

Paul A. Van Damme, Mabel Maldonado, Marc Pouilly y Carolina R.C. Doria (dir.)

Aguas del Iténez o Guaporé
Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional (Bolivia y Brasil)

IRD Éditions

Deforestación e inundaciones en la cuenca del río Iténez como indicadores de la contaminación por mercurio

Desmatamento e dinâmica de inundações na bacia do rio Iténez como indicadores da contaminação por do mercúrio

Deforestation and flood dynamics in the iténez river basin as Landscape indicators for mercury pollution

Alex Ovando Leyton

DOI: 10.4000/books.irdeditions.18528
Editor: IRD Éditions, Edición Impresa
Lugar de edición: IRD Éditions, Edición Impresa
Año de edición: 2013
Publicación en OpenEdition Books: 27 noviembre 2018
Colección: D'Amérique latine
ISBN electrónico: 9782709925372



<http://books.openedition.org>

Referencia electrónica

LEYTON, Alex Ovando. *Deforestación e inundaciones en la cuenca del río Iténez como indicadores de la contaminación por mercurio* In: *Aguas del Iténez o Guaporé: Recursos hidrobiológicos de un patrimonio binacional (Bolivia y Brasil)* [en línea]. Marseille: IRD Éditions, 2013 (generado el 07 janvier 2020). Disponible en Internet: <<http://books.openedition.org/irdeditions/18528>>. ISBN: 9782709925372. DOI: 10.4000/books.irdeditions.18528.

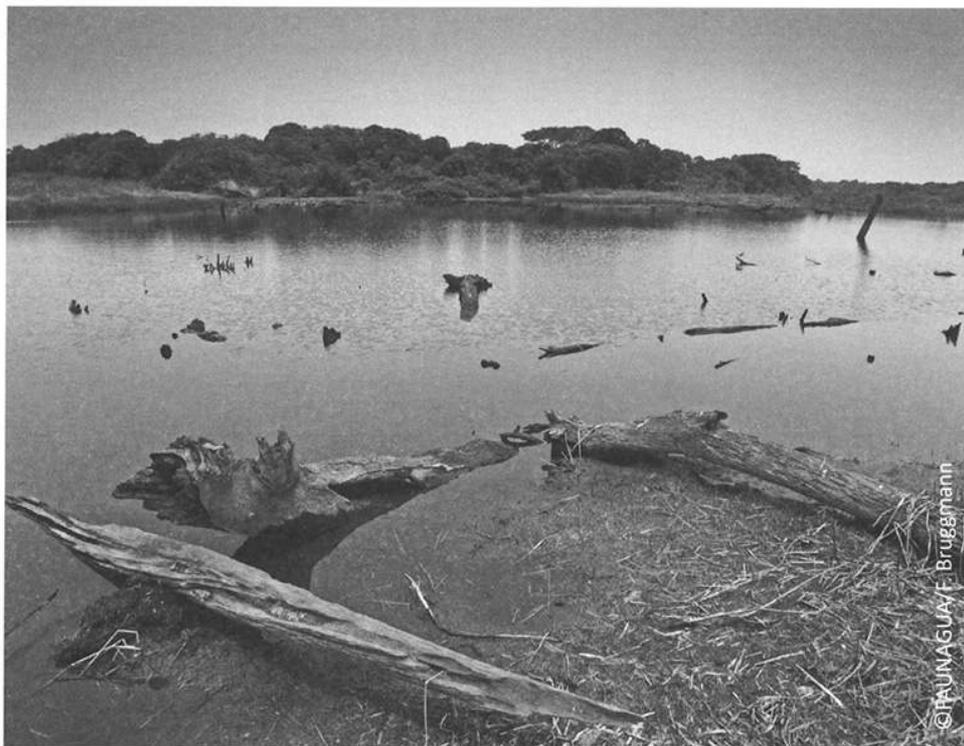
Este documento fue generado automáticamente el 7 enero 2020. Está derivado de una digitalización por un reconocimiento óptico de caracteres.

Deforestación e inundaciones en la cuenca del río Iténez como indicadores de la contaminación por mercurio

Desmatamento e dinâmica de inundações na bacia do rio Iténez como indicadores da contaminação por do mercúrio

Deforestation and flood dynamics in the iténez river basin as Landscape indicators for mercury pollution

Alex Ovando Leyton



INTRODUCCIÓN

- 1 Los ciclos globales y regionales del mercurio son por demás complejos. Se han realizado grandes esfuerzos en busca de su comprensión desde la década de los 70, cuando se empezó a tomar conciencia de la problemática de la contaminación generada por este elemento. En la región amazónica, debido a una combinación de diversos factores ambientales y antropogénicos, la contaminación por mercurio puede representar un serio riesgo para el ecosistema (Roulet & Grimaldi, 2001).
- 2 Debido a su volatilidad, la movilización del mercurio en la atmósfera está gobernada por los flujos continentales y locales de masas de aire y humedad. Es así que, a lo largo de los tiempos geológicos, el mercurio atmosférico ha alcanzado los suelos amazónicos ya sea por deposición seca (lluvia ácida) o favorecido por las precipitaciones tropicales (deposición húmeda). Una parte de este mercurio es re-emitido a la atmósfera en forma gaseosa mientras otra fracción es acumulada en los suelos, constituyéndose estos en un reservorio natural de mercurio en la región amazónica (Roulet & Grimaldi, 2001).
- 3 Este ciclo, que viene ocurriendo desde hace millones de años, está siendo alterado por las actividades antrópicas que generan un incremento en las emisiones atmosféricas de mercurio y por el incontrolado proceso de deforestación que va dejando a los suelos sin cobertura vegetal natural, favoreciendo la movilización y transformación del mismo, representando así un serio problema de integridad ecológica en los sistemas acuáticos como también para los seres humanos (Roulet & Grimaldi, 2001).

- 4 Hoy en día existen certeras evidencias de contaminación mercurial en los ecosistemas amazónicos. Varios estudios se han llevado a cabo y sus hallazgos merecen atención: altos niveles de mercurio han sido detectados en agua, sedimentos, peces y seres humanos (Malm *et al.*, 1995; Akagi *et al.*, 1995; Ikingura & Akagi, 1999; Artaxo *et al.*, 2000; Guimaraes *et al.*, 2000; Roulet *et al.*, 2000; Jennings, 2000; Cordeiro *et al.*, 2002; Lacerda *et al.*, 2004; Almeida *et al.*, 2005; Acha *et al.*, 2005; Farella *et al.*, 2007). Estos hallazgos indican que tanto ecosistemas como seres humanos en la región amazónica se encuentran en riesgo una vez que el mercurio, en su forma orgánica, está presente en las cadenas tróficas. Diversos investigadores han enfocado sus esfuerzos en comprender los complejos aspectos del ciclo del mercurio. Algunos autores se enfocaron en identificar y reportar las principales fuentes y niveles de mercurio en una determinada región, concernientes a la actividad minera y otras fuentes (Malm *et al.*, 1995; Artaxo *et al.*, 2000; Jennings, 2000). La relación entre las descargas de mercurio en los flujos sedimentarios también despertó la atención de muchos investigadores; de acuerdo a ellos, los procesos de deforestación y quema de bosques pueden ser considerados como una importante fuente de mercurio y están íntimamente relacionados con la transformación bioquímica del mercurio (Cordeiro *et al.*, 2002; Lacerda *et al.*, 2004; Almeida *et al.*, 2005; Farella *et al.*, 2007). Otros estudios describen la compleja especiación y transformación bio-geo-química del mercurio desde su estado inorgánico hasta metilmercurio en ecosistemas acuáticos (Akagi *et al.*, 1995; Ikingura & Akagi, 1999; Guimaraes *et al.*, 2000; Roulet *et al.*, 2000; Acha *et al.*, 2005).
- 5 El ciclo del mercurio se debe entender como el resultado de procesos que actúan a dos escalas principales: global y regional. La primera está relacionada con la distribución global del mercurio, a nivel del planeta. Esa escala contempla las relaciones entre el mercurio liberado hacia la atmosfera y luego captado por los océanos, suelos, agua dulce y biota. La segunda integra los flujos locales y regionales en cada bioma (Rice *et al.*, 1997). Al igual que otros elementos en la naturaleza, el mercurio se moviliza a través de diferentes compartimentos (atmósfera, suelo y agua) en razón a sus propiedades físico-químicas, cambiando de forma durante estos procesos. El movimiento y distribución del mercurio en la naturaleza puede ser descrito de manera confiable solamente en términos generales, ello significa que no todos los procesos de este metal están estudiados y descritos en detalle (Rice *et al.*, 1997).
- 6 Existen algunas particularidades en la región amazónica concernientes a los procesos que generan la contaminación por el mercurio. En una primera instancia, los bosques húmedos y las lluvias tropicales han favorecido la deposición de mercurio a lo largo de millones de años; esta es la razón por la cual los suelos ferralíticos, abundantes en la Amazonia, presentan naturalmente un contenido elevado de mercurio, con valores de hasta diez veces mayores que en otras zonas boreales templadas (Roulet & Grimaldi, 2001). Segundo, las características medio ambientales actuales de la Amazonia, como la alta tasa de descomposición de la vegetación, transporte de detritos y el ciclo de carbono, favorecen los procesos de transformación (mediante la metilación) y bioacumulación del mercurio (Roulet *et al.*, 2000). Muchos procesos biogeoquímicos toman lugar en las llanuras de inundación ampliamente desarrolladas a lo largo de los ríos amazónicos y en particular en Bolivia (Martinez & Toan, 2007), que se vuelven importantes sitios de metilación. Guimaraes *et al.* (2006), luego de comparar la capacidad de metilación de mercurio entre sedimentos superficiales y raíces de

macrófitas, hallaron mayor metilación en la última unidad, ampliamente distribuida en las zonas inundadas.

- 7 De acuerdo a Cordeiro *et al.* (2002), la creciente conversión de ecosistemas naturales a tierras agrícolas o pastoriles es un componente esencial de los cambios medioambientales globales, particularmente en la Amazonia donde la quema de bosques tropicales es una práctica común y periódica. Cuando la cobertura vegetal natural es removida debido a cambios de uso del suelo, el mercurio y otros metales presentes son arrastrados por el escurrimiento superficial a manera de sedimentos en suspensión y depositados en los planos de inundación (Roulet *et al.*, 2000). Eso ocurre de tal forma que existe una relación directa entre los cambios de uso de suelo y la distribución de mercurio en los mismos. En este aspecto, Almeida *et al.* (2005) compararon la concentración de mercurio entre suelos bajo diferentes modalidades de uso: bosque primario, bosque recién talado, parcelas bajo manejo silvicultural establecida después de 4 años de la remoción del bosque original y una parcela de pastos de 5 años. Las más altas concentraciones fueron encontradas en suelos de bosque primario, en un rango de 128 ng g⁻¹ en el horizonte superficial a 150 ng g⁻¹ a 60 cm de profundidad; la menor concentración se encontró en suelos de pasturas reportando concentraciones de 60 ng g⁻¹ en horizontes superiores y 135 ng g⁻¹ a 60 cm de profundidad. Estos resultados demuestran que la intervención de bosques primarios deriva en la movilización de mercurio hacia el sistema de ríos.
- 8 En la complicada tarea de entender los procesos de contaminación por el mercurio, es necesario integrar diversos enfoques metodológicos para comprender las dinámicas inherentes en los diferentes pasos que el mercurio sigue desde su entrada a los ecosistemas, su movilización y transformación/metilación hasta la entrada en las cadenas tróficas y finalmente el ser humano.
- 9 El presente estudio parte de la hipótesis de que la deposición de mercurio en ambientes acuáticos está íntimamente ligada a la liberación, transporte y deposición de sedimentos, proceso que además se encuentra influenciado por la conversión de bosques a tierras de pastoreo o tierras agrícolas. Inicialmente presentamos una caracterización de la cuenca del río Iténez en base a indicadores de paisaje como deforestación, cambio de uso de suelo y dinámica de inundación, a fin de inferir donde se encuentran los sitios con mayor riesgo de contaminación por mercurio. Como forma de validación del enfoque planteado se aplicó un modelo de Tasa de Entrega de Sedimentos (Hillslope Sediment Delivery Ratio, HSDR) para simular la dinámica de transporte y deposición de sedimentos en un conjunto de subcuencas en la confluencia del río Iténez con el río Paraguá y se realizaron mediciones de mercurio total en sitios presentando un gradiente de tiempo de residencia de partículas de sedimento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Indicadores del paisaje en la cuenca del río Iténez: cobertura de bosque, deforestación y dinámica de la inundación

- 10 Para la caracterización de la cuenca del río Iténez en términos de cobertura de bosque, deforestación y dinámica de inundación, se considera una subdivisión de la misma en 12 subcuencas correspondientes a los principales tributarios (Fig. 1).

- 11 La identificación de la deforestación como principal indicador del paisaje relacionado a la movilización de mercurio (Gerger *et al.*, 2002) se realizó mediante la detección del cambio en el uso del suelo obtenida en base a datos de sensores remotos Landsat TM, Julio de 1986 y CBERS CCD de Junio a Agosto de 2007. Además, los productos MODIS, Vegetation Continuous Fields (VCF) (Hansen *et al.*, 2003) y Vegetative Cover Conversion (VCC) (Carroll *et al.*, 2006) permitieron caracterizar la cuenca del río Iténez en función a dos indicadores de paisaje:
- Porcentaje de cobertura boscosa, en base a las imágenes MODIS de la colección VCF del año 2005; la cobertura boscosa de la cuenca fue en diferentes clases de% de cobertura de bosque (<10%, 20%, 30%, 40%, 50%, 60%, 70%, >70%). Los porcentajes elevados significan que la superficie está principalmente cubierta por bosques, contrariamente a los valores bajos que señalan áreas con poca o nula cobertura de bosque (zonas deforestadas o sabanas).
 - Índice de conversión de unidades de vegetación, en base a la información de las imágenes MODIS colección VCC, que identifican las áreas que han sufrido cambio de cobertura vegetal entre 2001 y 2005, debido principalmente a la habilitación de tierras para el uso agrícola o pastoril.
- 12 El mapa de llanuras de inundación ha sido generado en base a una reclasificación y agrupación por subcuencas del mapa de llanuras de inundación de la cuenca del Iténez realizado por Martínez & Le Toan (2007). El método aplicado permite identificar las superficies susceptibles a inundación y las unidades de vegetación estrechamente relacionadas a ellos ya que las ondas radar atraviesan la vegetación detectando agua bajo el dosel del bosque y otras unidades. Se basa en el tratamiento y análisis multitemporal (periodo Octubre 1995 a Julio 1996) de imágenes radar (Japanese Earth Resources Satellite - JERS) con una resolución de 100m, cuyos pixeles representan una clase de vegetación combinada con la temporalidad de las inundaciones (Martínez *et al.*, 2003, Martínez & Le Toan, 2007).

Zonas de riesgo de contaminación por mercurio en la cuenca del río Iténez

- 13 Para la identificación de las zonas con mayor riesgo de deposición y transformación de mercurio a nivel de la cuenca del río Iténez, se realizó una evaluación espacial multicriterio (Spatial Multi

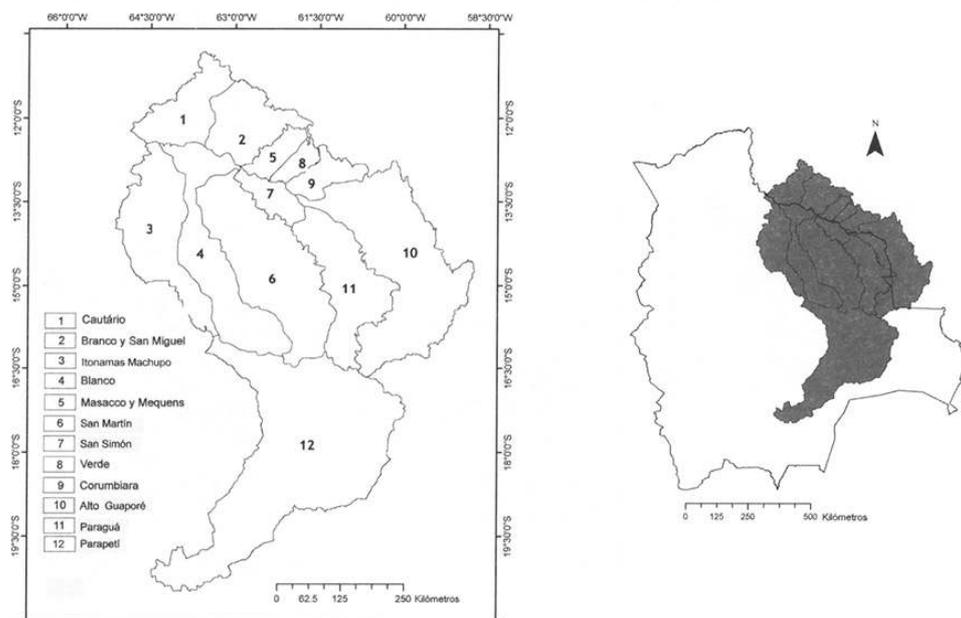


Figura 1. CUENCA DEL RÍO ITÉNEZ, Y SUBCUENCAS CONSIDERADAS EN EL PRESENTE ESTUDIO.

- 14 Criterias Evaluation SMCE – software ILWIS 3.6) tomando en consideración las características del paisaje como cobertura bosque, deforestación y dinámica de inundaciones. Para ello se asume que las zonas de riesgo de contaminación por mercurio son aquellas áreas que potencialmente reciben mayor carga sedimentaria, cumpliendo para ello las siguientes condiciones: a) son susceptibles a inundaciones temporales o permanentes; b) se encuentran en subcuencas con altos grados de conversión de vegetación; c) se encuentran en subcuencas con poca cobertura de bosques.
- 15 Mapas de cobertura de bosque y conversión de vegetación con valores medios para cada subcuenca (generados a partir de productos MODIS VCF-VCC y el mapa de llanuras de inundación de Martínez & Le Toan, 2007) constituyen los insumos para el análisis espacial multi-criterio con los que se construye un árbol de criterios en el que la deforestación y cobertura de bosques actúan como factores determinantes en la contaminación por mercurio y las áreas no inundables como limitantes. Asimismo se estandarizan los valores de los mapas de entrada re-asignando valores a los mapas de cobertura, conversión de vegetación e inundaciones. El resultado de la evaluación SMCE arroja un mapa con un rango de valores entre 0 y 1, donde el valor máximo 1 significa alto riesgo de deposición y transformación de mercurio y 0 significa riesgo nulo.
- 16 Para la identificación de las zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio en el área de implementación del modelo de arrastre de sedimentos, se incluye en el análisis, además de los mapas de deforestación e inundaciones, mapas de tiempo de residencia de partículas de sedimento (limo y arcilla).

Modelo de arrastre de sedimentos: área de estudio

- 17 Se seleccionó un área para implementar el modelo de arrastre de sedimentos HSDR a fin de contrastar la respuesta de cuenca en términos de patrones de movilización de sedimentos para diferentes años (1986 y 2007) y evidenciar la influencia de la

deforestación en estos procesos. Esta área comprende la subcuenca Corumbiara y porciones de las subcuencas San Simón, Alto Guaporé, y se encuentra entre las confluencias de los ríos Iténez-Paraguá e Iténez-Corumbiara (Fig. 2). En este tramo del río Iténez se reportaron elevadas concentraciones de mercurio en sólidos suspendidos (Guzman & Pouilly, 2007); las subcuencas en la porción brasilera tienen altos grados de deforestación (Corumbiara y Pimenteiras) y existen tributarios que drenan áreas con actividad minera (arroyos Cachuela y Colorado).

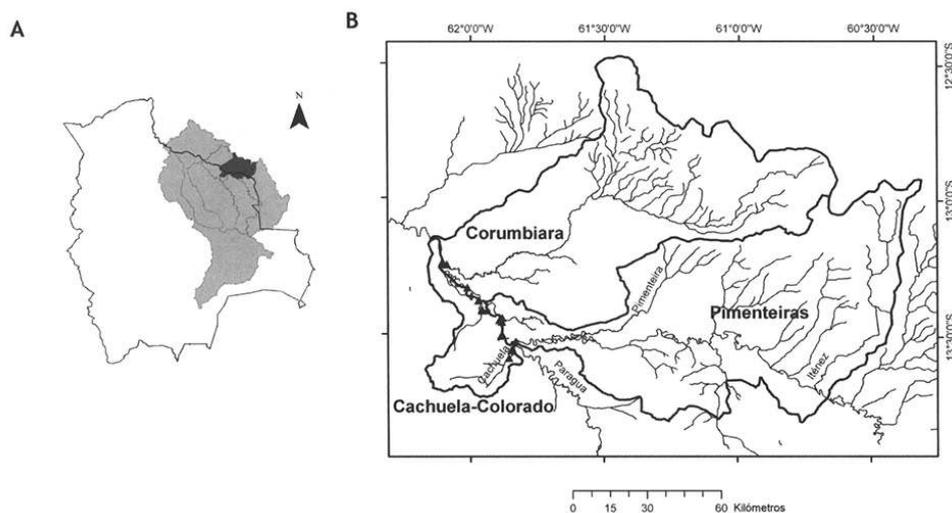


FIGURA 2. Cuenca y subcuencas del río Iténez (A) y localización del área de estudio. Los puntos negros indican sitios de muestreo (B).

Implementación del modelo de arrastre de sedimentos

- 18 El modelo HSDR brinda la posibilidad de modelar la respuesta de la cuenca a diversas condiciones de factores antropogénicos y naturales ligados a la movilización, transporte, deposición y transformación de mercurio. Se basa en la abstracción de la cuenca en dos compartimentos de almacenamiento: i) las laderas y ii) la red de canales (Lu *et al.*, 2006). El transporte de sedimentos de las pendientes hacia la red de canales está en función del tiempo y se expresa como $yh(t)$, la relación lineal entre $yh(t)$ y la correspondiente capacidad de almacenamiento en las pendientes se expresa como:

$$\frac{Sh(t)}{th} = E - yh \quad (1)$$

- 19 Donde: E = ritmo de erosión (masa área^{-1} tiempo $^{-1}$); $Sh(t)$ = cantidad de sedimento almacenado en las pendientes (masa área^{-1}); th = tiempo de residencia de los sedimentos en las pendientes (s). La relación complementaria entre la producción de sedimento “ Y ” con el aporte de la red de canales se expresa como:

$$\frac{Sn(t)}{tn} = yh - Y \quad (2)$$

- 20 Donde: $Sn(t)$ = cantidad de sedimento almacenado en la red de canales [masa área^{-1}]; tn = tiempo de residencia de los sedimentos en los canales (s). Soluciones analíticas para

las ecuaciones previas fueron derivadas por Lu (2003). En ellas, el tiempo de residencia tanto en canales como en pendientes viene a ser el factor gobernante en la capacidad de transporte de sedimento en una cuenca, entonces la expresión final de la relación entre la producción de sedimento y la tasa de erosión Y/E o SDR es:

$$SDR = \frac{t_n}{t_n - t_h} * \{1 - \exp(-\frac{t_{er}}{t_n})\} - \frac{t_h}{t_n - t_h} \{1 - \exp(-\frac{t_{er}}{t_h})\}$$

$$t_h \geq 0 \quad t_n \neq t_h \quad (3)$$

21 Una vez que el sedimento es cargado y transportado por escurrimiento superficial o flujo en canales, el tiempo de residencia para las partículas de sedimento es estimado en base al tiempo de viaje del agua, de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

$$22 \quad T_h = t_{hw} F_h \quad (4)$$

$$23 \quad t_n = t_{nw} F_n \quad (5)$$

24 Donde: t_{hw} = tiempo de viaje a través de las pendientes; t_{nw} = tiempo de viaje en la red de canales; F_h y F_n son las funciones de alargamiento gobernadas por el tamaño de la partícula de sedimento, siendo:

$$25 \quad F_h = \exp[\gamma_h W_t(\theta)] \quad (6)$$

$$26 \quad F_n = \exp[\gamma_n W_t(\theta)] \quad (7)$$

27 Donde: $W_t(\theta)$ es la velocidad de sedimentación de las partículas con diámetro θ en una columna de agua; \square_h e \square_n son parámetros inversos relativos a la profundidad del agua en la que $\square_h = hh^{-1}$; $\square_n = hn^{-1}$, hh y hn son profundidades de flujo a través de las pendientes y canales respectivamente. En el presente estudio una relación directa entre la sedimentación de arcilla y limo y la presencia de mercurio es asumida, ya que este último está normalmente adsorbido a las partículas más finas de sedimentos (Roulet & Grimaldi, 2001).

28 Para la implementación del modelo inicialmente se llevó a cabo un proceso de optimización del DEM con el objeto de corregir la influencia de la vegetación en los valores de elevación, método propuesto por de Ruy ver (2004). Los parámetros obtenidos a partir del procesamiento del DEM junto a otros resultantes de la identificación de indicadores de paisaje, permitieron el cálculo del tiempo de viaje de las partículas de agua (Fig. 3) y posteriormente los tiempos de residencia de las partículas de sedimento (limo y arcilla).

29 El cálculo del tiempo de viaje del agua contempló dos componentes: velocidad y distancia, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$V_h = \frac{i_e L^{0.4} s^{0.5}}{n^{0.6}} \quad (8)$$

30 Donde: V_h = velocidad del agua; i_e = tasa de exceso de lluvia; L = distancia a lo largo del camino de flujo; s = pendiente decimal; n = coeficiente de rugosidad de Manning.

31 Los parámetros L y s fueron obtenidos a partir del DEM, el coeficiente de rugosidad n a partir de información de cobertura y uso del suelo obtenidos de una clasificación supervisada de imágenes

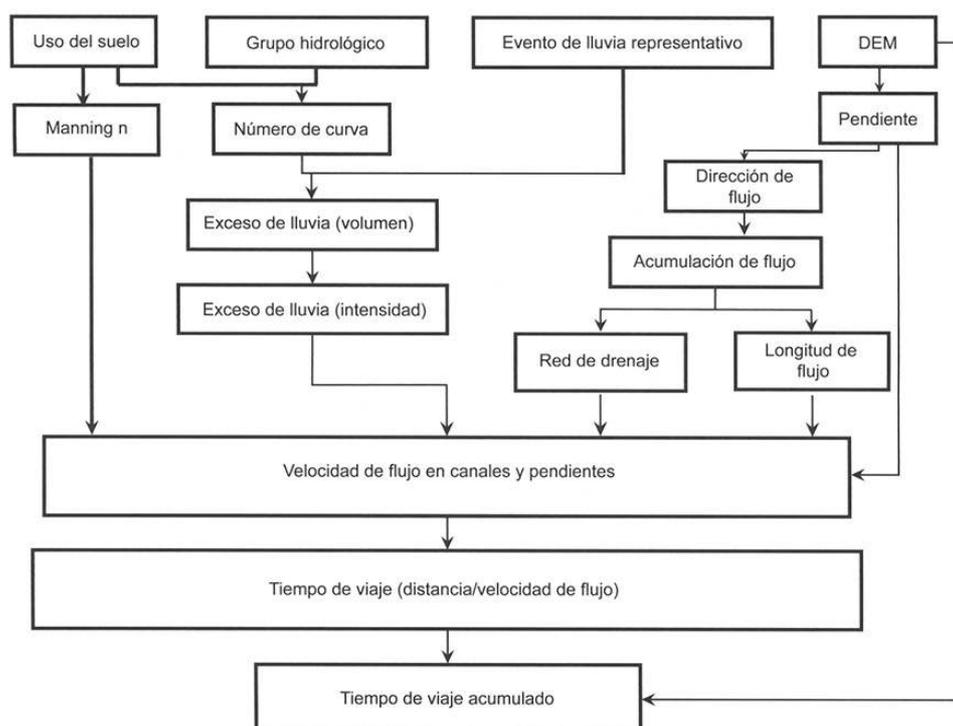


FIGURA 3. Diagrama de flujo para el cálculo del tiempo de viaje, adaptado de Lu *et al.* (2003).

32 Landsat y CBERS.

33 Para el cálculo de la tasa de exceso total de lluvia i_e , se calculó la cantidad de lluvia que genera escurrimiento superficial mediante el método del Servicio de Conservación de Suelos (SCS, 1972) con el apoyo de mapas temáticos de conductividad hidráulica y drenaje de suelos de la región amazónica (Cochrane *et al.*, 1980). Asimismo se asignaron valores de profundidad de lluvia efectiva de acuerdo a Zhang (1999). El tiempo de residencia de las partículas se calculó en base a valores tabulados de velocidades de sedimentación para limo y arcilla, para diámetros de 50 - 100 μ y 2 μ respectivamente (Saavedra *et al.*, 2005).

Mediciones de concentraciones de mercurio total

34 Se realizaron mediciones de la concentración de mercurio total en suelos de unidades inundables. La estrategia de muestreo fue diseñada de acuerdo a una primera identificación de las posibles fuentes de contaminación siguiendo el protocolo propuesto por Techlaw (2007), considerando la recolección de muestras de suelo en transectos transversales a los canales de drenaje. Cada transecto es localizado antes y después de la confluencia de los ríos principales y pequeños tributarios en el área de estudio (Fig. 4).

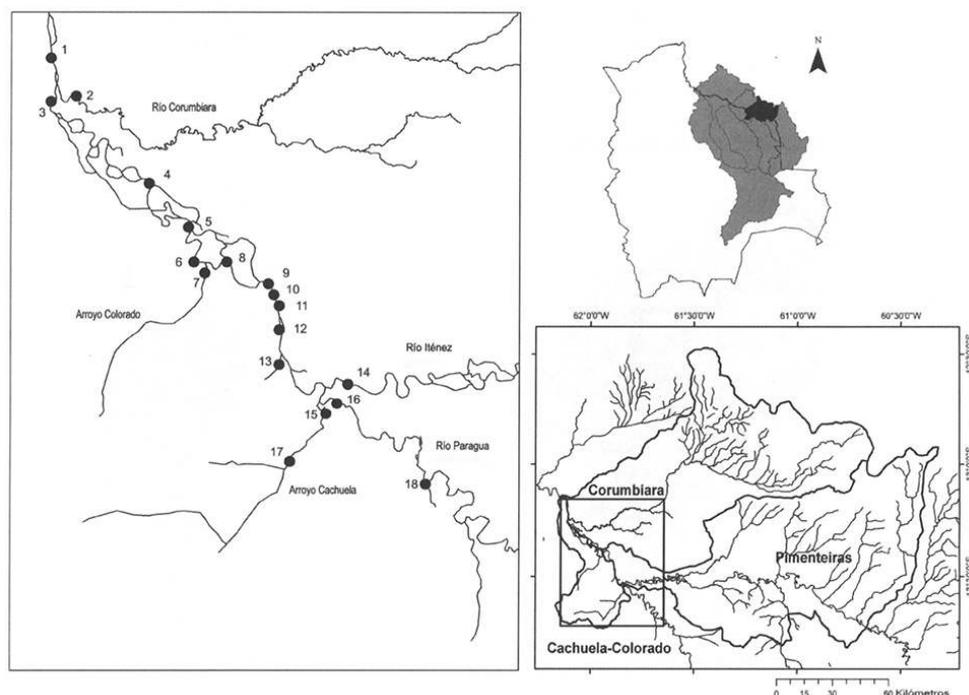


Figura 4. LOCALIZACIÓN DE LOS SITIOS DE MUESTREO DE SUELOS EN EL ÁREA DE ESTUDIO EN LA CUENCA DEL RÍO ITÉNEZ

RESULTADOS

Indicadores de paisaje en la cuenca del río Iténez: Cobertura de bosque y deforestación

- 35 La cobertura boscosa es variable al interior de la cuenca del río Iténez (Fig. 5 y 6). La porción central de la cuenca, conformada por porciones medias de las subcuencas San Martín, Blanco, San Simón y Paraguá, presenta mayor superficie continua con valores altos de cobertura de bosque. La subcuenca del Parapetí, en la porción sur de la cuenca, muestra en general valores menores y se distinguen zonas con cobertura de bosque menor al 10% que corresponden a zonas agrícolas del departamento de Santa Cruz. Porciones bajas de la subcuenca Itonamas Machupo coinciden con las llanuras de inundación del Beni y presentan también valores muy bajos de cobertura de bosques. Las subcuencas del lado brasilero presentan valores bajos de cobertura de bosque, principalmente la zona alta de la subcuenca Alto Guaporé. La distribución de valores de cobertura en cada una de las subcuencas consideradas nos permite identificar particularidades interesantes: los valores más altos se reportan para las subcuencas San Simón y San Martín que tienen el 80% y 70% de su superficie con cobertura de bosque mayor al 70% respectivamente; por otro lado las subcuencas Corumbiara y Alto Guaporé muestran valores entre el 11% y 14% de superficie con cobertura de bosque menor al 10% (Fig. 6).
- 36 Si bien mediante los productos MODIS VCF pueden identificarse las zonas con mayor o menor cobertura de bosque tanto en la cuenca como en las diferentes subcuencas, estos valores no indican explícitamente si existió deforestación. Los productos MODIS VCC nos permiten identificar los sitios en los cuales se produjeron alteraciones en la

cobertura vegetal (deforestación). Tenemos que las subcuencas que presentan mayor porcentaje de deforestación son en general las subcuencas del lado brasilero: Alto Guaporé, Verde Massaco Mequens, Branco, San Miguel y Cautário (Fig. 7).

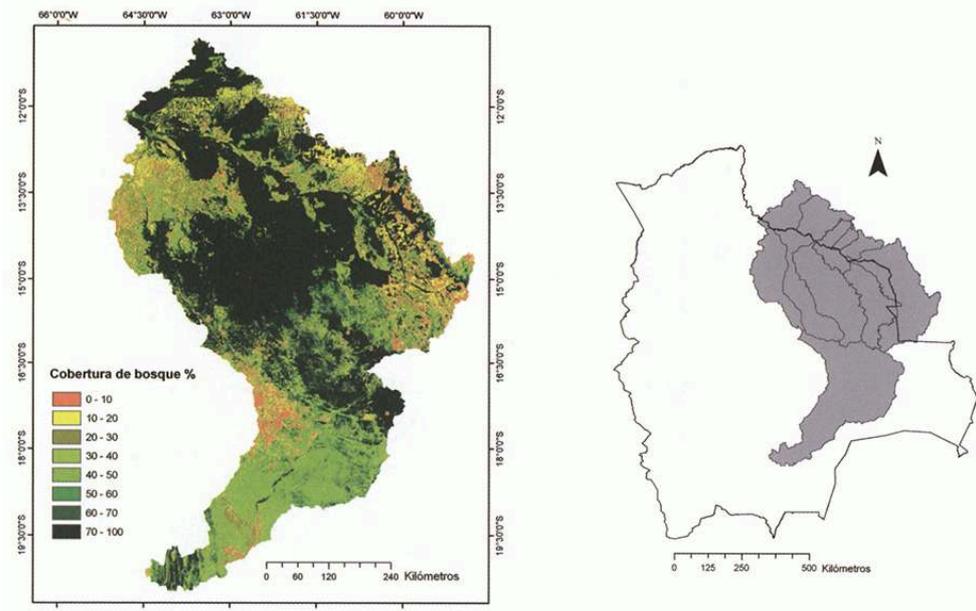


FIGURA 5. Porcentaje de cobertura bosque en la cuenca del río Iténez, generado a partir de productos MODIS-VCF. (Hansen et al., 2003).

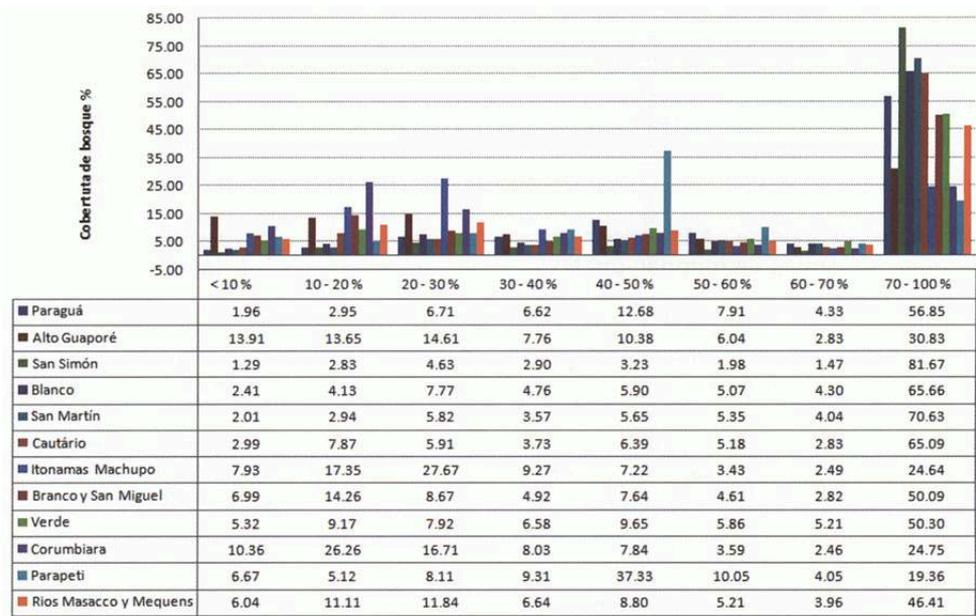


FIGURA 6. Resumen de porcentaje de cobertura de bosque por subcuencas de la cuenca Iténez a partir de productos MODIS-VCF (Hansen et al., 2003).

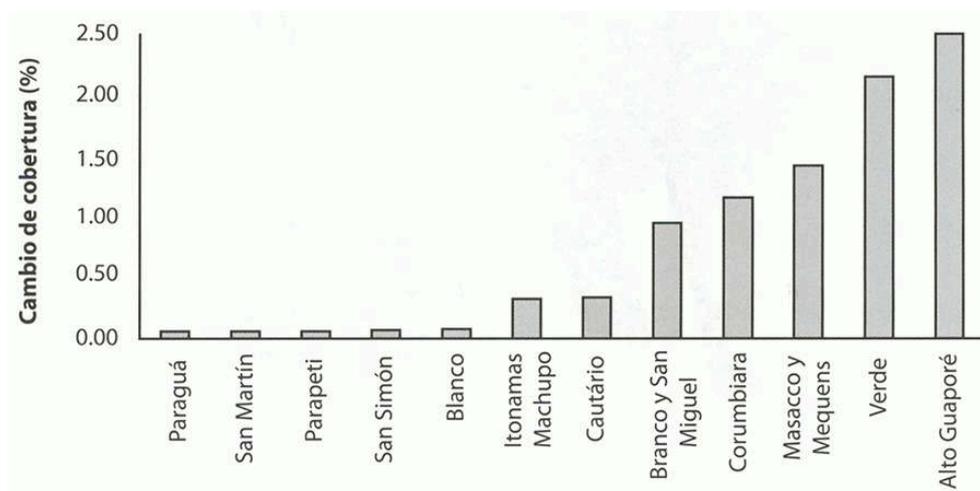


FIGURA 7. Porcentaje de terreno de cada subcuenca afectado por cambio de cobertura vegetal en el periodo 2001-2005. En base a productos MODIS-VCC (Carroll et al., 2006)

Indicadores de paisaje en la cuenca del río Iténez: dinámica de inundaciones

- 37 Las zonas susceptibles, temporal o permanentemente, a inundaciones representan una superficie considerable en la cuenca (60 000 km², cerca del 20% del total de la cuenca). Se encuentran principalmente en la confluencia del río Iténez con diferentes tributarios, distinguiéndose las zonas bajas de las subcuencas de los ríos Itonamas, Blanco, Masacco, Mequens, Corumbiara y Pimenteirias, donde existen extensas unidades de bosques o sabanas inundables; la parte baja de la subcuenca Itonamas-Machupo corresponde a las llanuras del departamento del Beni (Fig. 8). Cada subcuenca presenta características particulares en cuanto a la superficie susceptible a inundación (Fig. 9). Las subcuencas San Simón, Masacco-Mequens, Corumbiara, río Verde y Guaporé tienen los porcentajes más elevados de superficie inundable.

Zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio

- 38 De manera inicial, teniendo como insumos los mapas de cobertura de bosque MODIS VCF, conversión de vegetación MODIS VCC y dinámica de inundaciones, pueden identificarse las zonas que presentan riesgos de contaminación por mercurio. Estas zonas corresponden a unidades de vegetación susceptibles a inundaciones y a la recepción de carga sedimentaria de las porciones altas y medias de las respectivas subcuencas. Las zonas de alto riesgo se encuentran principalmente a lo largo del río Iténez en la subcuenca Alto Guaporé y salidas de las subcuencas, Corumbiara, Verde, Masacco Mequens, San Simón, Branco, San Miguel, Cautáριο. Zonas con riesgo moderado, pero más extensas, se encuentran en áreas inundables de los ríos Itonamas, Machupo, Blanco, San Martín y Paraguá (Fig. 10 y 11).

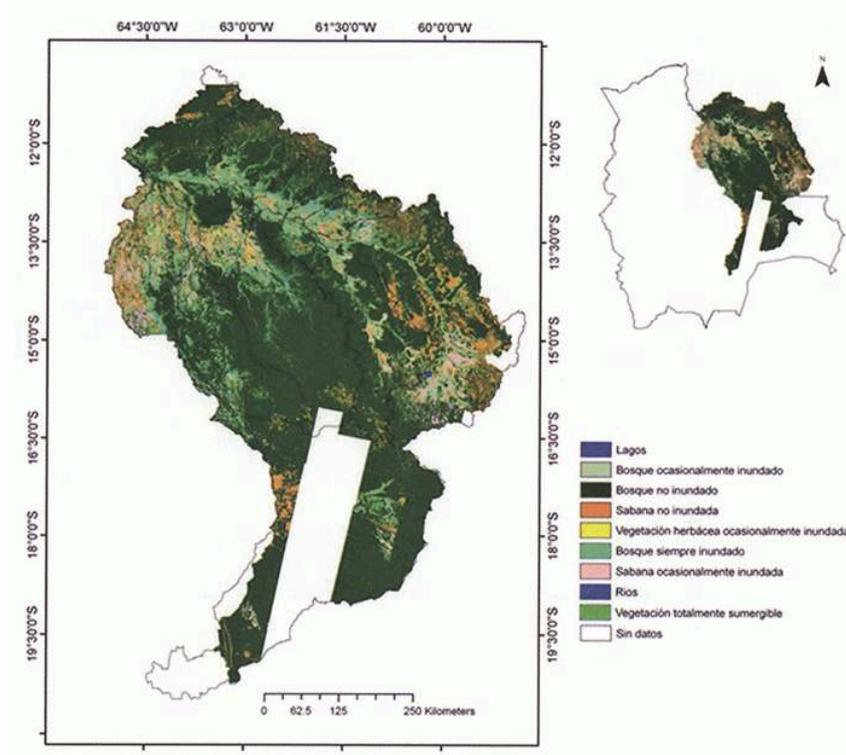


FIGURA 8. Mapa de la cuenca del río Iténez clasificada en unidades de terreno (asociación entre tipo de vegetación y temporalidad de inundaciones) a partir de imágenes J-ERS (Martínez & Le Toan, 2007).

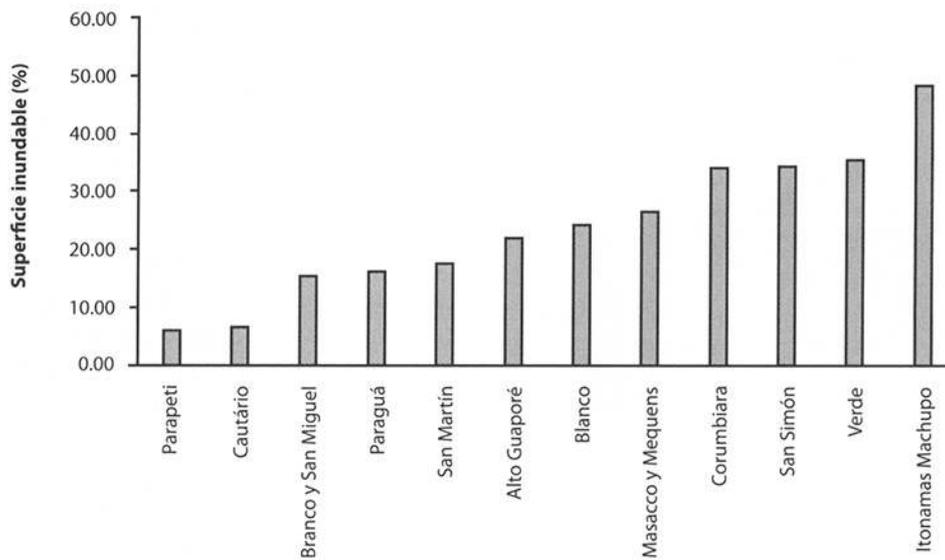


Figura 9. PORCENTAJE DE SUPERFICIE INUNDABLE POR SUBCUENCA.

39 El presente análisis espacial permite inferir de manera preliminar los sitios potenciales de deposición y transformación de mercurio considerando la cobertura de bosque, la conversión de vegetación y la dinámica de inundaciones. Sin embargo, es necesario considerar otros procesos involucrados para lograr mayor precisión. Al implementar el modelo de arrastre de sedimentos se da un paso importante al incluir elementos relacionados a la movilización y deposición de sedimentos. El modelo se implementó en

un área que incluye la subcuenca Corumbiara y áreas de aporte de pequeños tributarios como Cachuela, Colorado (subcuenca San Simón) y el río Pimenteiras (porción baja de la subcuenca Alto Guaporé).

Deforestación en área de estudio

- 40 La influencia antrópica es bastante evidente en el área de estudio (Fig. 12). La variación del uso de los suelos en las subcuencas entre los años 1986 y 2007 sugiere una directa alteración de las características de paisaje. La conversión de bosques a campos agrícolas o de pastoreo es el cambio más notorio. De acuerdo a las características del paisaje a lo largo de las subcuencas en el área de estudio, las subcuencas Pimenteiras y Corumbiara presentan la mayor conversión a tierras agrícolas y pérdida de cobertura boscosa. En la subcuenca Cachuela-Colorado (territorio boliviano), los cambios de uso de suelo son menos contrastantes.

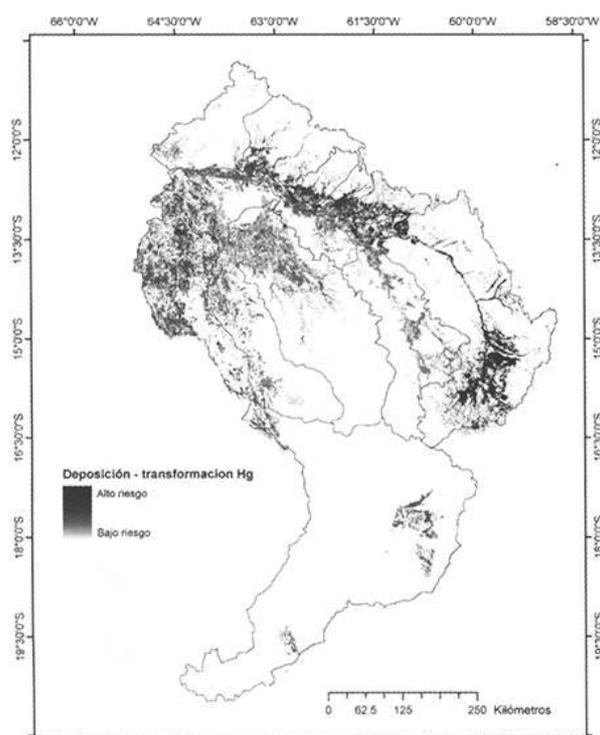


Figura 10. ZONAS DE RIESGO DE DEPOSICIÓN Y TRANSFORMACIÓN DE MERCURIO EN LA CUENCA DEL RÍO ITÉNEZ

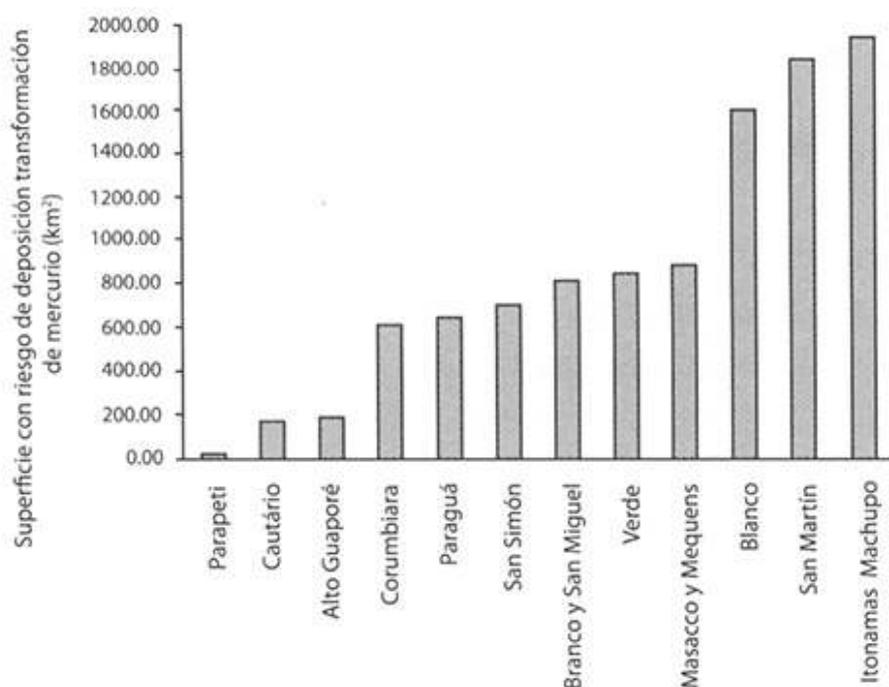


FIGURA 11. Superficie (km²) con riesgo de deposición y transformación de mercurio por subcuenca.

Patrones de deposición de sedimentos

- 41 El modelo de tasa de entrega de sedimentos (HSDR) brinda la posibilidad de modelar la respuesta de la cuenca a diversas condiciones de factores antropogénicos y naturales ligados a la movilización, transporte y deposición de mercurio. Es así, que se identifica una relación inversa entre la distancia a la red de drenaje y los valores de tiempo de residencia de las partículas (Fig. 13). Asimismo, en la red de drenaje (ríos), el rango de tiempo de residencia para las partículas de arcilla se aproxima al tiempo de residencia de las partículas de agua 13-1 300 (s), lo que deriva en una poca probabilidad de deposición de estas ya que tienden a ser transportadas como sedimentos en suspensión aguas abajo. Las partículas de limo presentan mayor probabilidad de depositarse ya que los valores de tiempo de residencia son mayores 24-2 215 (s). En relación a los cambios de uso de suelo, la variación de los tiempos de residencia de las partículas en el periodo 1986-2007 es más importante en las áreas deforestadas de las subcuencas Pimenteiras y Corumbiara (Fig. 13).
- 42 En zonas con una reducción más marcada del promedio de tiempo de residencia de las partículas para el periodo 1986 - 2007, los sedimentos tienden a moverse más rápidamente. En general se observa esta tendencia en las tres subcuencas pero es mucho más evidente en la subcuencas Corumbiara y Pimenteiras donde la conversión de bosques ha sido más intensa.

Relación entre unidades de vegetación-inundación y tiempos de residencia

- 43 La deposición y transformación de mercurio está influenciada por factores geológicos, edáficos, vegetación y la dinámica de inundaciones. La influencia de este último factor puede ser evaluada por comparación y sobreposición de los mapas de dinámica de inundaciones y del tiempo de residencia de las partículas. El primero representa las condiciones medio ambientales para la transformación de mercurio y el último la probable distribución de mercurio adherido a partículas de sedimento. Las unidades que conocen un periodo de inundación (vegetación totalmente sumergible, bosque inundable y bosque ocasionalmente inundable) presentan altos valores de tiempo de residencia; mientras que las unidades menos susceptibles a inundaciones (sabanas) presentan valores menores (Fig. 14).

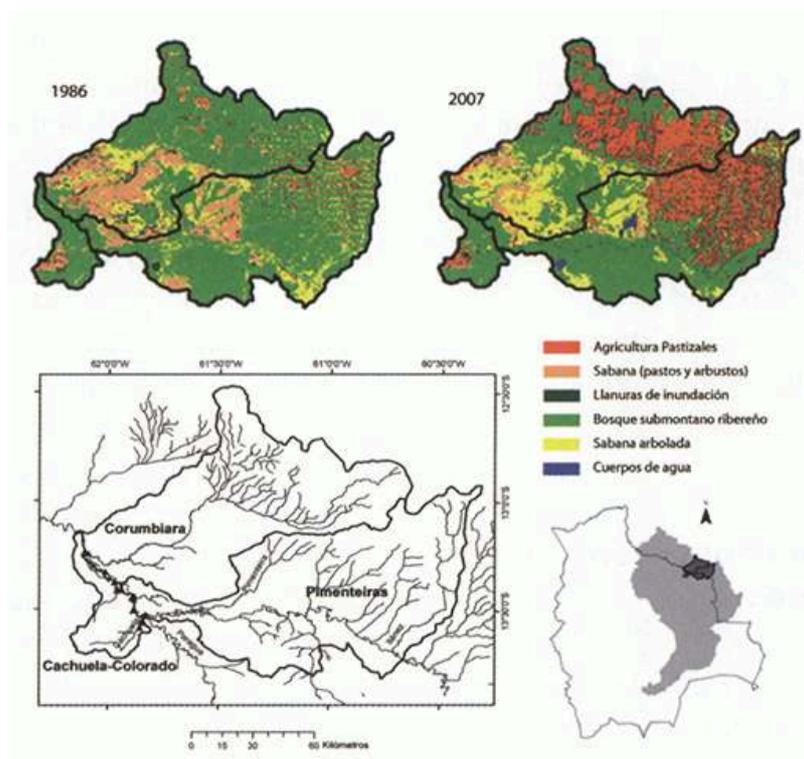


Figura 12. CAMBIO DE USO DE SUELO ENTRE 1986 Y 2007 EN TRES SUBCUENCAS DE LA CUENCA ITÉNEZ: CACHUELA-COLORADO (BOLIVIA), CORUMBIARA Y PIMENTEIRAS (BRASIL)

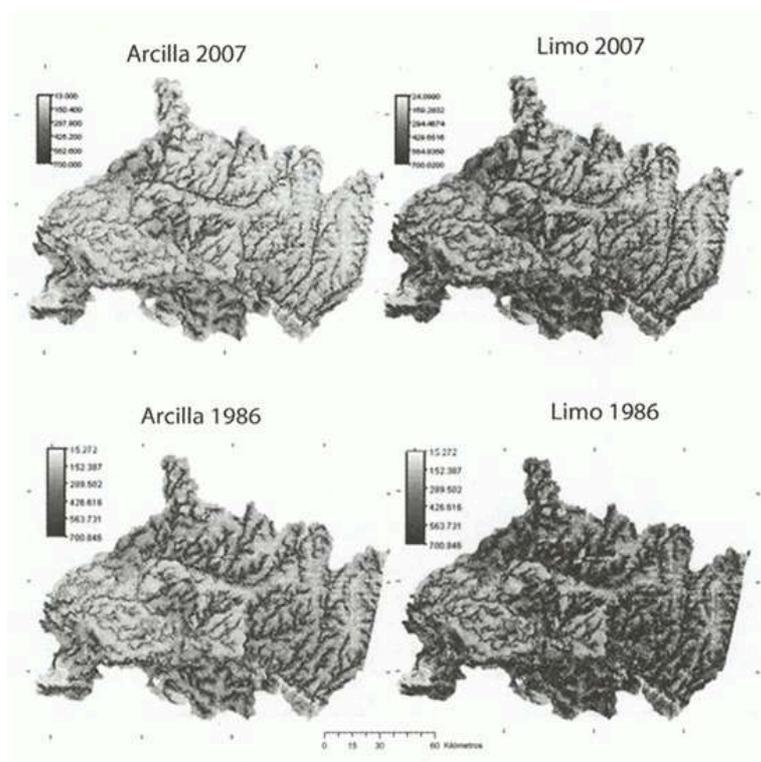


Figura 13. VARIACIÓN DE LOS TIEMPOS DE RESIDENCIA DE PARTÍCULAS DE ARCILLA Y LIMO EN LAS SUBCUENCAS CACHUELA-COLORADO, CORUMBIARA Y PIMENTEIRAS ENTRE 1986 Y 2007 (CUENCA ITÉNEZ, BOLIVIA-BRASIL). EL VALOR DE CADA PIXEL REPRESENTA EL TIEMPO (EN SEGUNDOS) QUE UNA PARTÍCULA DE LIMO O ARCILLA TARDA EN ATRAVESAR UNA CELDA DE 90X90 METROS.

Zonas potenciales de deposición – transformación de mercurio

- 44 En este punto, además de considerar la deforestación y la dinámica de inundaciones como indicadores de la contaminación mercurial, se incluyen otros elementos en la evaluación multi-criterio SMCE: a) el tiempo de residencia de las partículas de sedimento (limo y arcilla) y b) la distancia a zonas con actividad minera (auríferas). En tal sentido, las zonas potenciales de deposición y transformación del mercurio (Fig. 15) son aquellas donde el tiempo de residencia es alto (alta probabilidad de deposición de sedimentos), existen las condiciones favorables para los procesos de metilación (poca profundidad, vegetación acuática) y potencialmente reciben aporte sedimentario de zonas deforestadas.
- 45 Se trata de una zonificación en la cual se toman más elementos en consideración y potencialmente puede complementarse con la zonificación empleada para toda la cuenca (acápito 3.1.3. - figura 10) lográndose una mejor identificación de las áreas con riesgo de deposición y transformación de mercurio (Fig. 15).

Concentraciones de mercurio

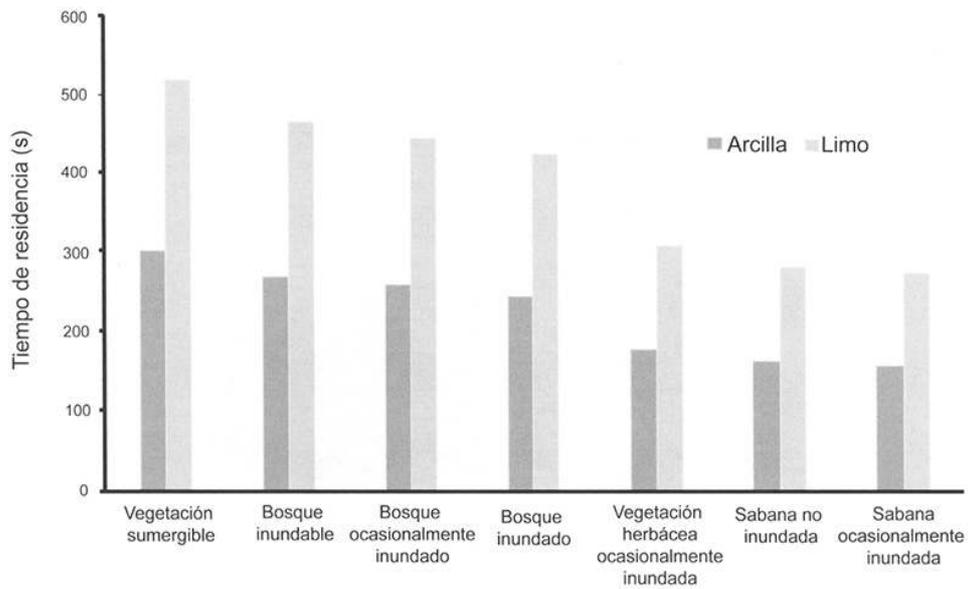


Figura 14. PROMEDIO PONDERADO DE TIEMPO DE RESIDENCIA (S) DE PARTÍCULAS DE LIMO Y ARCILLA EN DIFERENTES UNIDADES DE VEGETACIÓN-INUNDACIÓN.

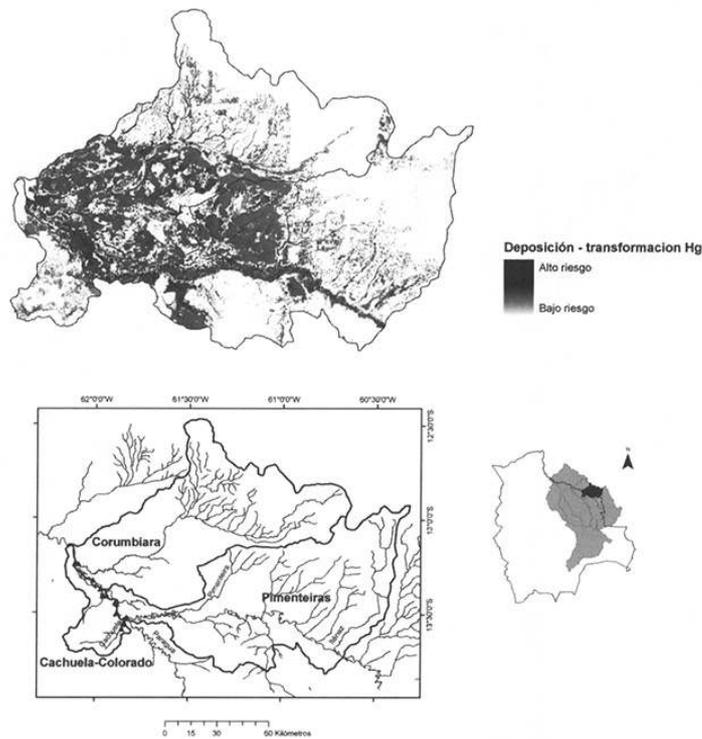


FIGURA 15. Zonas potenciales de deposición de mercurio en las subcuencas Pimenteiras, Corumbiara (Brasil) y Cachuela Colorado (Bolivia). Las zonas más oscuras representan las áreas con mayor potenciales de deposición y transformación de mercurio.

- 46 Los resultados de concentración de mercurio en 78 muestras de suelos recabadas en los sitios de muestreo (Fig. 16) muestran mayores valores en sitios con altos valores de tiempo de residencia de las partículas de sedimento (Fig. 15). Se trata de sitios

susceptibles a inundaciones, correspondientes a bahías o meandros del río Iténez y tributarios. Se observa que en los sitios inmediatos a la desembocadura de los tributarios Cachuela Colorado y Corumbiara los valores de concentración se incrementan, pudiendo interpretarse como contribución de las minas situadas en las partes altas de los tributarios de Cachuela - Colorado, y de la deforestación en el caso del río Corumbiara. Se encuentran rangos amplios de concentraciones de mercurio en algunos sitios, observándose gran variabilidad y una compleja distribución espacial de este elemento. Existe una correlación exponencial significativa ($r^2=0.59$, $p=0.001$) entre la media del tiempo de residencia de las partículas y la concentración de mercurio. Cifras que apuntan hacia la confiabilidad del método propuesto para la identificación de sitios potenciales de deposición de mercurio tomando en cuenta el tiempo de residencia de las partículas de sedimento (Fig. 17).

DISCUSIÓN

- 47 La implementación del modelo de arrastre de sedimentos HSDR permitió verificar que la deforestación deriva en una modificación de los patrones espaciales de movilización de los sedimentos al interior de la cuenca; ello da validez a la consideración de la deforestación como un indicador del paisaje vinculado a la movilización y transporte de mercurio. La relación encontrada entre los tiempos de residencia de las partículas de sedimento y las unidades de vegetación-inundación apunta a que en estos sitios la deposición del mercurio se ve favorecida y a la vez se encuentran las condiciones ambientales más propicias para los procesos de mediación.

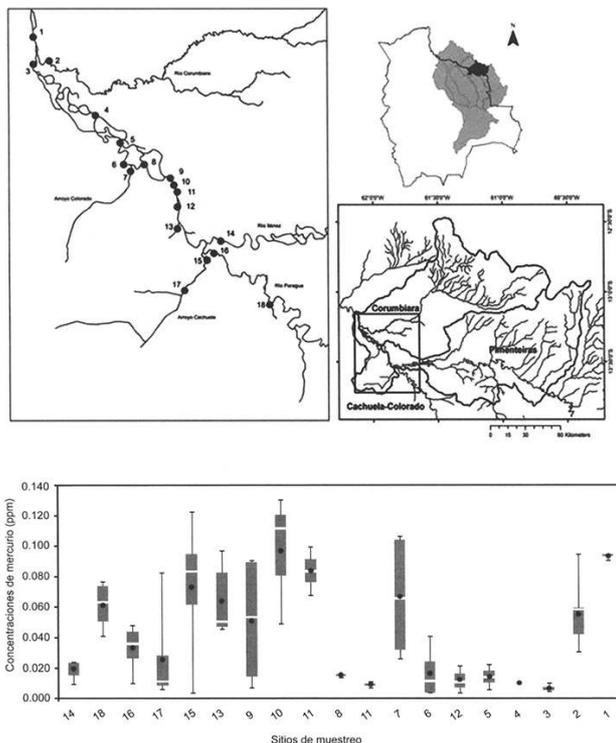


Figura 16. CONCENTRACIONES DE MERCURIO (PPM) PARA LOS DIFERENTES SITIOS DE MUESTRO EN LA ZONA DE ESTUDIO

- 48 A fin de identificar las zonas potenciales de deposición y transformación de mercurio, dos principales condiciones fueron asumidas 1) la deposición de sedimentos y consecuentemente de mercurio es una función directa del tiempo de residencia de las partículas; 2) los procesos de mediación de mercurio ocurren bajo condiciones específicas del medio (unidades de terreno inundadas con intensa actividad microbiana). En lo que concierne a la primera condición, existen ecuaciones matemáticas que permiten calcular la velocidad de sedimentación de diferentes partículas (Durst *et al.*, 1984); los resultados del análisis de suelos del presente estudio muestran esta tendencia. En lo que se refiere a la segunda condición, la relación entre las concentraciones de mercurio en sedimentos suspendidos y la influencia con las unidades de terreno inundadas ha sido evidenciado por Guimaraes *et al.* (2000), Roulet *et al.* (2000 a y b) y Roulet & Grimaldi (2001). En el presente estudio se muestra que las unidades susceptibles a inundaciones tienden a reportar valores de tiempo de residencia de las partículas de suelo más elevados, sin embargo, no se cuantifican ni analizan los procesos de metilación al interior de estas zonas.

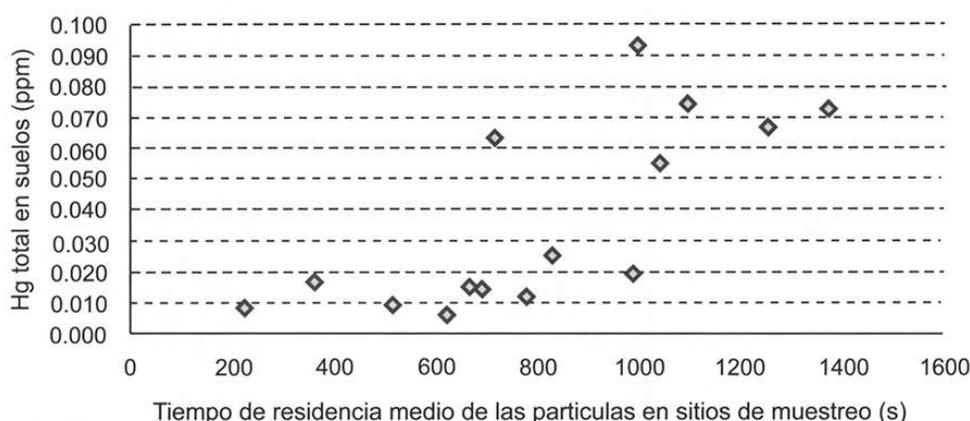


Figura 17. CORRELACIÓN ENTRE TIEMPO DE RESIDENCIA DE LAS PARTÍCULAS DE SUELO (S) Y CONCENTRACIÓN DE MERCURIO (PPM) EN SITIOS DE MUESTREO.

- 49 Herrmann *et al.* (2009) estudiaron los patrones de dispersión de mercurio en los suelos de la subcuenca Corumbiara encontrando altas concentraciones de mercurio total en la cuenca alta (una media de 0.100 ppm para Latosoles; 0.088 ppm para Argisoles y 0.112 ppm para Neosoles), en la que predominan unidades de terreno susceptibles a movilización de sedimentos como efecto de actividades humanas; asimismo reportan que los suelos deposicionales, principalmente de la cuenca baja, presentan concentraciones menores (una media de 0.032 ppm en Gleisoles y 0.063 ppm para Neosoles flúvicos). El rango de valores obtenido en el presente estudio es de 0.003 – 0.113 ppm con una media de 0.036 ppm, que se encuentra dentro del rango de valores medios reportados por Herrmann *et al.* (2009) para las zonas deposicionales (0.032 – 0.063 ppm). Pese a ello, los altos valores reportados en esta investigación tanto en suelos de llanuras de inundación a lo largo del río Iténez como de algunos tributarios (Fig. 16) nos muestran que es necesario desarrollar estrategias de validación en diferentes escalas y con mayor densidad de sitios de muestreo a fin de comprobar la viabilidad y precisión del método propuesto.
- 50 Caracterizar la cuenca en términos de distribución espacial de indicadores del paisaje ligados a la movilización, transporte y transformación de mercurio puede considerarse una aproximación inicial para identificar áreas vulnerables a la contaminación

mercurial. Estrategias de monitoreo más detalladas y desarrolladas deberán centrarse en dos aspectos: a) los procesos concernientes a la producción y movilización de sedimentos cargados de mercurio, y b) los procesos involucrados en la deposición y transformación del mismo. Ambos enfoques deben ser integrados y complementados entre sí para un entendimiento completo de la problemática.

AGRADECIMIENTOS

- 51 El trabajo fue enmarcado en un proyecto de investigación del Instituto Francés para el Desarrollo (IRD) apoyado por Fondo Mundial para la Naturaleza (WWFBolivia). Agradecemos sinceramente la contribución de Marc Pouilly y Jean Michel Martínez (IRD), Chris Mannaerts, Suyb Salama y Boudewijn deSmeth del Instituto Internacional de Ciencias de Geoinformación y Observación de la Tierra de la Tierra (ITC), a G. Klaver y Rob Van Galen del Laboratorio de Geoquímica de la Universidad de Utrecht, y a autoridades y habitantes de las localidades de Remanso, Cafetal y Versalles.

BIBLIOGRAFÍA

REFERENCIAS

- Cochrane T., Wallace B., Cochrane A. & Killeen T. 1980. Fand in Tropical America EMBRAPA-CPAC Brazil.
- de Ruyver R. 2004. DEM optimization for hydrological modelling using SRTM for the Pantanal region, Brazil. Enschede, ITC: 55.
- Durst F., Milojevic D. & Shonung B. 1984. Eulerian and Lagrangian predictions of particulate two-phase flows; a numerical study. *Applied Mathematical Modelling*, 8: 101-115.
- Gerger S., Turner M., Miller J.R., Melack J. & Stanley E. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences*, 64 (2002): 118-128.
- Guimaraes J.R.D., Meili M., Hylander L.D., Roulet M., Narvaez J.B. & de Femos R. 2000. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of The Total Environment*, 261(1-3): 99-107.
- Guzman F. & Pouilly M. 2007. Geoquímica Biogeochemistry, bioaccumulation and exposure to methyl mercury in the Iténez region-Technical Report Dic-07. Cochabamaba-Bolivia: 11-14 p.
- Herrmann J.C., Ferreira G.C., Bastos W.R. & Sturaro J.R. 2009. Mercurio em solos de subbacias do rio Corumbiara (RO): análise do padrao da dispersao. *Geochimica Brasiliensis*, 23 (2): 277-290.
- Lu H., Moran C.J. & Prosser I.P. 2003. Sheet and rill erosion and sediment delivery to streams: a basin wide estimation at hillslope to medium catchment scale. C. CSIRO Fand and Water, Murray Darling Basin Commision. Technical Report 15/03.

Roulet M. & Grimaldi C. 2001. Fe mercure dans les sois d'Amazonie. Origine et comportement du mercure dans les couvertures ferrallitiques du basin amazonien et des Guyanes. Mercury in the Amazon-Importance of human and environmental, health hazards, 121-167.

Roulet M., Fucotte M., Canuel R., Farella N., Guimaraes J.R.D., Mergler D. & Amorim M. 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. Chemical Geology, 165 (3-4): 243-266.

Roulet M., Lucotte M., Guimaraes J.R.D. & Rheault I. 2000. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajos River, Brazil. The Science of The Total Environment, 261 (1-3): 43-59.

Saavedra C. P., Schultz B.P. & Mannaerts C.M. 2005. Estimating spatial patterns of soil erosion and deposition in the Andean region using geo-information techniques: a case study in Cochabamba, Bolivia. ITC Dissertation; 128. Enschede, ITC: 244.

Soil Conservation Service S. 1972. National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology, Unites States Departement of Agriculture.

Teclaw 2007. Draft Mercury Soils Protocol. Salt Eake City, Utah Division of Solid and Hazardous Waste

Zhang, X. 1999. Remote sensing and GIS for modelling soil erodin at the global scale. PhD Dissertation. London UK, Kings College.

RESÚMENES

La contaminación mercurial es un creciente problema en la Amazonia; resulta urgente y necesario estudiar los forzantes y condiciones que influyen el transporte, la deposición y la transformación de mercurio en los ecosistemas y buscar enfoques metodológicos apropiados que se adapten a las condiciones locales (escasez de datos y limitantes financieras). El objetivo de este estudio es de desarrollar bases conceptuales y metodológicas para identificar las áreas en las cuales ocurren el transporte, deposición y transformación del mercurio. Se caracterizó la cuenca del río Iténez en función a indicadores del paisaje como cobertura de bosque, conversión de la cobertura vegetal y dinámica de inundaciones, a fin de inferir los potenciales sitios de deposición y transformación de mercurio. El modelo de tasa de entrega de sedimentos (Hillslope Sediment Delivery Ratio - HSDR) se aplicó en un conjunto de subcuencas a fin de validar el uso de los indicadores del paisaje como deforestación y dinámicas de inundación en la zonificación de los procesos de contaminación mercurial. La deforestación es un notable indicador del paisaje que supone una variación en los tiempos de residencia de las diferentes partículas de sedimento. Altos valores de tiempo de residencia de las partículas se reportan para unidades permanentes o temporalmente inundadas. Los resultados de concentración de mercurio en suelos de diferentes unidades inundables muestran una significativa correlación entre el mercurio y los tiempos de residencia de las partículas de suelo. Ello apunta a la viabilidad del enfoque propuesto, aunque es necesaria mayor investigación para validar plenamente el uso y aplicación de la deforestación y dinámica de inundaciones como indicadores de paisaje ligados a la contaminación de mercurio.

A poluição por mercurio é um problema crescente em toda a região Amazônica, o que torna necessário estudar os principais fatores que controlam e influenciam o transporte, a deposição e a transformação do mercurio nos ecossistemas, além de buscar abordagens metodológicas adaptadas às condições locais (escassez de dados e limitações financeiras). O objetivo deste estudo foi desenvolver bases conceituais e metodológicas para identificar as áreas onde ocorrem

o transporte, a deposição e a transformado do mercurio. Foi feita urna caracterização geral para a bacia do rio Iténez* em função de indicadores de paisagem, como a cobertura florestal, alterações na cobertura vegetal e dinâmica de inundações, a fim de inferir as potenciais áreas de deposição e transformado do mercurio. O modelo de taxa de deposito do sedimento (Hillslope Sediment Delivery Ratio – HSDR) foi aplicado em um conjunto de sub-bacias a fim de validar o uso desses indicadores de paisagem, como o desmatamento e dinâmica de inundações, no zoneamento dos processos de poluição por mercurio. O desmatamento é um indicador de paisagem notável que supoe urna variação nos tempos de residencia das diferentes partículas do sedimento. Altos valores de tempo de residencia das partículas foram observados em unidades permanentes ou temporais de inundação. Os resultados da concentração do mercurio em solos de diferentes unidades inundáveis mostram urna correlação significativa entre o mercurio e o tempo de residencia das partículas do solo. Isso aponía à viabilidade do enfoque proposto, ainda que sejam necessárias maiores investigações para validar plenamente o uso e aplicação do desmatamento e da dinâmica de inundações como indicadores de paisagem ligados à poluição por mercurio.

* Iténez e denominado rio Guaporé no Brasil.

Mercury pollution is a growing concern throughout the Amazon región, and it becomes necessary to look for the principal driving forces and factors influencing mercury loading, transpon, deposition and transformation and to seek for appropriate methodological approaches adapted to local conditions (poor data and financial constraints). The aim of this study was to develop conceptual and methodological bases allowing the identification of areas where mercury mobilization, loading, deposition and transformation occur. A general characterization for the whole Iténez* river basin was done according to landscape indicators such as deforestation, land cover conversion and flood dynamics in order to infer where mercury is being mobilized, loaded and deposited. The concept of a sediment delivery ratio model (HSDR) was applied in a small area of the basin in order to validate the use of deforestation and flood dynamics as landscape indicators for mercury pollution. The conversion of forest to agricultura or pastureland is a noticeable indicator and derivates in changes in the catchment response expressed in a spatial variation of particles residence time. Concerning flood dynamics impact on mercury circulation, higher residence times of water and sediment were reported in areas presenting temporary or permanent floods. The results of mercury concentration in soil samples in different flood units showed a relevant correlation between mercury and particle residence times, making this methodological approach reliable. Nevertheless, further research is necessary to fully validate the consideration of deforestation and flood dynamics as indicators for mercury pollution.

* The Iténez river is known as Guaporé river in Brasil.

AUTOR

ALEX OVANDO LEYTON

IRD (Instituto de Investigación para el Desarrollo)

Fundación Amigos de la Naturaleza FAN-Bolivia; Santa Cruz Bolivia; ovando.alex@gmail.com