

().

La Universidad como Reforma.

Aranciaga Ignacio.

Cita:

Aranciaga Ignacio (2009). *La Universidad como Reforma.* : .

Dirección estable: <https://www.aacademica.org/ignacio.aranciaga/102>

ARK: <https://n2t.net/ark:/13683/pzvf/eZK>



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons.
Para ver una copia de esta licencia, visite
<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es>.

Acta Académica es un proyecto académico sin fines de lucro enmarcado en la iniciativa de acceso abierto. Acta Académica fue creado para facilitar a investigadores de todo el mundo el compartir su producción académica. Para crear un perfil gratuitamente o acceder a otros trabajos visite: <https://www.aacademica.org>.

Vulnerabilidad de ecosistemas marino costeros Sudamericanos a Contaminantes Orgánicos Persistentes: panorama actual e histórico

Andrés H. Arias^{1,2}, Ana L. Oliva¹, Ana C. Ronda^{1,3}, Melina M. Orazi¹, Jorge E. Marcovecchio¹

¹ Instituto Argentino de Oceanografía (IADO – CONICET / UNS), CCT CONICET Bahía Blanca, Florida 7000, Edificio E-1, 8000 Bahía Blanca, República Argentina. aharias@iado-conicet.gob.ar; andresarias.ar@gmail.com

² Universidad Nacional del Sur, Departamento de Química, Area III. Av. Alem 1253, 8000 Bahía Blanca.

³ Universidad Nacional del Sur, Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia. Av. Alem 1253, 8000 Bahía Blanca.

INTRODUCCION

Los océanos cubren un 70,8% de la superficie de la tierra, es decir aproximadamente 361,3 millones de km² para una superficie total de 510 millones de km². En volumen los océanos y los hielos marinos representan 97,95% del agua del planeta. Se estima que el 60% de la población mundial (3600 millones de individuos) vive a menos de 60 km de la costa y, que esa proporción aumentará a 75% (5.250 millones) en los próximos 30 años (población estimada para el año 2025 de 7000 millones). El 80% de los recursos oceánicos se concentran en la plataforma continental; el océano encierra 80% de la biodiversidad biológica, con un porcentaje incierto aún no descubierta. En este sentido, se estima que los fondos marinos, que en gran parte permanecen inexplorados, albergan un orden de 10 millones de especies de las que aún nada sabemos. A pesar de esto, más de tres cuartas partes de los materiales que degradan los océanos proceden de la tierra. Llegan infiltrándose en el suelo para reaparecer en los ríos y cuencas que desembocan en el mar, por derramamiento directo o a través de la atmósfera. Las principales causas se encuentran en la falta de estructuras urbanas de saneamiento, la agricultura intensiva y la industria. Se calcula que cada año 6,4 millones de toneladas de residuos acaban en el mar. Entre el 60% y el 80% son plásticos, con picos de hasta el 95% en algunas zonas. Por ejemplo, un 70% de los desechos vertidos en el Pacífico no reciben ningún tipo de tratamiento previo (PNUMA, 1997), mientras que en el mar Mediterráneo se arrojan directamente 1.700 millones de metros cúbicos de aguas servidas municipales por año, de las cuales tres cuartas partes no han sido tratadas (PNUMA), y llegan junto con unos 66 mil millones de metros cúbicos de desechos industriales. Todo esto coloca la situación mundial en niveles de alarma y acción: desde el año 1992, en la Cumbre de la Tierra (Río de Janeiro, Brasil) más de 140 países firmantes se comprometieron que para el año 2000, contarían con criterios de calidad para la descarga de aguas residuales y con mecanismos de vigilancia; asimismo para el año 2005 se esperaba el tratamiento adecuado previo a su descarte

del 50% de las aguas residuales. Lejos de esas proporciones, tanto los países desarrollados como en desarrollo acumulan estos inconvenientes, ya que el fuerte crecimiento demográfico, la carencia de medios financieros y muchas veces de expertos en gestión, les impide hacer frente a esta realidad.

Durante el transcurso del siglo 20 se produjeron innumerables cambios en el ritmo de crecimiento y producción de la civilización humana. El desarrollo de la agricultura intensiva, la concentración a gran escala en las zonas urbanas y la creciente industrialización han contribuido a la contaminación global de los ecosistemas marinos. Las principales sustancias introducidas por la actividad del hombre incluyen compuestos organoclorados, productos derivados del petróleo y metales pesados (Fowler *et al.*, 1990; Tatsukawa *et al.*, 1990). La mayoría de estos compuestos poseen un comportamiento conservativo, y muchos son esencialmente depositados en carácter permanente a pesar de su reconocida toxicidad (Richardson *et al.*, 1995), y por esto comúnmente son incluidos dentro de la categoría de compuestos orgánicos persistentes (COPs).

La utilización intensiva de pesticidas, herbicidas y otros xenobióticos organoclorados y organometálicos (ej: PCBs, del inglés *Poli Chlorinated Byphenils, Bifenilos Policlorados*) procedentes de la agricultura e industria respectivamente, permite por un lado, disponer de alimentos a bajo precio y generar altos rendimientos industriales. Sin embargo, estos compuestos transportados por cuencas y ríos alcanzan ulteriormente los ecosistemas marinos. Los efectos son diversos y oscilan entre el bloqueo de la fotosíntesis hasta la eutroficación de zonas costeras (fosfato, nitrato, amonio) produciendo florecimientos masivos de algas y fenómenos anóxicos. Por ejemplo, desde hace décadas los compuestos organoclorados han sido relacionados con anomalías reproductivas e inmunológicas observadas en aves y mamíferos marinos (Livingston, 1976); no obstante la mayoría de ellos se producen y comercializan en los países en desarrollo.

Los Compuestos Organoestánicos (BTs: del inglés, *Buthyl Tin's*) no existen como tales en la naturaleza y son introducidos al medio costero principalmente a través de aplicaciones biocidas, la mayoría constituyentes de pinturas antiincrustantes (Witney *et al.*, 1991).

Los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs, del inglés, *Policyclic Aromatic Hydrocarbons*) son constituyentes naturales del petróleo crudo, conformando una fracción de hasta el 20% del total de hidrocarburos. También resultan de los procesos de combustión incompleta a alta temperatura

de diversos tipos de materia orgánica. Este grupo de compuestos, entre todos los hidrocarburos, es potencialmente el más tóxico (Neff, 1990). Anualmente aproximadamente 6.1 millones de toneladas métricas de productos derivados del petróleo, previo paso a través de las zonas costeras, van a dar al océano. La mayor proporción de estos hidrocarburos deriva de fuentes antropogénicas (Capone & Bauer, 1992). Si bien las mareas negras son espectaculares en cuanto al impacto sobre el público, el medio marino es víctima de atropellos silenciosos con consecuencias mucho más graves, como son la eliminación de gases de los barcos o el vertimiento de lubricantes usados. Se estima que este tipo de negligencia es responsable del 33% de la contaminación marina por hidrocarburos.

Algunos indicios muestran que las concentraciones de alquitrán en alta mar están disminuyendo debido al perfeccionamiento de las técnicas de transporte y manipulación de los productos del petróleo (12% vertidos). Sin embargo, aproximadamente el 40% de la contaminación por productos derivados de petróleo procede de los sistemas continentales. Esencialmente se trata de derrames, a través de las canalizaciones urbanas, y de lubricantes utilizados por los motores. El 9% restante proviene sobre todo de la actividad de las plataformas de extracción de gas y de petróleo en alta mar (Figura 1, Haynes & Johnson, 2000)

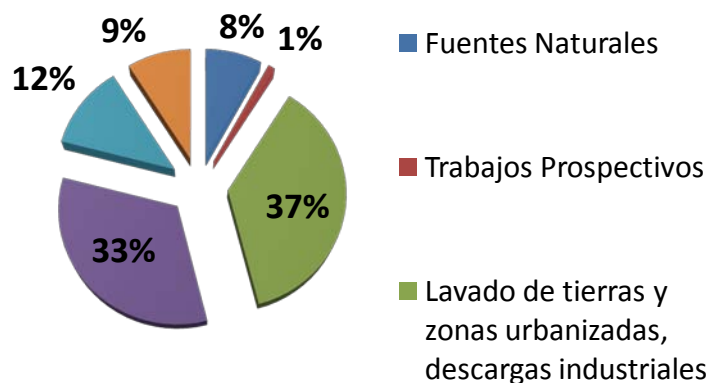


Figura 1. Principales fuentes de ingreso de petróleo y derivados a costas y océanos (adaptado de Haynes & Johnson, 2000)

Sumado a esto, alrededor de un tercio de los contaminantes totales presentes en la atmósfera regresan al mar, a través de la lluvia (deposición húmeda) o por depósito directo (deposición

seca). En este sentido, se estima que un 9% de los ingresos petrogénicos totales ocurre por esta vía.

DE LA REVOLUCION INDUSTRIAL A LA REVOLUCION AMBIENTAL

Históricamente, la forma de pensar que dio lugar a la Revolución industrial del siglo XIX introdujo criterios esencialmente de crecimiento económico. Las correcciones se hicieron en la segunda mitad de ese siglo en el ámbito social, sin embargo no fue hasta 1970 cuando se instaló la problemática global de los recursos naturales finitos y el medio ambiente. De hecho es durante esa década cuando se registran los primeros monitoreos sistemáticos, registro ascendente de Carbono y CO₂ atmosférico y máximas concentraciones de compuestos orgánicos persistentes (COPs), nutrientes (principalmente N y P) y Metales Pesados (MPs).

En 1972 se realiza la primera Conferencia Internacional sobre el Medio Humano (Estocolmo) en la cual se plantea globalmente la necesidad de controlar los riesgos de las sustancias químicas peligrosas, enfocando sobre la degradación ambiental y la contaminación Transfronteriza. Durante las siguientes décadas este concepto se amplió abarcando la acción conjunta de países y regiones. La Cumbre para la Tierra de 1992 (Río de Janeiro, Brasil) trajo como punto sobresaliente la inclusión de la socioeconomía, pobreza y desarrollo como factores que determinan la calidad y la posibilidad de cuidado del medio ambiente. En 1994, 103 países adoptaron el Programa Ambiental de las Naciones Unidas (UNEP) con un acuerdo para la protección del medio ambiente marino. A partir de aquí se contempló la reducción de 12 sustancias familias de compuestos referidas como Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs).

El reconocimiento del carácter ubicuo de estos compuestos, altamente transportables por aire y mar, dio sustento a que en Mayo de 1995 el Consejo del UNEP definiese como acción prioritaria (Agenda 21) la protección de los océanos con la reducción y eliminación de emisiones y vertidos de compuestos organohalogenados y otros COPs.



Figura 2. COPs de interés de acción prioritaria (CE, 2001)

En forma temporalmente paralela se concretaron otras convenciones de carácter internacional:

- Convenio Oslo-París: OSPAR, 1992: prevención de la contaminación del mar por vertidos desde buques (Oslo) y por fuentes situadas en tierra (París) en el ámbito territorial es el Atlántico Nordeste.
 - Convention of Long-Range Transboundary Air Pollutants (LRTAP, Ocean & Ocean 2014): ratificó el acuerdo de controlar y reducir 16 COPs en 43 países (United Nations Economic Commission for Europe, 2000).
 - Consentimiento Fundamentado Previo (PNUMA, 1998) la búsqueda que realicé me lleva al convenio de Róterdam, puede ser?: registro de comercio y producción de pesticidas organoclorados y otros COPs: el convenio se aplica a 39 productos químicos (incluyendo 24 plaguicidas, 4 formulaciones plaguicidas extremadamente peligrosas) y 11 productos químicos industriales.
- Comisión permanente para COPs de la UNEP: trabaja sobre un acuerdo global para prohibir y eliminar 12 compuestos, (2001), "the dirty dozen".

Tabla 1. Resumen de acciones internacionales frente a los COPs prioritarios.

UNEP POPs	LRTAP	Convención de Rotterdam	Convenio Oslo-Oaris (OSPAR)	Convención de Estocolmo
1994	1998	1998	1998	2001
Aldrin	Aldrin	Aldrin	Aldrin	Aldrin
Clordano	Clordano	Clordano	Clordano	Clordano
DDT	DDT	DDT	DDT	DDT
Dieldrin	Dieldrin	Dieldrin	Dieldrin	Dieldrin
Endrin	Endrin	Endrin	Endrin	Endrin
Hexaclorobenceno	Hexaclorobenceno	Hexaclorobenceno	Hexaclorobenceno	Hexaclorobenceno
Mirex	Mirex	Mirex	Mirex	Mirex
Toxafeno	Toxafeno	Toxafeno	Toxafeno	Toxafeno
PCBs	PCBs	PCBs	PCBs	PCBs
Dioxinas	Dioxinas	Dioxinas	Dioxinas	Dioxinas
Furanos	Furanos	Furanos	Furanos	Furanos
Hexaclorociclohexano (HCH)	Hexaclorociclohexano (HCH)	Hexaclorociclohexano (HCH)	Hexaclorociclohexano (HCH)	Heptacloro
	Lindano	Lindano	Lindano	
	Clordecona	Clordecona	Nitrofen	
	PAHs	Captafol	Endosulfan	
	Hexabromobifenil	Clorobencilato	Pention	
	Cadmio	Sales de Dinoseb	Pentaclorofenol	
	Plomo	Fluoroacetamida	Quintozeno	
	Mercurio	Acido 2,4,5-triclorofenoxiacético	PAHs	
		Fosfato	1,1,1-Tricloroetano	
		Fosfato de tris (2,3-dibromopropil)	Triclorobenceno	
		Metilparatión	Tetraclorometano	
		Metamidofos	Tricloroetano	
		Monocrotofos	Tetracloroetano	
		PCBs	Xyleno	
		Terfenilos Policlorados	Cadmio	
		Cadmio	Plomo	
		Plomo	Mercurio	
			Arsénico	
			Cromo	
			Cobre	

COMPUESTOS ORGANICOS PERSISTENTES EN COSTAS SUDAMERICANAS

El criterio utilizado por el Convenio de Estocolmo establece que se tomarán como persistentes aquellas sustancias con un t1/2 en el agua mayor de 2 meses y un t1/2 en suelo mayor a 6 meses. Las sustancias con un t1/2 en el aire mayor a 2 días se consideran con potencial para el transporte de largo alcance.

Tabla 2. Persistencia de PCBs, PAHs y Pesticidas Organoclorados en el medio

Compuestos	T _{1/2} en suelo
Clordano	1 año
DDT	10 a 15 años
Dieldrin	5 años
Endrin	hasta 12 años
Hexaclorobenceno	2.7 a 22.9 años
Mirex	hasta 10 años
Toxafeno	100 días hasta 12 años
PCBs	10 días a 2.6 años *
Dioxinas	10 a 12 años
Furanos	10 a 12 años
PAHs	1.56 años *
Pentaclorofenol	0.33 años *

Referencia: International Programme for Chemical Safety, World Health Organization. 1995.

*OEHHA.CA.GOV Technical Support Document for Exposure Assessment and Stochastic Analysis .2000.

HIDROCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS (PAHs)

El ingreso de hidrocarburos contaminantes en sistemas costeros sudamericanos ha sido ubicado a partir de la década del 50, por ejemplo en zonas altamente industrializadas como la Bahía de Santos (Brasil, Martins *et al.*, 2011). Por medio de radiodación con ¹³⁷Cs, los autores pudieron establecer los orígenes de los vertidos para mediados del siglo 20, un decremento en la crisis petrolera de los 70 y el inicio de los planes de control a principios de la década del 80 y un aumento en las concentraciones durante los últimos 20 años (Figura 2).

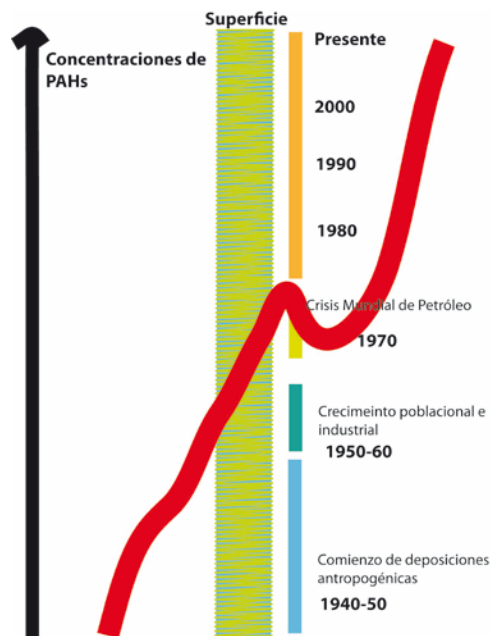


Figura 3. Modelo generalizado de entrada de PAHs a los sistemas costeros sudamericanos (Adaptado de Martins *et al.*, 2011)

Es de amplio consenso que los valores de PAHs en sedimentos menores a 10 ng/g (p.s.) corresponden a un nivel de distribución basal o “background” de los ecosistemas. Estos valores son hallados en lugares prístinos y muy alejados de poblaciones. Las concentraciones que se ubican entre 10 y 100 ng/g corresponden a niveles con baja contaminación, encontrados por ejemplo en zonas turísticas (Baumard *et al.*, 1998). Por otro lado, los niveles de PAHs en el rango de 100-1000 ng/g identifican zonas con moderado impacto antrópico; estos valores son hallados en general en zonas portuarias y costeras urbanizadas alrededor del mundo. Valores de PAHs por encima de 1000 ng/g indican niveles de moderados a altos de contaminación, y probables procesos de introducción crónica de estos contaminantes en los sistemas. Los valores por encima de 10000 ng/g responden a procesos de contaminación severa de sedimentos, con efectos frecuentes observados sobre la biota (Long *et al.*, 1995). En este marco, un relevamiento (no-exhaustivo) de los niveles de PAHs medidos en costas sudamericanas ubica sitios en todos los niveles citados (Tabla 3). En él predominan valores que indican la presencia generalizada de procesos de introducción crónica de PAHs, con frecuentes registros de altos niveles (>10000 ppb). Por otro lado la medición de niveles basales, comunes en sistema prístinos (no impactados), es poco frecuente para las costas sudamericanas.

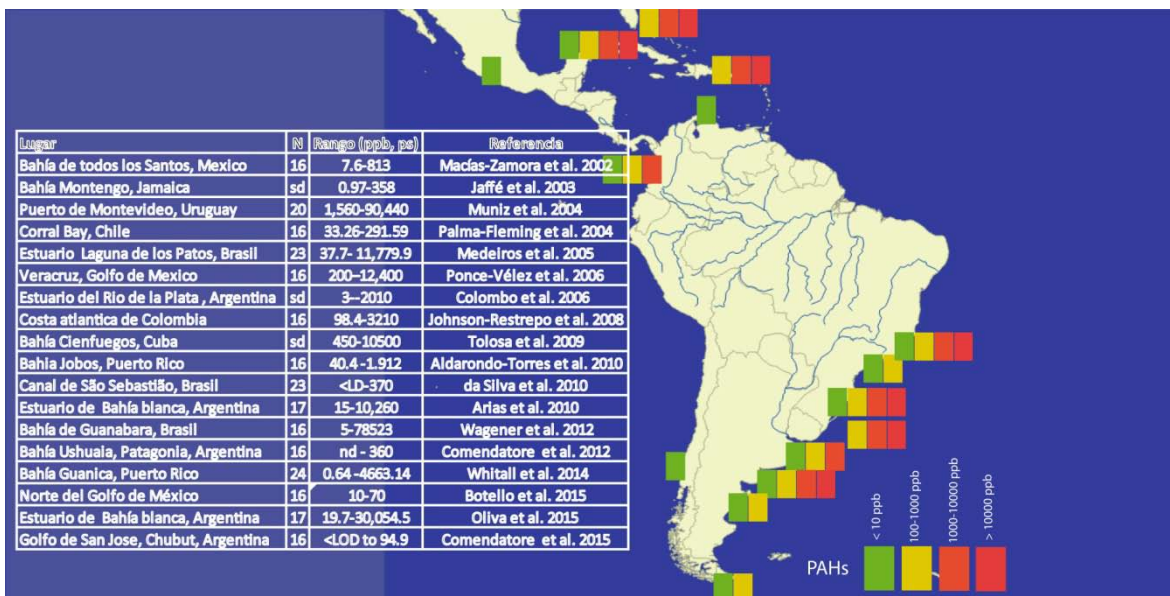


Figura 4. Niveles generales de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) en costas marinas Sudamericanas.

En general, tanto para Sudamérica como para los sistemas costeros mundiales, durante los últimos 20 años se ha registrado un incremento en los niveles de PAHs (Martins *et al.*, 2011; Wilcke, 2007; Arias *et al.*, 2010; Oliva *et al.*, 2015;). Los relevamientos sugieren que existen dos patrones de deposición distintos: un patrón “background” dominado por Naftaleno, Fenantreno y Perileno un segundo patrón antropogénico dominado por el grupo de PAHs más pesados (Wilcke 2007). Sin embargo existen otro tipo de contribuciones como el transporte atmosférico de largo alcance, ingresos puntuales y vertidos de petróleo crudo.

PESTICIDAS ORGANOCLORADOS

El uso de los pesticidas organoclorados abarca una amplia variedad de formas para Sudamérica: sus mezclas líquidas se pulverizan sobre cultivos o bien en forma de polvo a utilizarse en silos y depósitos de granos. Algunos de estos compuestos también fueron utilizados como insecticidas domésticos: así por ejemplo, cuando se utilizaba el DDT para el control de mosquitos y la malaria que transmiten, se fumigaba las paredes interiores de las casas.

Por ej., el Endosulfán fue registrado en los Estados Unidos en 1954 como un insecticida y acaricida. Este compuesto es aún utilizado en ese y otros países para el control de plagas en los cultivos de verduras, frutas, granos, algodón y en árboles, arbustos, enredaderas y otras plantas ornamentales. Su uso es muy común en la producción de algodón en África y para el control de plagas en el marañón o anacardo de la India. En Sudamérica es particularmente importante su aplicación en los paquetes tecnológicos de la soja, en asociación al herbicida Glifosato.

El Lindano ha sido otro pesticida multiuso, tanto en la industria como en el plano doméstico. Así, ha sido (y es, aunque con restricciones) utilizado como insecticida para semillas, control de plagas

forestales, acaricidas, ectoparásitos en animales de cría, mascotas, hormigas y otras plagas domésticas. Este organoclorado se utiliza actualmente como ingrediente activo en prácticamente todas las formulaciones de cosméticos para el control de los piojos y la escabiosis.

Los sedimentos son los vectores contaminantes más comunes en costas y cursos de agua (ríos, arroyos, lagos y embalses); en especial las fracciones limo-arcillosas provenientes de la erosión de suelos o descomposición de plantas y animales. Estos sedimentos, provenientes del lavado (run-off) del continente degradan la calidad del agua. El uso de cultivo intensivo en la agricultura contribuye en gran medida a estos aportes, contribuyendo a la erosión y sedimentación antropogénica cargada de pesticidas organoclorados. Las estimaciones globales sobre la magnitud de estos aportes difiere de acuerdo al país y el tipo de actividades antropogénicas que se desarrollan; sin embargo, una estimación indica que la carga mundial de sedimentos a los océanos para los años más recientes del siglo XX fue de 20000 millones de Ton anuales (Milliman & Syvitski, 1992).

Los pesticidas asociados a los sedimentos ingresan en la cadena alimentaria de diversas maneras: mediante ingestión directa por los peces, organismos bénticos, productores primarios y secundarios. En último término, los compuestos tóxicos se acumulan en el tejido de peces y depredadores tope. De esta manera, los pesticidas transportados desde la tierra como parte del proceso de erosión y lavado se concentran en los depredadores superiores, incluido el hombre a través de la cadena trófica.

¿Cuál es la situación de riesgo de los sedimentos de costas Sudamericanas a la carga de pesticidas?

La Evaluación de Riesgo Ambiental (ERA) es una técnica que establece valores de referencia en los diferentes compartimentos ambientales para los contaminantes que afectan a los ecosistemas, de manera de clasificar escenarios y promover medidas para prevenirlos. En si mismo, la ERA tiene como fin definir si la carga de contaminantes en un medio dado representa un riesgo tanto para el medio ambiente como para la salud humana y al mismo tiempo define niveles específicos de remediación de acuerdo al riesgo aceptable. La premisa detrás de ERA es el criterio de no efecto para establecer niveles de regulación: considerando la cantidad y calidad de la información disponible para cada sitio, permite establecer los límites de aceptación mediante procedimientos científicos. Diversos países aplican ERA y determinan sus propios niveles guía o “marcas” a cumplir en cuanto a las concentraciones de pesticidas en sedimentos.

Así por ejemplo, el **Consejo Ministerial para el Ambiente Canadiense** (CCME 1999) establece valores guía para la protección de la vida acuática en sedimentos, incluyendo p,p-DDD, p,p-DDE, p,p-DDT, dieldrin, endrin, delta-BHC, lindano, epóxido de heptacloro, chlordane y hexaclorobenceno. Estas marcas denominaas ISQGs “Interim Sediment Quality Guidelines” (Guía interna de calidad de sedimentos)” y PEL “Probable Effect Levels” (Nivel de Efectos Adversos Probables). Estos valores están desarrollados para proteger los organismos acuáticos que viven en los sedimentos o en contactos con ellos.

De forma similar se utilizan los **Niveles de Calidad de Sedimentos de Florida** (Florida Sediment Quality Assessment Guidelines, SQAGs; MacDonald, 1994), que si bien por definición están circunscriptos legalmente al área definida por ese estado de E.E.U.U, se trata de niveles guía comúnmente extrapolados a otros sitios. Los “niveles de efectos tóxicos” TEL (Toxic Effect Level) y los “niveles de efectos probables” PEL (Probable Effect Level) se presentan para 34 sustancias o grupos de sustancias. Existen estos valores para los siguientes pesticidas organoclorados: DDT y sus metabolitos, Dieldrin, Lindano, Epóxido de Heptacloro, Endosulfán y Endrin.

Por otra parte, el **Ministerio de Medio Ambiente de Ontario, Canadá** (Persaud et al., 1993) ha publicado los “Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario”. Estas guías utilizan las marcas LEL (“Lowest effect Level”) y SEL (“Severe effect level”) las cuales indican niveles gatillo de la toxicidad por un lado y niveles de impacto concreto por otro:

- SEL (“Severe Effect Level”): El sedimento se considera altamente impactado, la utilización de los sedimentos afectará significativamente a los organismos bentónicos.
- LEL (“Lowest Effect Level”): El sedimento se considera ligeramente contaminado, con un nivel de impacto que puede ser tolerado por la mayoría de los organismos bentónicos.
- NEL (“No effect Level”): Sedimento limpio. No hay efectos tóxicos sobre organismos en el lecho sedimentario o columna.

Por último, la **NOAA** (Administración Nacional de Océano y Atmósfera, USA) estableció algunas herramientas interpretativas informales: los “**Sediment Quality Guidelines (ERL/ERM)**” (Buchman, 1999). Los valores de referencia usados en esta guía son Effects Range Low (ERL) y Effects Range Medium (ERM), los cuales definen tres zonas de interés; valores por encima del ERL y ERM se asocian a efectos biológicos adversos.

Tabla 3. Diversos Niveles Guía para sedimentos marinos en cuanto a pesticidas organoclorados.

	Sedimentos marinos (CCME, 1999)		Florida Sediment Quality Assessment Guidelines,		Ontario, Canadá (Persaud, 1993)			NOAA Squirt Cards,	
	ISQG (ppb)	PEL (ppb)	TEL (ppb)	PEL (ppb)	NEL*	LEL*	SEL*	ERL (ppb)	ERM (ppb)
Compuestos Organoclorados									
Aldrin						2	8000		
Clordano	2.26	4.79						0.50	6.00
DDT (pp'-op')	1.19	4.77	1.19	4.77		8	71000	4.77	7.00
DDE (pp'-op')	2.07	3.74	2.07	3.74		5	19000	2.20	27.00
DDD (pp'-op')	1.22	7.81	1.22	7.81		8	6000	2.00	20.00
Total DDT			3.89	51.70		7	12000	1.58	46.10
Dieldrin	0.71	4.30	0.71	4.30	0.6	2	91000	0.02	8.00
Endrin	2.67	62.40			0.5	3	130000		
Hexaclorobenceno (BHC)						10	20	24000	
α-BHC							6	10000	
β-BHC							5	21000	
γ-BHC					0.2	3			
Mirex									
Toxafeno									
Heptacloro					0.3				
Epóxido de Heptacloro	0.60	2.74				5			
Lindano	0.32	0.99	0.32	0.99					

Todos los valores en ppb, *ppb normalizado al 1% de M.O

De acuerdo con Barra *et al.*, (2006), la información para pesticidas organoclorados en suelos y sedimentos para Sudamérica es fragmentada y escasa. Sólo algunos países poseen información

disponible y ésta en general no refleja la situación real de la región. En este capítulo, a partir de un relevamiento de diversas publicaciones científicas significativas para las costas Sudamericanas, que incluyen el estudio de alrededor de 400 muestras de sedimentos en un período de 30 años (1986-2015, Figura 5), se observa la existencia omnipresente de estos compuestos en las costas. En más del 80% de las publicaciones analizadas se registran excedencias para uno o más de los niveles guía para sedimentos comúnmente utilizados en América (Tabla 3). Estas excedencias en algunos casos se dan para los niveles guía de alerta (ISQG, NEL, etc.) sin embargo en muchos otros exceden ampliamente los niveles de desarrollo de efectos ecotóxicos en el ambiente lindante (Figura 5).

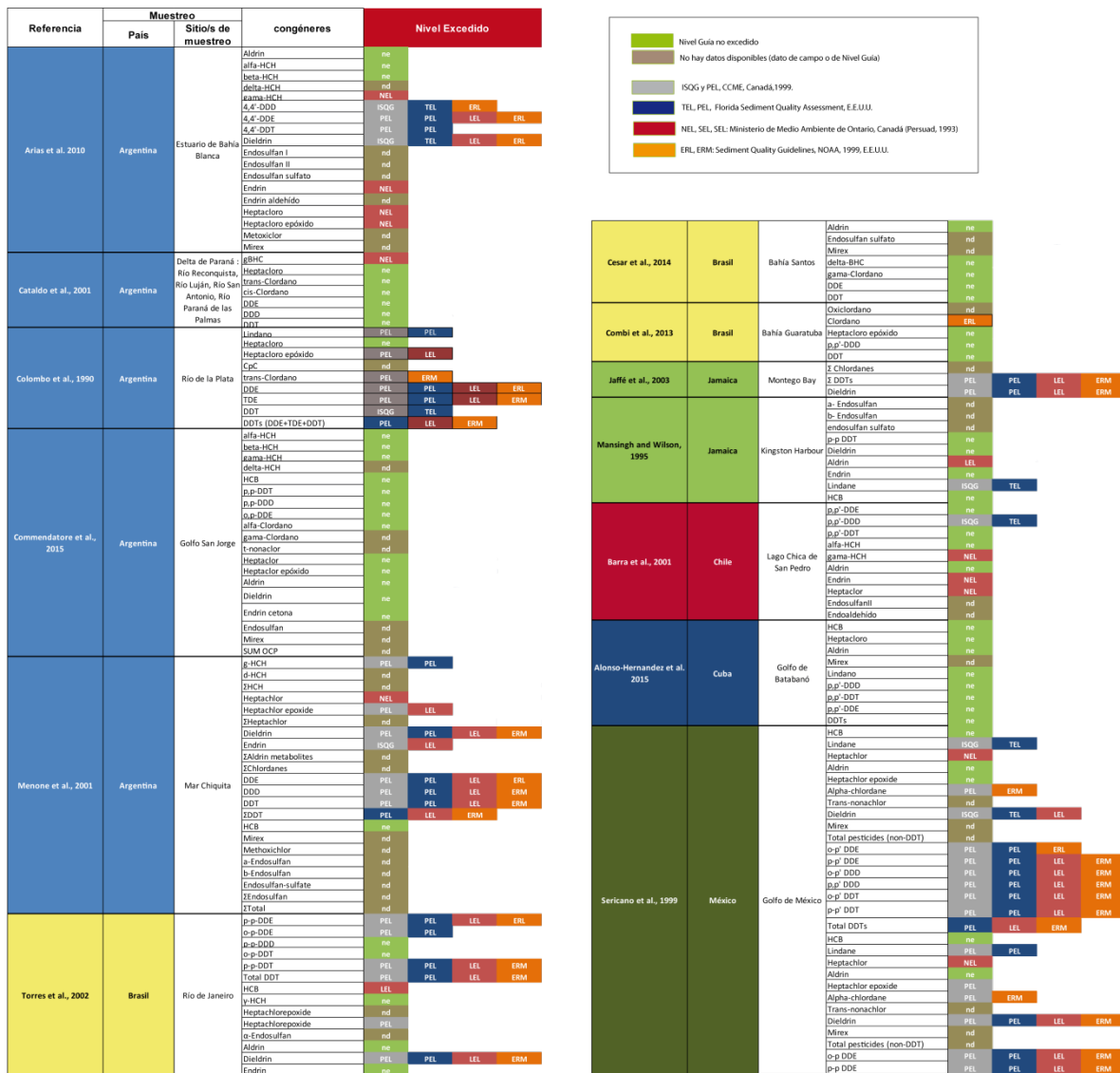


Figura 5. Revisión de relevamiento de Organoclorados en costas Sudamericanas y excedencias de algunos niveles guía comúnmente utilizados.

La situación general en cuanto a niveles generales y excedencias de niveles guía para sedimentos revela un panorama costero complicado, sin embargo, la fragmentación de los datos y la posible sobreestimación de los datos a partir del estudio selectivo de sitios contaminados debe ser tenida en cuenta la momento de extraer conclusiones. Al mismo tiempo existen muchos sitios costeros no impactados (por ej: Golfo San Jorge, Argentina, Bahía Santos, Brasil y Golfo de Batabano, Cuba) para los cuales al revisar su uso y cobertura de suelos (LU/LC) se encuentran libres de actividades de agricultura intensiva. Esto sugiere que el impacto por pesticidas en los sistemas costeros pueda estar asociado más al LU/LC de la cuenca o red de drenaje de dicho sistema que a un transporte global atmosférico y posterior deposición.

Referencias

Aldarondo-Torres, J.X., Samara, F., Mansilla-Rivera, I., Aga, D.S. & Rodríguez- Sierra, C.J. 2010. Trace metals, PAHs, and PCBs in sediments from the Jobos Bay area in Puerto Rico, *Marine Pollution Bulletin*, 60(8): 1350–1358.

Arias, A. H., Vazquez-Botello, A., Tombesi, N., Ponce-Velez, G., Freije, H. & Marcovecchio, J. 2010. Presence, distribution, and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Bahía Blanca estuary, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160(1): 301-314.

Arias, A. H., Pereyra, M. T. & Marcovecchio, J. E. 2011. Multi-year monitoring of estuarine sediments as ultimate sink for DDT, HCH, and other organochlorinated pesticides in Argentina. *Environmental monitoring and assessment*, 172(1): 17-32.

Buchman, M. F. 1999. NOAA Screening Quick Reference Tables. In: National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA HAZMAT Report, Seattle WA, Coastal protection and restoration division, 12 p.

Baumard, P., Budzinski, H., Michon, Q., Garrigues, P., Burgeot, T. & Bellocq, J. 1998. Origin and bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from mussel and sediment records. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47(1): 77-90.

Barra, R., Cisternas, M., Urrutia, R., Pozo, K., Pacheco, P., Parra, O. & Focardi, S. 2001. First report on chlorinated pesticide deposition in a sediment core from a small lake in central Chile. *Chemosphere*, 45(6): 749-757.

Barra, R., Colombo, J. C., Eguren, G., Gamboa, N., Jardim, W. F. & Mendoza, G. 2006. Persistent organic pollutants (POPs) in eastern and western South American countries. In *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 185: 1-33.

Botello, A. V., Soto, L. A., Ponce-Vélez, G. & Villanueva, S. 2015. Baseline for PAHs and metals in NW Gulf of Mexico related to the Deepwater Horizon oil spill. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 156:124-133.

CCME, 1999. Canadian Environmental Qualities Guidelines, Canadian Council of Ministers of the environment, Manitoba Statuary Publications, Winnipeg, Canadá.

Capone, D. G. & Bauer, J. E. 1992 *Environmental Microbiology*, Clarendon Press, Oxford.

Cataldo, D., Colombo, J. C., Boltovskoy, D., Bilos, C. & Landoni, P. 2001. Environmental toxicity assessment in the Paraná river delta (Argentina): simultaneous evaluation of selected pollutants and mortality rates of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) early juveniles. *Environmental Pollution*, 112(3): 379-389.

Cesar, A., Lia, L. R. B., Pereira, C. D. S., Santos, A. R., Cortez, F. S., Choueri, R. B., De Orte, M. R. & Rachid, B. R. F. 2014. Environmental assessment of dredged sediment in the major Latin American seaport (Santos, São Paulo—Brazil): An integrated approach. *Science of the Total Environment*, 497: 679-687.

Colombo, J. C., Khalil, M. F., Arnac, M., Horth, A. C. & Catoggio, J. A. 1990. Distribution of chlorinated pesticides and individual polychlorinated biphenyls in biotic and abiotic compartments of the Rio de La Plata, Argentina. *Environmental science & technology*, 24(4): 498-505.

Colombo, J.C., Cappelletti, N., Laschi, J., Migoya, M., Speranza, E. & Skorupka, C., 2006. Sources, vertical fluxes, and equivalent toxicity of aromatic hydrocarbons in coastal sediments of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science & Technology*, 40(3): 734-740.

Combi, T., Taniguchi, S., Figueira, R. C. L., de Mahiques, M. M. & Martins, C. C. 2013. Spatial distribution and historical input of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from a subtropical estuary (Guaratuba Bay, SW Atlantic). *Marine pollution bulletin*, 70(1): 247-252.

Commendatore, M.G., Nievas, M.L, Amin O. & Esteves, J.L. 2012. Sources and distribution of aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in coastal sediments from the Ushuaia Bay (Tierra del Fuego, Patagonia, Argentina). *Marine environmental Research*, 74: 20-31.

Commendatore, M. G., Franco, M. A., Gomes Costa, P., Castro, I. B., Fillmann, G., Bigatti, G., Esteves, J. L. & Nievas, M. L. 2015. Butyltins, polyaromatic hydrocarbons, organochlorine pesticides, and polychlorinated biphenyls in sediments and bivalve mollusks in a mid-latitude environment from the Patagonian coastal zone. *Environmental toxicology and chemistry*, 34(12):2750-2763.

da Silva, D. A. & Bicego, M. C. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons and petroleum biomarkers in São Sebastião Channel, Brazil: Assessment of petroleum contamination. *Marine environmental research*, 69(5): 277-286.

Fowler, S. W., Readman, J. W., Oregioni, B. J. P. V., Villeneuve, J. P. & McKay, K. 1993. Petroleum hydrocarbons and trace metals in nearshore Gulf sediments and biota before and after the 1991 war: an assessment of temporal and spatial trends. *Marine Pollution Bulletin*, 27: 171-182.

Haynes, D. & Johnson, J. E. 2000. Organochlorine, heavy metal and polyaromatic hydrocarbon pollutant concentrations in the Great Barrier Reef (Australia) environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 41(7): 267-278.

Jaffé, R., Gardinali, P. R., Cai, Y., Sudburry, A., Fernandez, A. & Hay, B. J. 2003. Organic compounds and trace metals of anthropogenic origin in sediments from Montego Bay, Jamaica: assessment of sources and distribution pathways. *Environmental Pollution*, 123(2): 291-299.

Johnson-Restrepo, B., Olivero-Verbel, J., Lu, S., Guette-Fernández, J., Baldiris-Avila, R., O'Byrne-Hoyos, I., Aldous, M. K., Addink, R. & Kannan, K. 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons and their hydroxylated metabolites in fish bile and sediments from coastal waters of Colombia. *Environmental Pollution*, 151(3): 452-459.

MacDonald, D. D., MacDonald Environmental Services Ltd. November 1994. Approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters. Vol. 1 - Development and Evaluation of Sediment Quality Assessment Guidelines, Florida Department of Environmental Protection, Office of Water Policy, Tallahassee, Florida.

Macias-Zamora, J. V., Mendoza-Vega, E., & Villaescusa-Celaya, J. A. 2002. PAHs composition of surface marine sediments: a comparison to potential local sources in Todos Santos Bay, BC, Mexico. *Chemosphere*, 46(3): 459-468.

Mansingh, A., Robinson, D. E. & Wilson, A. 1995. Insecticide contamination of the Jamaican environment 1. Pattern of fluctuations in residue levels in the rivers of Hope watershed (1989-1991). *Jamaican Journal of Science and Technology*, 6: 52-67.

Martins, C. C., Bicego, M. C., Mahiques, M. M., Figueira, R. C., Tessler, M. G. & Montone, R. C. 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a large South American industrial coastal area (Santos Estuary, Southeastern Brazil): sources and depositional history. *Marine pollution bulletin*, 63(5): 452-458. Medeiros, P.M., Bicego, M.C., Castela, R.M., Del Rosso, C., Fillmann, G. & Zamboni, A.J. 2005. Natural and anthropogenic hydrocarbon inputs to sediments of Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Environment International*, 31(1): 77-87.

Menone, M. L., Aizpún de Moreno, J. E., Moreno, V. J., Lanfranchi, A. L., Metcalfe, T. L. & Metcalfe, C. D. 2001. Organochlorine pesticides and PCBs in a southern Atlantic coastal lagoon watershed, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40(3): 355-362.

Milliman, J. D., Syvitski, J. P. 1992. Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: the importance of small mountainous rivers. *The Journal of Geology*, 100(5): 525-544.

Muniz, P., Danulat, E., Yannicelli, B., Garcí, J., Medina, G. & Bí, M. C. 2004. Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International*, 29(8): 1019-1028.

Neff, J. M. 1990. Composition and fate of petroleum and spill-treating agents in the marine environment p 1–34. En J. R. Geraci and D. J. St.Aubin (eds.). *Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks*, Academic Press, San Diego, CA.

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) 1999. Screening quick reference tables (SQUIRTs).

Long, E. R., Macdonald, D. D., Smith, S. L. & Calder, F. D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental management*, 19(1): 81-97.

Oliva, A. L., Quintas, P. Y., La Colla, N. S., Arias, A. H. & Marcovecchio, J. E. 2015. Distribution, sources, and potential ecotoxicological risk of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments from Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 69(2): 163-172.

Palma-Fleming, H., Asencio, P. A. J. & Gutierrez, E. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of Corral Bay, south central Chile. *Journal of Environmental Monitoring*, 6(3), 229-233.

Persaud, D., Jaagumagi, R. & Hayton, A. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario: Report. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment.

Ponce-Vélez, G., Botello, A. V. & Díaz-González, G. 2006. Organic and inorganic pollutants in marine sediments from northern and southern continental shelf of the Gulf of Mexico. *International Journal of Environment and Pollution*, 26. Nos, 1/2/3: 295-311.

PNUMA 1997. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Resumen para responsables de políticas. Impactos regionales del cambio climático: Evaluación de la vulnerabilidad. 16 p.

Sericano, J., Atlas, E. L., Wade, T. L. & Brooks, J. M. 1990. NOAA's status and trends mussel watch program: chlorinated pesticides and PCBs in oysters (*Crassostrea virginica*) and sediments from the Gulf of Mexico, 1986–1987. *Marine Environmental Research*, 29(3): 161-203.

Tatsukawa, R. & Tanabe, S. 1990. Fate and bioaccumulation of persistent organochlorine compounds in the marine environment. *Oceanic Processes in Marine Pollution*, 6, 39-55.

Tolosa, I., Mesa-Albernas, M. & Alonso-Hernandez, C. M. 2009. Inputs and sources of hydrocarbons in sediments from Cienfuegos bay, Cuba. *Marine Pollution Bulletin*, 58(11): 1624-1634.

Torres, J. P. M., Malm, O., Vieira, E. D. R., Japenga, J. & Koopmans, G. F. 2002. Organic micropollutants on river sediments from Rio de Janeiro State, Southeast Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 18(2), 477-488.

Richardson, D. H. S., Shore, M., Hartree, R. & Richardson, R. M. 1995. The use of X-ray fluorescence spectrometry for the analysis of plants, especially lichens, employed in biological monitoring. *Science of the total environment*, 176(1-3):97-105.

Whitall, D., Mason, A., Pait, A., Brune, L., Fulton, M., Wirth, E. & Vandiver, L. 2014. Organic and metal contamination in marine surface sediments of Guánica Bay, Puerto Rico. *Marine pollution bulletin*, 80(1): 293-301.

Wilcke, W. 2007. Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. *Geoderma*, 141(3): 157-166.

Witney, E. 1991. *TBT in Antifouling Paints: A Queensland Perspective*. Queensland Department of Primary Industries.

Wagener, A.L. R., Maria de Fátima, G. M., Hamacher, C., Farias, C. O., da Silva, G. C., Gabardo, I. T., & Scofield, A. D. L. 2012. Hydrocarbons in sediments of a chronically contaminated bay: The challenge of source assignment. *Marine pollution bulletin*, 64(2): 284-294.

Livingston R. J. 1976. Dynamics of organochlorine pesticides in estuarine systems: Effects on estuarine biota. In M. Wiley (Ed.) *Estuarine processes: Uses, tresses and adapting to the estuary*. Academic Press. New York , pp.507 – 522.

Ocean, A., & Ocean, A. 2014. Convention on long-range transboundary air pollution.

PNUMA, F. Convenio de Rotterdam. Procedimiento de consentimiento previo fundamentado aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional; 1998.

Wilcke, W. 2007. Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. *Geoderma*, 141: 157-166.