

La deposición ácida en los vegetales afecta el crecimiento, el metabolismo, la productividad y la actividad fotosintética. En las hojas de las plantas se producen lesiones cloróticas y necróticas. San't Anna-Santos *et al.* (2006) demostraron que las soluciones ácidas depositadas en las hojas de *Spondias dulcis*, *Mimosa artemisiana* y *Gallesia integrifolia* dañan las células epidérmicas y causan erosión en la cutícula, alteración en la permeabilidad de la hoja y aumentan la sensibilidad de las especies vegetales a contraer enfermedades producidas por organismos patógenos. Otros autores señalan que los efectos de lixiviación de cationes (Ca^{2+} y Mg^{2+}) en los suelos provocan un desequilibrio de nutrientes en las plantas, las cuales disminuyen su capacidad para responder a condiciones de estrés biótico o abiótico (Menz y Seip, 2004).

A su vez, Dai *et al.* (1998) informaron daños en bosques localizados alrededor de ciudades del sur de China, relacionados directamente con los efectos locales de las elevadas emisiones de dióxido de azufre y los eventos de lluvia extremadamente ácidos. En TieShanPing, cerca de la ciudad de ChongQing, y en ChongGuan, próximo a la ciudad de GuiYang, ambas zonas ubicadas en una región con problemas de deposición ácida en China, se ha observado un incremento de 40 % en la defoliación de los pinos Masson (*Pinus massoniana*) (Wang *et al.*, 2007), lo cual provoca cierta celebridad en la disminución de los bosques y una reducción en la absorción de CO_2 . De esta manera, la lluvia ácida contribuye indirectamente al cambio climático global.

En el norte de Europa, el este de los Estados Unidos y el sur de China se ha producido la acidificación de los suelos (Dai *et al.*, 1998; Wang *et al.*, 2007); no obstante, la contribución a la acidificación por la deposición sobre los suelos es difícil de determinar dados los muchos factores que pueden afectarla, incluidos los cambios en la vegetación. En la actualidad, un gran número de autores han desarrollado modelos para predecir los cambios posibles en suelos y aguas expuestos a la deposición ácida (Menz y Seip, 2004).

Otro efecto de las precipitaciones ácidas son los daños causados a muchas construcciones de mármol y piedra caliza (los monumentos) que constituyen patrimonio de la humanidad, los cuales deben ser reparados continuamente; por ejemplo, el fuerte de San Juan de Ulúa, Veracruz, México, que pierde al año 1,05 mg de $\text{CaCO}_3/\text{cm}^2$, equivalente a 4,15 micrómetros de la superficie. La piedra caliza es muy susceptible a la deposición ácida húmeda debido a la disolución del CaCO_3 por los iones H^+ en solución acuosa. Por otra parte, los materiales metálicos se corroen con mayor rapidez cuando están cubiertos por una capa húmeda y(o) cuando se hallan en presencia de estimuladores de la corrosión, tales como los iones de H^+ y SO_4^{2-} (Bravo *et al.*, 2006).

De modo que las especies químicas removidas de la atmósfera por la deposición húmeda afectan el ecosistema donde son depositadas (los suelos y cuerpos de agua, las construcciones y los seres vivos); las variables meteorológicas constituyen un factor clave en favorecer o contrarrestar el incremento de estas en las precipitaciones.

Relación entre los factores meteorológicos y la composición química de la lluvia

Los procesos de transporte de contaminantes a escala sinóptica y las variables meteorológicas influyen en la composición química de las lluvias (Tang *et al.*, 2005). En las precipitaciones más copiosas, las gotas tienden a ser más grandes que en las lluvias menos abundantes, las cuales tienen más tiempo de residencia en la atmósfera y, por tanto, podrían incorporar más especies químicas de aerosoles y gases (Seinfeld y Pandis., 2006), mientras que una gran cantidad de lluvia podría diluir la concentración de los iones (Tang *et al.*, 2005).

El aumento de la temperatura incrementa las reacciones en las fases gaseosa y acuosa y, por consiguiente, más contaminantes en estado gaseoso pasan

a iones, con lo cual se potencian las concentraciones en las precipitaciones (Buda y De Walle, 2002). Según Dayan y Lamb (2003), las temperaturas altas del verano en Pensilvania contribuyen a la formación de las especies químicas oxidantes, tales como el peróxido de hidrógeno y el ozono en la baja tropósfera, las cuales favorecen la conversión del dióxido de azufre en ácido sulfúrico en fase acuosa y, de esta manera, aumenta la deposición ácida en el territorio.

La humedad beneficia la sedimentación de humos y polvo, mientras que la rapidez del viento resulta un indicador eficiente relativo a las condiciones generales de dispersión de los gases y partículas emitidos por fuentes de origen natural o antrópico (Tang *et al.*, 2005). De este modo, puede producirse el arrastre de contaminantes desde regiones remotas (Reyes-Rodríguez *et al.* 2009).

Según Cerón *et al.* (2002), las concentraciones de nitratos altas en la Península de Yucatán, similares a ciudades con grandes urbanización e industrialización, está asociado con la dirección del viento proveniente desde el interior de la península hacia Puerto Morelos, mientras se producían fuegos forestales tierra adentro durante la estación seca.

Las características de la fuente de emisión y las trayectorias recorridas o el transporte de las masas de aire afectan la concentración de las especies químicas de las lluvias en una región específica (Dayan y Lamb, 2003). Los estudios de trayectorias inversas de las masas de aire en Norteamérica demostraron que, en gran medida, la precipitación ácida en Ontario central se debía a su paso sobre las termoeléctricas de los estados del oeste medio de los Estados Unidos, en especial Ohio e Indiana, los que emiten cantidades importantes de dióxido de azufre (Menz y Seip, 2004). En Puerto Rico, en el verano, el polvo del Sahara contribuye con una porción significativa de iones calcio, potasio y magnesio, mientras que durante los meses de invierno los frentes fríos transportan sulfatos y nitratos desde Norteamérica (Reyes-Rodríguez *et al.*, 2009).

De esta forma, el carácter transfronterizo de las lluvias ácidas establece la necesidad de implementar estrategias de gestión ambiental consensuadas entre todos los países.

Políticas de gestión ambiental

Los procesos de la contaminación del aire influyen a escalas local, regional y global, y viceversa; por ello, las tareas de gestión deben asumirse con un enfoque multiescalar. Estas actividades han alcanzado un desarrollo mayor a nivel local, sobre todo en los centros urbanos focalizados en la protección y el bienestar de los seres humanos. Entonces, se requiere contar con criterios de calidad del aire y normas para la emisión de contaminantes, así como con el desarrollo de estrategias para su implementación y control.

Las estrategias utilizadas dependen de las condiciones específicas de las ciudades y países donde se han aplicado; estas deben estar dirigidas, básicamente, a la eliminación o la reducción de las emisiones contaminantes, que es la única vía para disminuir la contaminación atmosférica. Por ello, deberá contarse con inventarios de emisiones de contaminantes para las fuentes fijas y móviles, y con tecnologías que propicien su abatimiento, de conjunto con la implementación de políticas de regulación directa, de incentivo económico, de gasto directo del Estado y persuasión con miras a reducir la contaminación. Otros elementos necesarios son los pronósticos meteorológicos, el monitoreo y la modelación de la calidad del aire.

Antes de 1970, las políticas de gestión de la calidad del aire solo estaban encaminadas en la preservación de la salud humana, pero después que se hicieron evidentes los efectos ecológicos perjudiciales de la lluvia ácida se enfocaron hacia la protección de la integridad de los ecosistemas naturales (Menz y Seip, 2004).

Esta problemática se incrementó durante las décadas de los sesenta y setenta del siglo XX, y dada su naturaleza transfronteriza, casi todos los países de

Europa, los Estados Unidos y Canadá suscribieron un *convenio* sobre la contaminación transfronteriza a largas distancias, en 1979, que entró en vigor el 16 de marzo de 1983. En 1999, en Gotemburgo, se emitió el *protocolo* para la disminución de la acidificación, la eutrofización y el ozono superficial, cuya implementación es difícil porque los costos del control de la contaminación, a menudo, corresponden a una jurisdicción, mientras que los beneficios de la reducción de las emisiones se observan en otras localidades.

El convenio y el protocolo, de conjunto, tuvieron un efecto positivo en la atenuación de la lluvia ácida en zonas de Europa y Norteamérica, puesto que generaron legislaciones con miras a la reducción de las emisiones de sus precursores (SO_2 y NO_x); en particular, resultó efectiva para el dióxido de azufre, por la introducción de tecnologías menos contaminantes en la industria y el transporte, y la aplicación de técnicas de depuración de emisiones más avanzadas (Menz y Seip, 2004). Por ejemplo, en los Estados Unidos, a nivel nacional, las emisiones de SO_2 disminuyeron en 33 % de 1973 a 1995, y declinaron marcadamente en casi todos los estados de 1991 a 1999 (Anderson *et al.*, 2006). Sin embargo, repercutieron de forma negativa en los países en vías de desarrollo porque los desarrollados han estado transfiriendo hacia estos países sus tecnologías obsoletas, más contaminantes, dado que los estándares ambientales, como la actividad de control de la contaminación son menos rigurosos.

Por otra parte, estas políticas de gestión no han sido capaces de disminuir de forma acentuada las emisiones de óxidos de nitrógeno en los países desarrollados —y aún menos en los subdesarrollados— emanadas principalmente de su combustión en los autos, puesto que el modo de vida en las grandes ciudades no ha cambiado y no estamos dispuestos a renunciar a ciertas comodidades. Por ejemplo, en los Estados Unidos, a nivel nacional, las emisiones de NO_x se incrementaron 14 % entre 1973 y 1995, mientras que de 1991 a 1999 solo disminuyeron en dos

estados, Nueva York y Pensilvania (Anderson *et al.*, 2006).

Estas políticas ambientales generaron un aumento en las organizaciones que realizan educación ambiental, los programas de monitoreo para la vigilancia de la calidad del aire, así como un incremento en las investigaciones sobre los efectos adversos de la deposición ácida sobre el medio ambiente y las medidas de mitigación que se han de implementar; por ejemplo, en los Estados Unidos se creó un programa nacional para la evaluación de las precipitaciones ácidas (Menz y Seip, 2004).

En Cuba, la contaminación del aire tiene sus causas en las deficiencias de la planificación de los asentamientos humanos e industrias, la utilización de tecnologías obsoletas en las actividades productivas y el transporte automotor. Además, en décadas pasadas, siguiendo una tendencia mundial, se utilizó la construcción de chimeneas altas en termoeléctricas e industrias, con el objetivo de dispersar las emisiones y resolver los problemas locales alejando la contaminación de las áreas urbanas. Pero no se eliminó la contaminación, sino que se le redistribuyó por todo el país; tampoco se erradicaron los problemas locales por la ubicación incorrecta de las fuentes con respecto al medio urbano (López, 2006).

Las primeras actividades en relación con la vigilancia de la calidad del aire estuvieron dirigidas por el Ministerio de Salud Pública (MINSAP), que instaló varias estaciones de muestreo en Ciudad de La Habana y otras provincias del país a partir de 1970. Desde 1976, el Centro de Contaminación y Química de la Atmósfera (CECONT), adscrito al Instituto de Meteorología, estableció el monitoreo de la contaminación del aire a nivel nacional, con un programa inicialmente ajustado a las indicaciones de la Red de Control de la Contaminación General Atmosférica (BAPMON) y guiado después por el Sistema de Vigilancia de la Atmósfera Global (VAG) de la Organización Meteorológica Mundial (OMM) (López, 2006).

Este programa ha estado centrado en el análisis químico de las precipitaciones, los aerosoles y algunos gases contaminantes (dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, sulfuro de hidrógeno). Todos los sitios de muestreo se ubicaron en estaciones meteorológicas por lo que, adicionalmente, se disponía de esta información. Esta red operó completa hasta los primeros años de la década de los noventa del siglo xx cuando debido a las dificultades económicas que experimentó el país, redujo su programa, tanto en el número de estaciones, como en la cantidad de contaminantes a monitorear y su frecuencia. A partir de 1994 se ha mantenido funcionando en una variante reducida (López, 2006).

En la legislación ambiental de Cuba se ha avanzado en la temática de atmósfera con la promulgación, en 1987, de la norma NC 39.1999 (antes NC 93-02-202:87), que estableció las concentraciones máximas admisibles *Cma* de sustancias nocivas del aire para las zonas habitables, los radios mínimos para las zonas de protección en torno a las empresas industriales y otras fuentes de contaminantes, y las alturas mínimas de chimeneas.

Sin embargo, en la tabla 1 puede observarse que existen discrepancias entre los promedios de tiempo utilizados para los compuestos NO_2 y SO_2 de la norma cubana y los recomendados en la guía de calidad de aire de la Organización Mundial de la Salud OMS (WHO, 2005). La norma cubana de calidad del aire es de 1987; por ello, se considera que debe actualizarse en relación con las concentraciones máximas admisibles y los promedios de tiempo, según los valores recomendados en la guía de la calidad del aire de la OMS de 2005, teniendo en cuenta las condiciones inherentes a Cuba, entre estas, las posibilidades tecnológicas y los costos.

Posteriormente, se instituyó la NC 111.2004, la cual tiene como finalidad establecer reglas para la vigilancia de la calidad del aire en asentamientos humanos. Esta norma establece un *índice de calidad ambiental* (ICA), que incluye las categorías *buena*, *aceptable*, *deficiente*, *mala*, *pésima* y *crítica*, y se de-

Tabla 1. Guía de calidad del aire de la OMS y norma de concentraciones máximas admisibles en Cuba para los compuestos NO_2 y SO_2

Compuesto	OMS		Cuba	
	Guía (mg/m^3)N	Promedios de tiempo	Norma (mg/m^3)N	Promedios de tiempo
NO_2	200	1 h	85	20 min
	-	-	40	24 h
	40	Anual	-	-
SO_2	500	10 min	500	20 min
	20	24 h	50	24 h

Fuente: WHO, 2005 y NC 39.1999.

termina utilizando como criterio el valor resultante del cociente de las concentraciones reales de cada contaminante principal (NO_2 , SO_2 , CO , O_3 , PST y PM_{10}) tomando como denominador la *Cma* correspondiente al período valorado, según la NC 39: 1999. Cuando se evalúan varios contaminantes principales en un mismo lugar para un período, la evaluación general del ICA corresponde al mayor de los subíndices determinados para cada contaminante.

En 1986 se fijaron regulaciones para las emisiones de sustancias nocivas por automóviles, tractores y máquinas agrícolas y de la construcción autopropulsadas (NC 93-02-214. 1986). A su vez, se reguló los límites de opacidad del humo (NC 93-02-215.1986). Además, en la NC 242.2004 se estableció una guía de datos tecnológicos para el inventario de emisiones de los contaminantes atmosféricos desde fuentes industriales estacionarias, mientras que la NC 55.2009 dictaminó las emisiones máximas admisibles de contaminantes a la atmósfera en fuentes fijas puntuales para las instalaciones generadoras de electricidad y vapor.

Se realizó un inventario de emisiones nacionales para el período 1990-2006, donde el SO_2 mostró una tendencia al crecimiento de las emisiones. La causa de esta tendencia es el incremento en la utilización de petróleo crudo nativo (con un contenido de azufre alto) en las industrias de la energía, manufactureras y de la construcción, sobre todo en relación con la producción de cemento (Valdés *et al.*, 2013).

La política energética de Cuba ha sido acrecentar la utilización de energías renovables, tales como la eólica y la solar, en lugares donde sea difícil implementar la energía eléctrica convencional y que, a su vez, sea factible dadas sus potencialidades de explotación. Asimismo, y de forma simultánea, se ha utilizado el crudo nacional, puesto que es una fuente de abastecimiento segura ante cualquier contingencia o problemas de mercado, considerando, tanto los elevados precios actuales del petróleo, como las dificultades de la Isla para acceder a muchos mercados y fuentes de financiamiento externos (López, 2006).

Estado actual en Cuba

En las figuras 1 y 2 puede observarse que de 1990 a 1994 existió una acidificación marcada de las lluvias en Cuba y se evidenció un incremento de la frecuencia de lluvias ácidas. Las causas potenciales principales fueron el incremento de precursores de ácidos y ácidos desde fuentes en el país, por el comienzo en la utilización de combustible con un contenido de azufre alto en las termoeléctricas y fábricas de cemento; el aumento en la quema de biomasa y la disminución en las precipitaciones de los compuestos químicos que neutralizan los acidificantes como consecuencia de la casi paralización de la actividad económica en Cuba durante ese período, en especial, la construcción, la agricultura y el transporte (López *et al.*, 1997; Cuesta, 1995).

Después de 1994 no existe un crecimiento o un decremento muy perceptible en la acidificación de las lluvias a escala regional ni en la frecuencia de las lluvias ácidas en Cuba (ver Figs. 1 y 2). Probablemente, debido a que después de ese año comenzó un proceso de recuperación gradual de la economía en el país, lo cual concuerda con los resultados de López (2012) que cuantificó tanto altas concentraciones de compuestos químicos neutralizantes como de acidificantes en las precipitaciones..

No obstante, la evaluación de la acidificación de las precipitaciones a escala regional en Cuba mostró

la persistencia de estaciones con una frecuencia de lluvias ácidas alta. La zona más afectada por este fenómeno fue Pinares de Mayarí, quizá por la influencia directa de las emisiones antropogénicas de la zona minero Moa-Nicaró y de la termoeléctrica Felton (Holguín), que es una de las que emite mayores concentraciones de SO_2 y NO_x (López, 2012) (Fig. 3).

En la figura 3 puede observarse que Casablanca, Palo Seco y Gran Piedra fueron otras estaciones con más de 50 % de afectación por lluvias ácidas. La estación de Casablanca se encuentra ubicada en las inmediaciones de la bahía de la ciudad de La Habana; puede recibir, principalmente en horas de calma y de la noche, la influencia de las emisiones por la quema de combustible fósil de la refinería Níco López y la termoeléctrica de Talla Piedra. La causa principal de acidificación de las lluvias en la estación rural de Gran Piedra podría deberse a la influencia de las emisiones antropogénicas de Moa-Nicaró. En el caso de Palo Seco, una estación con características rurales, los valores ácidos pueden ser una consecuencia de los aportes de partículas desde los suelos ácidos, típicos de la zona.

Conclusiones

Para la caracterización de la acidificación de las precipitaciones no es suficiente el análisis del pH, sino que esta información deberá complementarse con el análisis de los componentes químicos principales que contribuyen a los procesos de acidificación y neutralización en las precipitaciones.

Se recomienda realizar el monitoreo sistemático de la composición química de las precipitaciones, con la finalidad de aportar información para preservar la integridad natural de los ecosistemas.

Las variables meteorológicas desempeñan un papel fundamental en la distribución espacial de las emisiones desde sus fuentes y en su propagación a corta, media y larga distancias, lo cual afecta la composición química de las precipitaciones de una región específica.

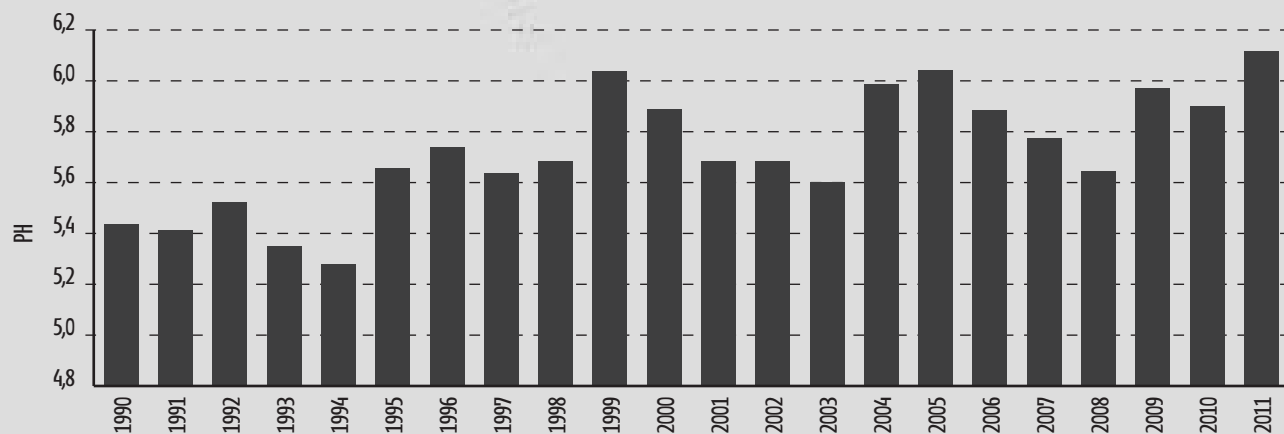


Fig. 1 Valores del pH anual del agua de lluvia en Cuba (período 1990-2011).

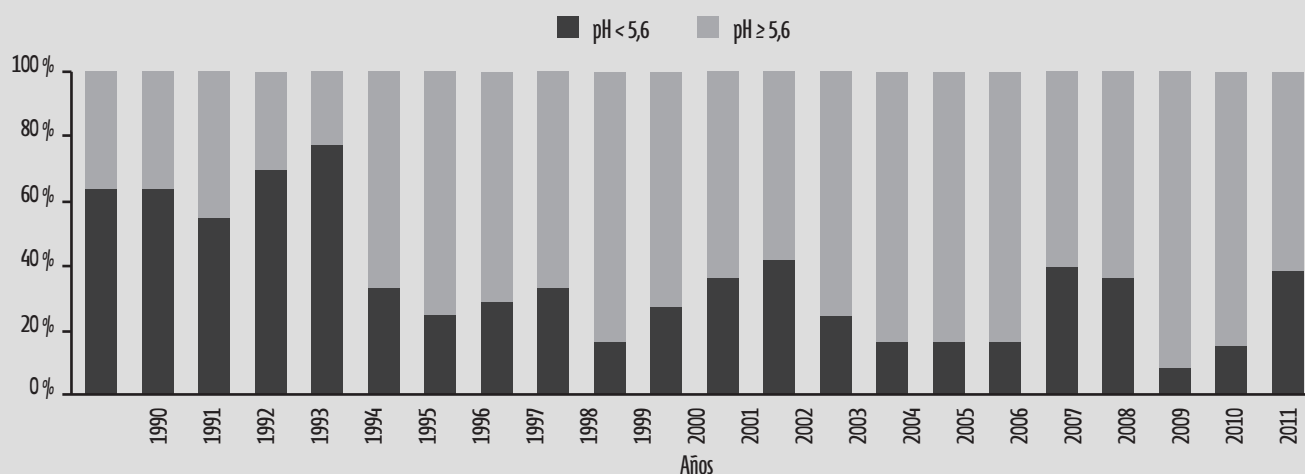


Fig. 2 Frecuencia anual de lluvias clasificadas como ácidas ($pH < 5,6$) y no ácidas ($pH \geq 5,6$) en Cuba (período 1990-2011).

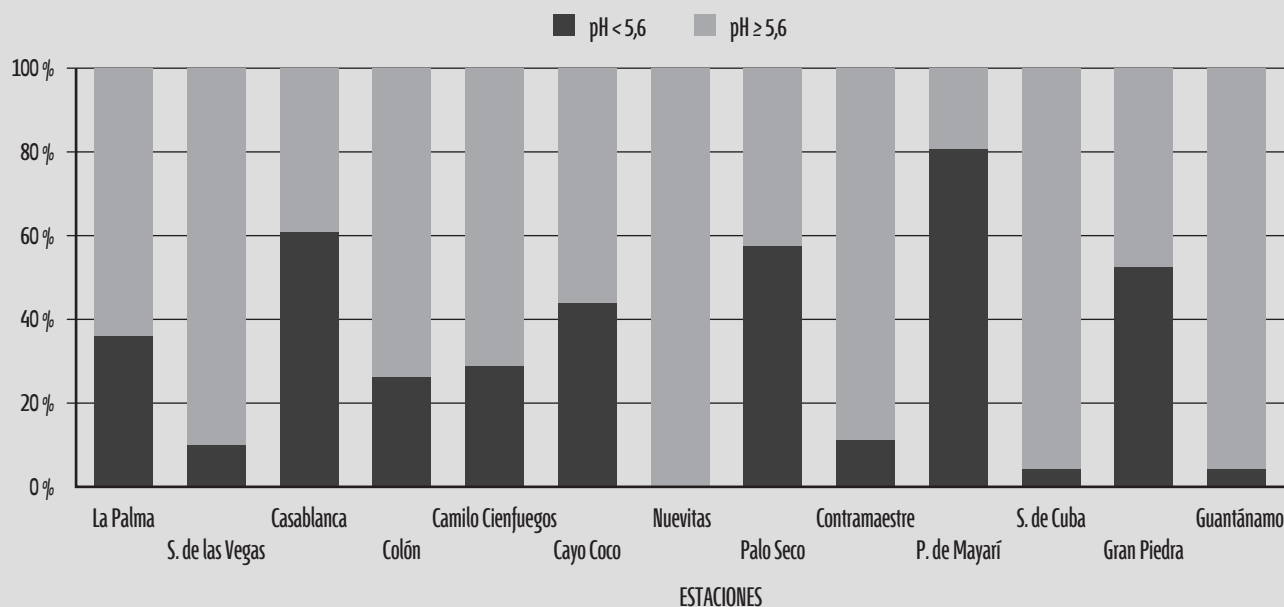


Fig. 3 Frecuencia de lluvias clasificadas como ácidas ($pH < 5,6$) y no ácidas ($pH \geq 5,6$) a escala regional en Cuba (período 1990-2011).

En Cuba, la aplicación de técnicas de abatimiento de las emisiones de SO₂ constituye la medida principal con vistas a disminuir las emisiones de los precursores ácidos.

Durante el período 1990–2011 no se evidenció una tendencia (positiva o negativa) marcada para el pH ni para la frecuencia de lluvias ácidas a nivel regional en Cuba, aunque persisten localidades que, a menudo, son afectadas por este fenómeno; por ejemplo, Pinares de Mayarí, Casablanca, Palo Seco y Gran Piedra.

Referencias bibliográficas

- ACOELHO, C. H., FRANCISCO, J. G., NOGUEIRA, R. F. P. & CAMPOS, M. L. A. M. 2008. Dissolved organic carbon in rainwater from areas heavily impacted by sugar cane burning. *Atmospheric Environment* 42, 7115–7121.
- COLLAZO, A. 2011. Análisis de la contaminación transfronteriza y local de contaminantes gaseosos precursores de la depositación ácida húmeda y formación de ozono en Cuba. Tesis para optar al grado de magíster en: gestión y planificación ambiental.
- FORNARO, A. & GUTZ, I. 2003. Wet deposition and related atmospheric chemistry in the São Paulo metropolis, Brazil: Part 2 – contribution of formic and acetic acids. *Atmospheric Environment*, 37, 117–123.
- GALLOWAY, J. N., LIKENS, G. E. & E, H. M. 1984. Acid precipitation: natural versus anthropogenic components. *Science*, 226, 829–831.
- LÓPEZ, R. 2012. Componentes iónicos de la lluvia, fuentes de emisión y condiciones meteorológicas estacionales en Cuba. *Revista cubana de meteorología*, 18, 59–75.
- LOŮE –PILOT, M. D., MARTIN, J. M. & MORELLI, J. 1986. Influence of Saharan dust on the rain acidity and atmospheric input on the Mediterranean. *Nature*, 321, 427–428.
- MEDHA, S., MOMIN, G., RAO, P. S., SAFAI, P. & ALI, K. 2002. Chemical composition of rainwater around an industrial region in Mumbai. *Current Science*, 82, 33–42.
- MPHEPYA, J. N., PIENAAR, J. J., GALY-LACAUX, C., HELD, G. & TURNER, C. R. 2004. Precipitation Chemistry in Semi-Arid Areas of Southern Africa: A Case Study of a Rural and an Industrial Site. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 47, 1–24.
- OKUDA, T., IWASE, T., UEDA, H., SUDA, Y., TANAKA, S., DOKIYA, Y., FUSHIMI, K. & HOSOE, M. 2005. Long-term trend of chemical constituents in precipitation in Tokyo metropolitan area, Japan, from 1990 to 2002. *Science of the Total Environment* 339, 127–141.
- PEÑA, R., GARCÍA, S., HERRERO, C., LOSADA, M., VÁZQUEZ, A. & LUCAS, T. 2002. Organic acids and aldehydes in rainwater in a northwest region of Spain. *Atmospheric Environment*, 36, 5277–5288.
- SANHUEZA, E., ALFONSO, Y. & SANTANA, M. 2003. Compuestos orgánicos volátiles en la atmósfera de la Gran Sabana. II: HCHO, HCOOH y CH₃COOH en lluvias. *Interciencia* 28, 29–35.
- SANHUEZA, E., FIGUEROA, L. & HERMOSO, M. 1996. Atmospheric formic acetic acids in Venezuela. *Atmospheric Environment*, 30, 1861–1873.
- SANHUEZA, E., HOLZINGER, R., DONOSO, L., SANTANA, M., FERNÁNDEZ, E. & ROMERO, J. 2001. Compuestos orgánicos volátiles en la atmósfera de la Gran Sabana I: Concentraciones y química atmosférica. *Interciencia*, 26, 597–605.
- SEINFELD, J. H. & PANDIS, S. N. 2006. Wet deposition in Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change: from air pollution to climate change.
- TANG, A., ZHUANG, G., WANG, Y., YUANA, H. & SUNA, Y. 2005. The chemistry of precipitation and its relation to aerosol in Beijing. *Atmospheric Environment*, 39, 3397–3406.
- TIWARI, S., KULSHRESTHAB, U. & PADMANABHAMURTYC, B. 2007. Monsoon rain chemistry and source apportionment using receptor modeling in and around National Capital Region (NCR) of Delhi, India. *Atmospheric Environment*, 41, 5595 – 5604.