especialmente en exposiciones crónicas que pueden constituir una seria amenaza para los organismos acuáticos pudiendo originar efectos tóxicos a largo plazo.

De acuerdo a estos estudios encontrados y con el fin de evitar riesgos en los diferentes ecosistemas, los envases de medicamentos deberían mostrar símbolos o frases sobre su posible riesgo medioambiental. La industria farmacéutica debería comercializar envases que se adecuaran a las dosis diarias definida de uso de cada medicamento especialmente los del grupo de analgésicos.

cos y antiinflamatorios cuya presencia mayoritaria en los depósitos SIGRE demuestra o un uso incorrecto o un exceso en el número de unidades por envase.

REFERENCIAS

- SIGRE INFORMA [en línea] 2009 , vol. 28 mayo 2009 , pp 9-10. [Citado el 1 de enero de 2010] Disponible en Internet: <http://sigre.es/material/boletines/boletin28.pdf>.
- Ternes T, Bonerz M, Schmidt T. Determination of neutral pharmaceuticals in wastewater and rivers by liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. *J Chromatogr A* 2001;938(1/2):175-85.
- Heberer T. Occurrence, fate and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicol Lett* 2002;131(1/2):5-17.
- Directiva 2004/27/EC del Parlamento Europeo y del Consejo de 31 de marzo que modifica la Directiva 2001/83/CE, por la que se establece un código comunitario sobre medicamentos de uso humano. DO L136 de 30 de abril.
- Real Decreto 1345/2007, de 11 de octubre, por el que se regula el procedimiento de autorización, registro y condiciones de dispensación de los medicamentos de uso humano fabricados industrialmente. BOE núm. 267, de 7 de noviembre.
- Committee for Medicinal Products for Human Use (CHMP). Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use. Londres. European Medicines Agency Pre-Authorisation Evaluation of Medicines for Human Use. 2006 (Doc. Ref. EMEA/CHMP/SWP/4447/00).
- Reglamento (CE) 440/2008, de 30 de mayo, por el que se establecen métodos de ensayo de acuerdo con el Reglamento (CE) 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH). DO L142, de 31 de mayo.
- Reglamento 1272/2008 del Parlamento Europeo y del Consejo de 16 de Diciembre de 2008 sobre clasificación, etiquetado y envasado de sustancias y mezclas y se derogan las Directivas 67/548/CEE y 1999/45/CE y se modifica el Reglamento (CE) no 1907/2006 DO L 353 de 31 de diciembre.
- Stockholms Läns Landsting. Environmental Classified Pharmaceuticals, [Citado en enero de 2010] Disponible en :www.janus-info.se/v/Miljo-och-lakemedel/Miljoklassificerade-lakemedel/Miljoklassificerade-lakemedel---M-Rorelseapparaten---Lakemedel-och-miljo/?id=8014 [Consulta enero 2010].
- Knowledge and Need Assessment on Pharmaceutical Products in Environmental Waters (Knappe) D1.2.Proposal of an environmental indicator and classification system of PP residues for environmental management. [Citado en enero de 2010] Disponible en: http://environmentalhealthcollaborative.org/images/KNAPPE_REPORT_FINAL.pdf.
- Ministerio de Sanidad y Política Social. Información Terapéutica del Sistema Nacional de Salud [en línea] 2005, vol. 29 nº 2, pp.49-53; 2006, vol. 30 nº 2, pp.42-46; 2007, vol. 31 nº 4, pp.130-135; 2008, vol. 32 nº 4, pp.128-131; 2009, vol. 33 nº 4, pp.120-122. [citado en enero de 2010] Disponible en: www.msps.es/biblioPublic/publicaciones/docs/subgruposAtc.pdf.
- Merete G ,Torsten K, Solveig S, Svetlana S, Kevin V. Environmental assessment of Norwegian priority pharmaceuticals based on the EMEA guideline. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2008;71:328-40.
- Corcoran J, Winter MJ, Tyler CH R. Pharmaceuticals in the aquatic environment: A criticalreview of the evidence for health effects in fish. *Critical Reviews in Toxicology* 2010;40(4):287-304.
- Gros M, Petrovic M, Barcelo D. Wasterwater treatment plants as a pathway for aquatic contamination by pharmaceuticals in the Ebro river basin (northeast Spain). *Enviromental Toxicology and Chemistry* 2007;286(8):1553-62.
- Santos JL, Aparicio I, Callejón M, Alonso E. Occurrence of pharmaceutically active compounds during 1-year period in wastewaters from four wastewater treatment plants in Sevilla (Spain). *Journal of Hazardous Materials* 2009;164:1509-16.
- AquaTerra Integrated Modelling of the river-sediment-soil-groundwater system; advanced tools for the management of catchment areas and river basins in the context of global change (2009). [citado en enero de 2010] Disponible en: <http://eu-aquateerra.de/103.0.html#c1651>.
- Farre M, Ferrer I, Ginebreda A, Figueras M et al. Determination of drugs in surface water and wastewater samples by liquid chromatography-mass spectrometry: methods and preliminary results including toxicity studies with *Vibrio Fischeri*. *Journal of Chromatography* 2001;938:187-97.
- Fent K, Weston A.A, Caminada D. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology* 2006; 6:122-59.
- EU-Project Poseidon. (2004). Final report of the EU-Project Poseidon. [Citado en enero de 2010] Disponible en <http://poseidon.bafg.de/servlet/is/2884/> [Consulta enero 2010].
- Schmitt-Jansen M, Bartels P, Adler N, Altenburger R. Phytotoxicity assessment of diclofenac and its phototransformation products. *Anal Bioanal Chem* 2007;387:1389-96.
- Schwaiger J, Ferling H, Malow U, Wintermayr H, Negele RD. Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac. Part I: histopathological alterations and bioaccumulation in rainbow trout. *Aquatic Toxicology* 2004;68:141-50.
- Triebskorn R, Casper H , Heyd A , Eikemper R, Köhler H.-R., Schwaiger J. Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac Part II. Cytological effects in liver, kidney, gills and intestine of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic toxicology* 2004;151-66.
- Crome M, Watts Ch, Boucard T. Chronic acuatic environmental risk from exposure to human pharmaceuticals. *Science of the total Environmental* 2006;367:23-41.
- Hallare AV, Kohler HR, Triebskorn R. Development toxicity and stress protein responses in zebrafish embryos after exposure to di-

- clofenac and its solvents, DMSO. *Chemosphere*. 2004 ;56 :659-66.
25. Han S, Choi K, Kim J, Ji K et al. Endocrine disruption and consequences of chronic exposure to ibuprofen in Japanese madaka (*Oryzias latipes*) and freshwater cladocerans *Daphnia magna* and *Moina macrocopa*. *Aquatic Toxicology* 2010;96(4):247-328.

A saúde pública e a saúde ambiental em Portugal. Um caminho longo e paralelo

La salud pública y la salud ambiental en Portugal. Un camino largo y paralelo

Public Health and Environmental Health in Portugal. A long and parallel path

Mário Durval.

Assistente graduado sénior de saúde pública.
Correio e.: mariodurval@sapo.pt

A saúde pública portuguesa tem, ao longo dos anos, atribuído grande importância à saúde ambiental. Data de 1756 a publicação do primeiro tratado de saúde pública, a nível mundial, escrito pelo médico português Ribeiro Sanches, intitulado “*Tratado da Conservação da Saúde dos Povos*” onde a maior parte dos capítulos é dedicada às relações entre o ambiente e a saúde, com particular destaque para o ar, a água e a higiene coletiva.

Outros marcos da saúde pública em Portugal estão intimamente ligados a homens de ação que compreenderam a importância da relação entre um ambiente saudável e a saúde individual e coletiva. O combate a epidemias e a sua prevenção trouxeram sempre à luz do dia, em Portugal, grandes combatentes pela higiene ambiental e o controlo de vetores que conseguiram aliar os seus conhecimentos médicos a uma pesquisa das causas e contextos das doenças epidémicas. Munidos de métodos epidemiológicos, conseguem verter para a letra das leis medidas de defesa das populações, não só por se imporem medidas de proteção em algumas atividades comerciais e industriais, mas sobretudo porque ligaram esta diferenciação técnica ao poder da autoridade de saúde, como emanção do poder de estado, mas sem o controlo político expresso. A autoridade de saúde em Portugal, tem autonomia e a sua ação depende, em primeiro lugar da análise e decisão técnica.

Foi exemplar o caso de Ricardo Jorge, que a partir duma epidemia de peste no Porto lançou um trabalho de saneamento na cidade e desenvolveu posteriormente a legislação da autoridade de saúde a nível nacional. Também Arnaldo Sampaio e Gonçalves Ferreira desenvolveram a saúde ambiental e apoiaram a criação da carreira de agentes sanitários, como apoios no terreno às autoridades de saúde, cujo curso acabou por evoluir para as atuais licenciaturas em Saúde Ambiental. Promoveram ainda a criação de engenheiros sanitaristas. Foi esta base técnica dos serviços de saúde pública que permitiu que em 1975 fosse controlada uma epidemia de cólera que

assolou o sul da Europa e que não se fez sentir em Portugal, devido a uma gigantesca intervenção na desinfeção da água de abastecimento.

Estas raízes desenvolveram, em Portugal uma saúde pública virada para a ação, com uma visão muito assente na importância da saúde ambiental, que no entanto, permitiu evoluir para os novos desafios ambientais, dominados que foram os principais problemas de higiene pública. São sobretudo os novos licenciados em saúde ambiental que estão a abrir o caminho para os desafios que são colocados pelas novas circunstâncias de vida e trabalho, as múltiplas substâncias e condições físicas que interferem entre si e que afetam a saúde das populações. Estas circunstâncias exigem um trabalho enorme de investigação epidemiológica e bioquímica que dê apoio à atuação da saúde pública e possa sustentar tomadas de posição mais restritivas das autoridades de saúde.

No entanto, nos últimos anos, nem sempre as raízes históricas e o modelo de intervenção foram respeitados e temos assistido a um empobrecimento da saúde pública. A face mais visível desta situação é o quase desaparecimento de candidatos à especialidade de médicos de saúde pública. Contribuíram sobretudo para esta situação a financeirização dos serviços de saúde e a perda de intervenção na administração de saúde e na administração dos serviços de saúde por parte dos médicos de saúde pública. Naturalmente, que os custos desta transformação ainda estão no início da cobrança. Por um lado, com agravamento dos indicadores de saúde da população e por outro, com uma distorção na distribuição dos investimentos com uma eficiência diminuída.

Assiste-se ainda a uma tentativa de atribuir instrumentos/funções, habitualmente utilizadas pela autoridade de saúde, a forças policiais e outros departamentos, mais controláveis pelo poder e pela burocracia, visto que a defesa da saúde das populações nem sempre é um assunto pacífico para os vários interesses em confronto.

Pretende-se, neste caso, diminuir a importância da saúde ambiental nos serviços de saúde pública, rebaixando a capacidade de ação e intervenção da saúde pública e em particular através da desvalorização da autoridade de saúde.

Estamos num momento crítico, em que se exige clareza sobre os interesses em jogo, para conseguirmos pôr nos carris o comboio da saúde pública portuguesa. Por um lado estão os interesses financeiros que apenas veem na saúde uma oportunidade de negócio e de lucro, temos ainda vários interesses corporativos e de grupo de mais pequena dimensão, alguns contraditórios, mas que podem assumir papel relevante nas tomadas de posição nas políticas públicas de saúde e por fim temos os interesses relacionados com a defesa da saúde das populações. Estou certo que mais uma vez a saúde pública portuguesa saberá encaminhar-se para a defesa destes interesses, mantendo os valores que sempre a nortearam: disponibilidade, isenção e protagonismo na ação na defesa das pessoas e da promoção da sua saúde.

Tierra torturada¹

Tortured Earth

Terra torturada

Victoriano Garza Almanza.

El Colegio de Chihuahua.
Calle partido Díaz 4723.Esq. Anillo Envoltente PRONAF.
Colonia Progresista.
Cd. Juárez, Chihuahua, México. C.P. 32310.
Correo e: vgarza@colech.edu.mx

*Se produjo una extraña quietud...
Las pocas aves que se veían se hallaban moribundas:
temblaban violentamente y no podían volar.
Era una primavera sin voces.*

Rachel Carson. *Primavera silenciosa*

Aunque parezca extraño, lo cierto es que el entendimiento del problema del deterioro ambiental a manos del hombre va más allá de la comprensión de la mayoría de la gente. En apariencia es fácil de explicar el asunto a aquel que más o menos cree conocer una parte de ese problema, pero la verdad es que es difícil que esa idea la capte una persona cuando está acostumbrada a medir el daño -que ella o él causan al lugar donde viven- con la medida de sus dimensiones corporales; de tal modo, le da por pensar que el impacto que sus acciones producen al ambiente es mínimo.

No son pocas las veces que personas, muchas de ellas preparadas profesionalmente, han expresado que eso de la contaminación y el agotamiento de los recursos naturales es puro cuento. "Siendo el mundo tan grande como lo es, decía alguien que ha viajado por aire y visto la vastedad de los continentes y los océanos, es inadmisibles que eso esté ocurriendo". Otros están seguros de que el ambiente se recuperará si le damos un poco de respiro, como si se tratara de un atleta bien entrenado que, después de una agitada carrera, reposa y en pocos segundos alcanza su nivel de respiración normal; pero aun peor, no hacemos ni siquiera eso: dar un respiro a la explotación de los recursos naturales.

Pero no es lo que hace un individuo en un momento dado lo que perjudica al ambiente, sino la suma de cier-

tas acciones particulares realizadas en su vida y la suma de todas las vidas a lo largo de los siglos. Pero todavía hay algo más, algo que nos hace diferentes a las generaciones anteriores al siglo XX y que ha afectado profundamente al medio; ese algo son los materiales que el hombre moderno ha transformado y sintetizado, así como la infinita variedad de herramientas creadas para entender y someter a la naturaleza.

Una cita de Ortega y Gasset en El libro de las misiones, donde parafrasea al pensador chino Chuang Tsé (siglo IV a.C), y que dice: "¿Cómo podré hablar del mar con la rana si no ha salido de su charca? ¿Cómo podré hablar del hielo con el pájaro de estío si está retenido en su estación? ¿Cómo podré hablar con el sabio de la vida si es prisionero de su doctrina?", ilustra claramente el fenómeno que se está dando hoy día entre la mayoría de la gente y gran parte de los científicos. No les cabe en la cabeza el pensamiento de que, en efecto, está ocurriendo algo en el ambiente que nos rodea.

Ese algo que está pasando no es nuevo, tiene años y ha estado creciendo. Lo detectó la bióloga Rachel Carson hace más de sesenta años. En los albores de la II Guerra Mundial, llamó su atención la presencia del arsénico natural en el agua para beber, que hoy se sabe que en buena medida es provocada por la demanda excesiva del recurso en algunas regiones que contienen arsénico en el subsuelo.

En 1945, poco tiempo después de utilizarse por primera vez en la historia un insecticida sintético, Carson especuló sobre el poder de aniquilamiento que ese producto tenía no solo sobre las plagas, sino sobre la vida en general. En una carta a los editores de la revista *Reader's Digest*, propuso escribir para ellos un artículo sobre los primeros estudios que el centro de investigación Patu-

¹ El presente texto procede de un capítulo de Victoriano Garza Almanza. *El ambiente a la sombra del hombre*. El Colegio de Chihuahua, Ciudad Juárez, Chih., 2006. ISBN: 968-9225-00-6

xent había realizado sobre los efectos del DDT en la vida silvestre. La propuesta le fue rechazada.

La conciencia sobre la amenaza que para el ambiente significaba el DDT, quedó manifiesta en múltiples artículos de científicos norteamericanos de los años cuarenta y cincuenta. Sin embargo, no solo los agricultores o ganaderos empleaban el insecticida para combatir las plagas y aumentar sus producciones, sino que también las propias autoridades de salud lo hicieron en su lucha contra los insectos vectores. Y fue a causa de las fumigaciones del departamento de salubridad, dirigidas al control de mosquitos transmisores de enfermedades y que aplicaban encima de las zonas residenciales, que la gente comenzó a protestar.

El "inofensivo baño de ducha" como con sorna lo llamó en su carta de denuncia pública una testigo, en enero de 1958, porque para el gobierno el DDT era inocuo, eliminó a casi todas las abejas y a otros insectos benéficos del sector donde ella vivía, peces que habitaban aguas tranquilas y aves que poblaban los árboles. Terminó diciendo en su mensaje; "La fumigación donde no es necesaria o deseada es inhumana, no democrática y probablemente inconstitucional. Para los que estamos indefensos en nuestra tierra torturada, es intolerable".

La desesperación de esa persona era porque el gobierno planeaba una campaña de fumigación masiva y permanente en todos los territorios donde los mosquitos fueran una amenaza. Rachel Carson, que recibió una copia de la carta y una petición de ayuda, para encontrar a alguien que asesorara a los inconformes en su defensa, escribió al respecto: "Comprendí que aquí estaba el material de un libro. Descubrí que todo lo que más significaba para mí como naturalista estaba siendo amenazado, y que nada que yo pudiera hacer era más importante. Sin embargo, quería hacer más que expresar meramente mi preocupación: quería demostrar que la preocupación estaba bien fundada".

Carson se dio a la tarea de recabar información sobre los plaguicidas existentes y, en cuatro años de trabajo, escribió un documentado libro que tituló *Silent spring* (Primavera silenciosa) y que fue publicado en 1962. Se trata de un libro de divulgación científica muy bien escrito, como pocos, y de claro entendimiento para cualquiera. En el momento de su aparición los insecticidas sintéticos apenas tenían 17 años de uso público y ya eran objeto de severos señalamientos. A la fecha, son cientos los plaguicidas inventados por el hombre en una carrera tóxica en la que, cada vez que sale un nuevo producto al mercado, las plagas terminan por ganar, mas no así el resto de los organismos ni los ecosistemas, que no los pueden elimi-

nar. Por lo demás, esto crea una situación deshonestas: los insecticidas que dejan de ser útiles no se vuelven a consumir en los países desarrollados... pero como los fabrican en cantidades ilimitadas continúan vendiéndose en los países pobres.

Rachel Carson fue satanizada por los científicos, por los industriales, por su gobierno. Al principio hubo pocos a su lado, casi nadie. Montones de investigadores se pusieron a experimentar, únicamente para refutar las ideas de Carson de que los tóxicos estaban acabando con la vida, pero fallaron. Su obra impactó no solo al público estadounidense sino al europeo también, a mentes tan reconocidas como las de B. Russell y J. P. Sartre.

Esa obra dio inicio a lo que hoy se conoce como el movimiento ambientalista mundial. Pocas personas hay en la historia de la humanidad cuyo individual pensamiento, desarrollado en solitarias caminatas por el campo y la costa, y en el aislamiento de un estudio en medio de pilas de documentos, haya cambiado tan abrupta y definitivamente todas las formas de ver el mundo. Pero a pesar de todo esto, el mundo sigue sin entender el mar, el hielo y la vida.

Salud y territorio

Health and territory

Saúde e território

Francisco Escobar.

Dpto. de Geografía, Universidad de Alcalá.
Correo e: francisco.escobar@uah.es

Aránguez Ruiz, E., Arribas García, M., Aránguez Gilarranz, J. y Ordóñez Iriarte, J.M. eds. (2012): *Salud y territorio. Aplicaciones prácticas de los sistemas de información geográfica para la salud ambiental*. Madrid, Sociedad Española de Sanidad Ambiental (SESA), 254 p., ISBN 978-84-616-0681-8.

Con la publicación del libro *Salud y territorio. Aplicaciones prácticas de los sistemas de información geográfica para la salud ambiental*, editado por Emiliano Aránguez Ruiz, Miriam Arribas García, Juan Aránguez Gilarranz y José M^a Ordóñez Iriarte, la Sociedad Española de Sanidad Ambiental (SESA) introduce los Sistemas de Información Geográfica (SIG) a los profesionales de la Sanidad Pública a la vez que revisa y pone al día el estado actual de la cuestión a través de la presentación de un amplio abanico de aplicaciones prácticas desarrolladas tanto en España como internacionalmente.

El libro se estructura en torno a un bloque central de cuatro capítulos, precedido por una introducción y seguido de una conclusión. Además, al final, se añaden tres anexos que recogen, respectivamente, un glosario de términos geográficos, un listado comentado de programas informáticos disponibles y una guía para la realización de visores cartográficos. Por último, se incluyen las referencias bibliográficas, un índice de tablas y un índice de figuras.

En la introducción se ofrece una necesaria revisión del papel que se le ha otorgado al territorio en los estudios de salud pública, destacando la utilización temprana de la cartografía, que en épocas recientes ha sido sustituida por los SIG. Desde los primeros estudios franceses de Geografía Médica, centrados en el estudio de la distribución de enfermedades, hasta los estudios más recientes de Geografía de la Salud, más centrados en las condiciones sanitarias del entorno y de las personas que en la enfermedad, el análisis de la salud ambiental ha incorporado herramientas, como los SIG, que han revolucionado la forma en que epidemiólogos y otros profesionales de la Salud Pública afrontan sus análisis.

Tratándose de una tecnología en principio ajena a los currícula propios de estos profesionales, se hacía

necesaria la aparición de una publicación como esta en donde conceptos, fundamentos y ejemplos de utilidad pudieran servir de guía iniciática en la comprensión y el manejo de los SIG.

Los capítulos 1, 2 y 3 están dedicados a exponer de forma accesible los principios y rudimentos de los SIG necesarios para poder acometer un proyecto de salud ambiental basado en esta tecnología. Los autores han realizado un esfuerzo encomiable para la adopción de un lenguaje claro y suficientemente libre de tecnicismos como para que personal no experto en SIG pueda seguirlo. A pesar de ello, es inevitable la utilización de términos quizá novedosos para los neófitos en SIG. Para ellos, el glosario de términos incluido en el anexo 1 será de gran utilidad.

Es necesario destacar que lo incluido en estos capítulos no constituye una revisión exhaustiva de todos los análisis y funciones propios de los SIG, sino como decíamos, una guía para la iniciación en los mismos.

En el capítulo 1 se desglosan las técnicas más frecuentes para la captura, almacenamiento y gestión de los datos geográficos (en ocasiones referidos como espaciales, georreferenciados o territoriales), a la vez que se introducen conceptos relativos a la calidad e interoperabilidad de los datos y se muestran diversas técnicas para la protección de la confidencialidad, asunto siempre importante pero de particular relevancia en los estudios de Salud Ambiental.

El capítulo 2 ofrece las bases necesarias para la correcta realización e interpretación de mapas temáticos, como salida típica de estudios y análisis SIG.

En el capítulo 3 se recogen técnicas de análisis típicas en SIG ilustradas con ejemplos en Salud Ambiental. Se

muestran resultados de análisis con mapas de puntos, de líneas y de polígonos y algunos casos de superposición de capas en donde son integrados los tres tipos de geometrías.

La mayor parte de los ejemplos y las explicaciones teóricas recogidas en estos tres capítulos, así como en la primera parte del capítulo 4, se centran en información de tipo vectorial, en detrimento de lo que correspondería a análisis centrados en información raster, en ocasiones más apropiados que los presentados aquí con información vectorial. Respecto a esto último, consideramos que en diferentes partes del libro se subraya, quizá en exceso, el papel de los "buffers" en el establecimiento de áreas de influencia. Su utilización constituye una aproximación determinista al tema mientras que cálculos de distancias en estructuras raster permitiría análisis probabilistas, más apropiados para la representación y estudio de áreas de influencia. En este sentido, el párrafo 1 de la página 112 parece excederse al calificar el método de buffer como "cómodo" y "adecuado". Cabría resaltar que se trata de un modelo de la realidad, no de la realidad misma, y que como tal, se aleja de esta y por tanto de la consideración de todos los parámetros que la componen.

Otro aspecto que el lector debe tomar con precaución es lo que calificamos como "excesiva esperanza" puesta en los visores cartográficos. Los mismos no serían de gran ayuda si no permitieran la descarga de los datos (para su posterior análisis en un SIG, ya que el visor no dispone de esta capacidad) y si éstos no vinieran descritos (según las ISO existentes al respecto) por sus correspondientes metadatos.

A pesar de que los autores señalan y reconocen las debilidades de los SIG, resulta inevitable, en ocasiones, adquirir expectativas más elevadas de lo que la tecnología es capaz de ofrecer. En todo lo referido a superposición de capas y transposición de información temática de las unidades espaciales de una capa (por ejemplo información agregada en distritos postales) a unidades espaciales de otra capa (por ejemplo secciones censales), se hace necesaria la inclusión de una mención a la falacia ecológica (una entrada en el glosario hubiera resultado suficiente) para que el lector pueda comprender fácilmente que sin datos bien armonizados, los análisis que pueden producir los SIG heredarán, e incluso multiplicarán, las deficiencias de los datos.

El capítulo 4 recoge, por un lado, ejemplos sobre las posibilidades que ofrecen los SIG en estudios de Salud Ambiental, y por otro, nueve contribuciones originales de diversos autores que exponen su experiencia en la adopción de los SIG en áreas concretas de la Salud Ambiental.

Cada una de estas contribuciones recoge un apartado de bibliografía propio. Este capítulo, que conforma la segunda parte del libro, ofrece un variado e interesante abanico de posibilidades de aplicación de los SIG en Salud Ambiental. Obviamente la lista no es exhaustiva ya que cada proyecto descubre y avanza en nuevos aspectos del análisis espacial con SIG aplicados a la Salud Ambiental, pero sí suficientemente variada y extensa como para ser capaz de inspirar nuevos proyectos en los lectores.

Por último, la parte dedicada a la presentación de trabajos originales (segunda parte del capítulo 4) resulta una interesante compilación de estudios en ámbitos y escalas diversas en donde los SIG han sido empleados con éxito en salud ambiental.

El contenido del libro no solo es de utilidad para el sector de la Salud Pública. A lo largo de sus páginas se ponen de manifiesto, en repetidas ocasiones, aquellos aspectos de los SIG que requieren de mayor desarrollo para poder adaptarse plenamente a las necesidades de los estudios en Salud Ambiental. Nos referimos en particular a las menciones acerca de la debilidad de los SIG para tratar el aspecto temporal de la información y al riesgo inherente existente en la representación cartográfica de datos sensibles en lo que a privacidad respecta. Estas cuestiones permiten realizar una llamada de atención a los desarrolladores de SIG para que continúen avanzando en la resolución de estas cuestiones.

Valoramos la aparición de este libro muy positivamente. Era muy necesario dada la demanda y el creciente interés por la tecnología SIG de profesionales, servicios públicos y empresas dedicados a la Salud Ambiental. Además resulta muy oportuno ya que es ahora cuando barreras como el coste del software, la disponibilidad de datos, la dificultad en el manejo de los programas informáticos de SIG, etc. están diluyéndose. Es una realidad innegable que la tecnología SIG se ha hecho más accesible, que ha dejado de estar controlada por profesionales del territorio (ingenieros y geógrafos principalmente), que está presente en todos los sectores de actividad y que forma parte de nuestras vidas cotidianas. Sin embargo, para su implementación y manejo sigue siendo necesario contar con conocimientos básicos sobre captura y gestión de datos geográficos, análisis espacial y representación cartográfica. Este libro constituye una excelente guía para la adquisición de estos conocimientos y para estimular el desarrollo de trabajos cuya adopción de esta tecnología permita descubrir relaciones espaciales entre el ser humano y su estado de salud que sin ella sería imposible conocer.

GRANADA

2013

12-14 Junio



XII

CONGRESO ESPAÑOL DE SALUD AMBIENTAL

- LA SALUD EN TODOS LOS ENTORNOS -

WWW.SANIDADAMBIENTAL.COM

ORGANIZA:



Sociedad Española de Sanidad Ambiental (SESA)

CON LA COLABORACIÓN DE:



Escuela Andaluza de Salud Pública
CONSEJERÍA DE SALUD Y BIENESTAR SOCIAL

SECRETARÍA TÉCNICA:



Tel: 91 662 46 50
E-mail: sesa2013@mastercongresos.com
www.mastercongresos.com/sesa2013