



Recursos naturales, ambiente y cambio climático

Análisis de la sequía en la cuenca del Paute mediante el índice de precipitación estandarizado (SPI)

Pacheco Jheimy^{1,2}, Parra Nathaly², Avilés Alex³

1 Instituto de Estudios de Régimen Seccional del Ecuador (IERSE)/Universidad del Azuay
Av.24 de Mayo 7-77/Azuay/Ecuador
jlpacheco@uazuay.edu.ec

2 Escuela de Ingeniería de Sistemas y Telemática/ Facultad de Ciencias de la Administración /Universidad del Azuay
Av.24 de Mayo 7-77/Azuay/Ecuador
natypa8@hotmail.com

3 Departamento de Recursos Hídricos y Ciencias Ambientales / Escuela de Ingeniería Ambiental/ Facultad de Ciencias Químicas/Universidad de Cuenca
Av.12 de Abril/Azuay/Ecuador
alex.aviles@ucuenca.edu.ec

RESUMEN

La sequía se define como un desequilibrio temporal natural de la disponibilidad de agua, que consiste en una persistente precipitación por debajo de los límites normales, con frecuencia incierta, duración y severidad difícil de predecir, aunque se han realizado varios estudios a nivel mundial sobre este fenómeno, pocas son las investigaciones que toman como zona de estudio lugares con geografía tan variada como una cuenca andina y que representan los datos sobre el terreno. El presente estudio aplica el cálculo del Índice de Precipitación Estandarizado (SPI) sobre 17 estaciones de precipitación en la cuenca del río Paute con una ventana de 12 meses, la recomendada para gestión de recursos hídricos. Los valores de sequía se analizaron en tres intervalos de tiempo 1985 - 1989, 1990 - 1994 y 2000 - 2004 correspondientes a los períodos más secos. Los resultados se muestran sobre mapas de interpolación Kriging ordinario generados a partir del SPI con valores de error dentro de los parámetros aceptables. Los meses más secos son los esperados de acuerdo a estudios previos, excepto en el mes de Mayo de 1985 que registra un SPI de -1.32 en promedio, el más seco de los períodos analizados, lo que lleva a plantearse la influencia de fenómenos de mayor escala que sean capaces de modificar los patrones de lluvia a grandes escalas.

Palabras clave: **cuenca del Paute, Kriging, precipitación, SPI.**

ABSTRACT

Drought is defined as a natural temporal imbalance on water availability, consisting of persistent rainfall below normal limits, with uncertain frequency, duration and severity difficult to predict, although several studies have been carried out worldwide on this Phenomenon, there are few studies that study geography as varied as an Andean basin and represent the data on the ground. The present study applies the calculation of the standardized precipitation index (SPI) on 17 rainfall stations in the river basin with a 12-month window that is recommended for water resources management. The values of drought were analyzed in three time intervals 1985 - 1989, 1990 - 1994 and 2000 - 2004 corresponds to the driest periods. The results are shown on the ordinary Kriging interpolation maps generated from the SPI and with error values within the recommended parameters, thus being the driest months are those expected according to previous studies, except in the month of May 1985 that has an SPI of -1.32 on average, the driest of the periods

analyzed, which leads to consider the influence Of larger scale phenomena capable of modifying rainfall patterns at large scales

Keywords: **Kriging, Paute basin, precipitation, SPI.**

I. INTRODUCCIÓN

La sequía se define como un desequilibrio temporal natural sobre la disponibilidad de agua, que consiste en una persistente precipitación por debajo de los límites normales, con frecuencia incierta, duración y severidad difícil de predecir, que lleva a la disminución de la disponibilidad de los recursos hídricos y la capacidad de carga de los ecosistemas (Pereira et al., 2002); (Raziei et al., 2009). Al considerarse un evento normal y recurrente del clima puede suceder en cualquier lugar, aunque sus características e impactos varían significativamente de una región a otra (Wilhite, 1997).

La sequía puede originarse debido a tres factores: (a) cambios en la temperatura superficial de los mares y océanos en los que se da un recalentamiento de la superficie del mar, dando como resultado una alteración general de la atmósfera, (b) existencia de una capa de polvo espesa en la atmósfera, la cual impide que la Tierra se enfríe, dando como resultado un aumento lento pero constante de la temperatura, esta capa de polvo se origina debido a la erosión eólica, y (c) la quema de combustibles fósiles, el cambio de uso del suelo y la actividad antropogénica que contribuyen a la modificación de la atmósfera dando como resultado alteraciones en los patrones de precipitación. En el Ecuador, las sequías se originan debido a situaciones climáticas anómalas como son: (a) la situación septentrional anómala ocasionada por la corriente fría de Humboldt, (b) La influencia del fenómeno del Niño sobre los regímenes hidro-pluviométricos del Ecuador, en la cual las precipitaciones se ven afectadas y (c) situación anticiclónica que bloquea la acción de los frentes, sistemas convectivos y depresiones, como es el caso de la sierra ecuatoriana y de las estribaciones orientales de la cordillera (Cadier et al., 1997; Rossel, 1997). Además se ha determinado una relación entre la lluvia del Ecuador y algunos índices climáticos como la Temperatura Superficial del Mar (TSM), el Índice Oceánico del Niño (ONI) y el Índice de Oscilación Sur (IOS) (Rossel, 1997).

La sequía puede tener graves consecuencias, debido a que puede dar lugar a pérdidas por rendimiento agrícola y escasez de agua (Austin et al., 1998; Quiring & Papakryiakou, 2003), así como causar daños a ecosistemas naturales y forestales a más de contribuir a la degradación del suelo y la desertificación, incluso existe la probabilidad de que los efectos del cambio climático incrementen los niveles de severidad de la sequía, dando como resultado un incremento en la escasez de agua lo que tendría un impacto devastador sobre la agricultura y el suministro de agua para consumo humano (Nicholson et al., 1998; Pickup, 1998).

Las sequías son aún más graves en cuencas deficitarias de agua donde el crecimiento de la población, la expansión de las áreas agrícolas, el aumento de la demanda energética y el incremento de las industrias demandarán más recursos hídricos (Avilés et al., 2015). Las regiones de montaña como ecosistemas importantes que proveen recursos y servicios a las comunidades de montaña y los residentes de las tierras bajas (Beniston, 2003) no están exentas de esta realidad, puesto que la alta variabilidad de la lluvia y los efectos del cambio climático en cuencas de montaña pueden traer largos periodos de sequía (Buytaert et al., 2006).

Con el fin de disminuir los efectos de este fenómeno, es necesario conocer sus características como el inicio del evento, la

extensión de territorio que se ve afectada y la gravedad de la misma (Dalezios et al., 2000). Aunque en la actualidad existen estudios que analizan el comportamiento de este fenómeno sobre diferentes escenarios (Barbeta et al., 2015; Buttafuoco et al., 2015; Cook, Ault, & Smerdon, 2015; Lloyd-Hughes & Saunders, 2002; Maystadt & Ecker, 2014), es un caso de interés especial el de las cuencas andinas (Avilés et al. 2016; Alex Avilés et al., 2015) debido a la particularidad de su geografía, sin embargo estas investigaciones no consideran el componente espacial como un producto cartográfico que permita apreciar sobre el territorio la severidad de los eventos de sequía como es el objetivo del presente trabajo.

A fin de caracterizar los niveles de importancia de la sequía, en la comunidad de gestores se usa ampliamente información expresada en un marco de índices (Shukla & Wood, 2008), éstos son útiles para identificar, localizar, cuantificar, monitorear y evaluar estos fenómenos ya que no sólo facilitan el conocimiento de estas anomalías climáticas a diversos usuarios; sino que también permite evaluarlas cuantitativamente en función de su intensidad, duración, frecuencia, probabilidad de recurrencia y extensión espacial (Tsakiris et al., 2007; Wilhite et al., 2000). Esta información resulta muy útil para la planificación y diseño de sistemas de gestión de recursos hídricos.

La mayoría de los índices se basan en variables meteorológicas o hidrológicas, entre estos se incluyen: Índice de Severidad de Sequía de Palmer (PDSI) (Palmer, 1965) basado en la precipitación y temperatura, mide la duración, intensidad y extensión espacial de la sequía, además es uno de los pocos índices estandarizados que facilita la comparación directa entre PDSI de diferentes regiones, su máxima limitación radica en que el índice está basado en reglas y supuestos arbitrarios (Avilés et al., 2015; Mishra & Singh, 2010), Índice de Humedad de la Cosecha (CMI; (Palmer, 1968)), Índice de Sequía de Bhalme y Mooley (BMDI; (Bhalme & Mooley, 1980)), el Índice de caudal estandarizado (SSI), permite monitorear las sequías hidrológicas, el método para su cálculo es similar al del SPI, por lo que tiene la ventaja de poder calcularse para varias ventanas de tiempo, su desventaja reside en el uso exclusivo de los datos de caudal (Vicente-Serrano et al., 2011) y, el Índice de Precipitación Estandarizada (SPI) (McKee, Doesken, Kleist, & others, 1993) aplicado más ampliamente en diferentes países del mundo (Vicente-Serrano, 2006; Wilhite et al., 2000; Zhai & Feng, 2009) se puede considerar como el índice más robusto y eficaz debido a que es posible calcularlo para diferentes escalas de tiempo y analizarlo por categorías de sequía (Capra et al., 2013; Capra & Scicolone, 2012), se basa únicamente en la precipitación (Vicente - Serrano 2006 ; Wu et al., 2005) y se ajusta a una función de probabilidad gamma que posteriormente se transforma en una distribución de probabilidad normal estandarizada, su principal ventaja radica en que puede calcularse para una gran variedad de ventanas de tiempo, es uno de los métodos más sencillos de efectuar y se encuentra entre los índices más usados para el pronóstico de sequías (Avilés et al., 2015). Debido a su naturaleza intrínseca probabilística, el SPI es ideal para llevar a cabo el análisis del riesgo de sequía (Guttman, 1999) su desventaja radica en el uso únicamente de la precipitación para la obtención del índice (McKee et al., 1993).

Debido a que la información de base para el SPI proviene de estaciones meteorológicas, muchas veces limitadas en canti-

dad y distribución, para fines de monitoreo, resulta útil trabajar con mapas que muestren la severidad de la sequía sobre una región obtenidos a partir de puntos de medición y los valores en lugares sin muestrear se pueden calcular a partir de las estaciones existentes.

La geoestadística es una combinación de métodos que permiten estimar el valor de una propiedad en un punto local donde no hay medición y sus métodos son muy convenientes para realizar este tipo de análisis a nivel espacial (Webster & Oliver, 2007; Zhang, Zhang, & Yao, 2009). Esta rama de la estadística aplicada se especializa en el análisis y la modelación de la variabilidad espacial en ciencias de la tierra. Su objeto de estudio es el análisis y la predicción de fenómenos en espacio y/o tiempo tomando en cuenta la autocorrelación espacial y direccional de los datos (Webster & Oliver, 2007). A diferencia de los métodos de interpolación determinísticos que se basan en funciones matemáticas, los métodos geoestadísticos (Kriging y Cokriging) se basan en métodos estadísticos y matemáticos que permiten crear superficies y evaluar la incertidumbre de las predicciones que se realicen. (Johnston, Ver Hoef, Krivoruchko, & Lucas, 2003) y pueden ser usados para generar mapas de distribución espacial mediante los sistemas de información geográfica (SIG) tal como han realizado algunos autores (Buttafuoco et al., 2015; Kamali, Nazari, & Faridhosseini, 2015).

II. MÉTODO

A. ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se realiza en Ecuador, en la cuenca del río Paute (CRP) (figura 1), zona localizada al sur de los Andes ecuatorianos, en una región de depresión interandina, entre los 2° 15' y 3° 15' latitud sur; y, los 78° 30' y 79° 20' longitud oeste. Esta cuenca está delimitada hacia el norte por el nudo de Curique que divide la hoya del Cañar con la hoya del Paute; hacia el sur por el nudo del Portete, que divide la hoya del Jubones con la del Paute; hacia el este por la cordillera Oriental de los Andes que divide la región del Oriente con la Sierra; y hacia el oeste por la cordillera Occidental de los Andes, que divide la región de la Sierra con la Costa. El área de la cuenca tiene una extensión aproximada de 6.442 km², su altitud varía desde 440 m.s.n.m. hasta 4.680 m.s.n.m. A pesar de sus altitudes no presenta nevados o glaciares, debido a su proximidad al eje ecuatorial por lo que se presentan solo dos estaciones: La seca y la húmeda (Celleri et al., 2007).

El análisis de los eventos de sequía se realizó a partir de la precipitación media mensual en la cuenca considerando 17 estaciones (figura 1) con series históricas de enero de 1980 a diciembre 2010 provistas por el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI). El Índice de Precipitación Estandarizada (SPI) es la herramienta principal para definir y monitorear eventos de sequía. Al evaluar períodos cortos (1 a 6 meses) se estima la sequía que afecta a la vegetación y prácticas de agricultura, los períodos de 12 o 24 meses describen la sequía que se debe tomar en cuenta para manejo de recursos hídricos (Avilés et al., 2015; Bonaccorso et al., 2003; Edwards, 1997).

En el presente estudio se calculó el SPI para ventanas de tiempo de 12 meses, teniendo en cuenta que el valor categoriza este evento incluyendo períodos de humedad como se muestra en la tabla I (Mishra & Desai, 2005). Para obtener el SPI se debe definir el nivel de agrupación de los registros de datos, estos pueden ser mensual, bimensual, trimestral, semestral, etc., de esta manera se forman los SPI como SPI1,

SPI2, SPI3, SPI6, SPI12, SPI24, (Paredes, Millano, & Guevara, 2008), es decir, si se desea obtener el índice SPI12, implica que debe calcularse para cada punto de medida el valor acumulado anual. Debido a que los datos de precipitación no describen una distribución normal, las series de datos se ajustaron a una función de probabilidad gamma para el cálculo del SPI (Guttman, 1999) y (Younes et al., 2011). La distribución función de densidad de probabilidad gamma es la descrita por (Mishra & Desai, 2005):

$$g(x) = \frac{1}{\beta^\alpha \Gamma(\alpha)} x^{\alpha-1} e^{-x/\beta} \tag{1}$$

Donde α es un parámetro de forma de la curva ($\alpha > 0$), β es un parámetro de escala ($\beta > 0$), x es la cantidad de precipitación ($x > 0$) y $\Gamma(\alpha)$ es la función gamma.

TABLA I
CLASIFICACIÓN CLIMÁTICA SEGÚN EL ÍNDICE SPI

VALOR SPI	NIVEL DE AFECTACIÓN
≥ 2.00	Humedad extrema
$1.5 \leq \text{SPI} < 2.00$	Muy húmedo
$1.00 \leq \text{SPI} < 1.50$	Humedad moderada
$-1.00 \leq \text{SPI} < 1.00$	Cercano a normal
$-1.5 \leq \text{SPI} < -1.00$	Sequía Moderada
$-2.00 \leq \text{SPI} < -1.50$	Sequía severa
$\text{SPI} < -2.00$	Sequía extrema

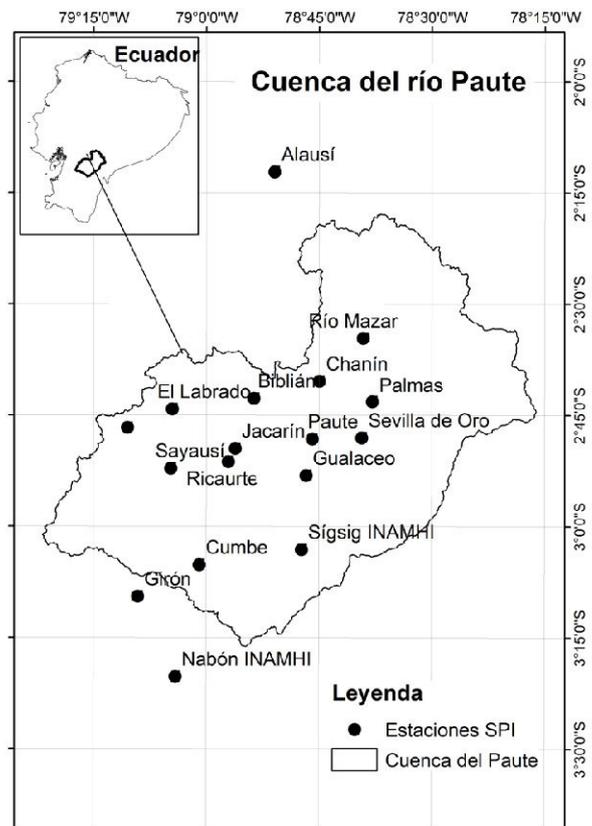


Figura 1. Ubicación de las estaciones de precipitación en la Cuenca del río Paute

El conjunto de datos SPI 12 por estación (Anexo 1) se ajustó de probabilidad gamma a normal mediante funciones del software R Studio. Los valores en zonas no muestreadas se obtuvieron a partir de procesos geoestadísticos realizados con

el software ArcGis, a través del método Kriging Ordinario en donde se modela la precipitación como un proceso intrínsecamente estacionario (Webster & Oliver, 2007) y sin tendencia definido por la ecuación [2].

$$Z_1(s) = \mu_1(s) + \varepsilon_1(s) \quad (2)$$

donde $Z_1(s)$ es la variable de interés; $\mu_1(s)$ es una constante desconocida y $\varepsilon_1(s)$ son los errores aleatorios, (s) indica las coordenadas x e y (Moreno Jiménez & Cañada Torrecilla, 2006) en donde cada valor SPI corresponde a la coordenada z de su localización para cada punto medido. El conjunto de estos valores forman una función randómica que se la conoce como variable regionalizada (Webster & Oliver, 2007), (Goovaerts, 1997).

El objetivo de la geoestadística es explorar y cuantificar el patrón espacial que describe una variable regionalizada, con este fin se emplea el variograma experimental el cual es una función del vector distancia de los pares de valores, esta función está definida por la siguiente ecuación (Moreno Jiménez & Cañada Torrecilla, 2006; Webster & Oliver, 2007):

$$\gamma(s_i, s_j) = 0.5 * \text{promedio}(Z(s_i) - Z(s_j)) \quad (3)$$

Donde s_i y s_j son los valores medidos en el lugar i y j , el promedio se debe a que se agrupan las distancias en un determinado número de intervalos. El cálculo de las distancias entre dos lugares se lo realiza mediante la ecuación de la distancia euclidiana (Moreno Jiménez & Cañada Torrecilla, 2006). Posteriormente, se ajusta el modelo del variograma que es una función teórica, al semivariograma experimental que permite estimar el variograma analíticamente para cualquier distancia. El modelo del variograma que se emplee (gaussiano, experimental, exponencial, entre otros) requiere de parámetros para ajustarse (pepita, rango y meseta), además de considerar el criterio de vecindad por la forma que describe la búsqueda (elipse al mantener anisotropía) y el número de vecinos para la interpolación (Webster & Oliver, 2007). En este estudio el variograma para todos los años se ajustó al modelo esférico, uno de los adecuados debido a la naturaleza de la variable (P. Goovaerts, 2000).

TABLA II
Parámetros de ajuste del variograma experimental

MESES MÁS SECOS	PEPITA	MESETA	RANGO	DIRECCIÓN
Mayo 1985	55253	85454	72862	24
Noviembre 1985	73188	158197	72874	15
Julio 1990	834.3	6006.3	20308	10
Agosto 1992	5666	36644	107776	64
Septiembre 2002	1866	3688	46686	65
Junio 2002	20261	37493	98860	72

El ajuste óptimo del modelo está determinado por validación cruzada, que consiste en revisar la compatibilidad entre el conjunto de datos y el modelo estructural, para cada modelo, Z se estima a partir de los datos y el modelo Kriging en cada punto de muestreo, luego se excluye temporalmente el valor muestral en ese punto y se considera la información de un vecino para estimar el valor de la variable en esa localización. Las estimaciones se comparan con el valor medido a través de medidas estadísticas que permiten determinar el error en la interpolación (Moreno Jiménez & Cañada Torrecilla, 2006; Webster & Oliver, 2007), entre las medidas están:

Error medio cuadrático estandarizado:

$$EMCS = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left[\frac{(\hat{Z}(s_i) - z(s_i))}{\hat{\sigma}(s_i)} \right]^2}{n}} \quad (4)$$

Error medio estandarizado:

$$EMS = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{Z}(s_i) - z(s_i)) / \hat{\sigma}(s_i)}{n} \quad (5)$$

El EMS debe ser cercano a 0, esto debido a que el modelo aplicado no tiene sesgo, sin embargo, no es una medida robusta para el diagnóstico ya que Kriging no es sensible a las inexactitudes del semivariograma, pero se prefiere un EMS lo más pequeño posible (Webster & Oliver, 2007). El EMCS debe ser cercano a uno, si es mayor que uno, indica que la variabilidad de la predicción ha sido infraestimada y si es menor que uno, se ha sobrestimado la variabilidad (Moreno Jiménez & Cañada Torrecilla, 2006). En la tabla II se indican los parámetros de ajuste para las estimaciones y los errores producidos.

III. RESULTADOS

A partir de los valores de precipitación media mensual se determinó de los valores SPI para una ventana de 12 meses y aplicando Kriging Ordinario se generó los mapas de sequía para la cuenca del río Paute con las siguientes características: variograma esférico, anisotropía, vecindad en máximo 5 y mínimo 2 sobre una elipse de 4 transectos.

De las series de datos 1980 - 2010 se identificaron los períodos más secos de acuerdo al índice SPI por grupos de 5 años como se observa en el anexo 1, a partir de esos grupos se generaron los mapas tomando en cuenta los dos meses más secos en promedio por grupo siendo así: Mayo 1985 (figura 2) y Noviembre 1985 (figura 3) para el período 1985 - 1989 con SPI de -1.32 y -1.30 respectivamente, Julio 1990 (figura 4) y Agosto 1992 (figura 5) para el período 1990 - 1994 con sequías de -1.15 y -1.12 respectivamente, y; para el período 2000 - 2004, Septiembre 2002 (figura 6) con SPI -0.96 y Junio 2002 (figura 7) con SPI -0.89, las figuras a continuación muestran los cantones afectados por los eventos de sequía

Para el caso de Mayo de 1985, el modelo Kriging se obtuvo con un EMS de -0.048 y un EMCS de 0.94. La figura 2 muestra que la parte alta y media de la cuenca del Paute es la más afectada por eventos de sequía severa. La escala SPI presenta en promedio un valor de -1.32, un solo valor positivo en Sevilla de Oro con 1.42 que corresponde al rango de humedad moderada pero esta clasificación no se ve graficada debido a la influencia de algunos vecinos como Alausí y Jacarín que registran un SPI de -2.31 y -2.57 respectivamente.

Para Noviembre de 1985, el segundo mes más seco del período 1985 - 1989, el modelo Kriging se obtuvo con un EMS de -0.05 y un EMCS de 0.87.

En la figura 3 se observa que presenta sequía extrema en la parte alta de la cuenca, Jacarín con -2.99, El Labrado -2.36, Sayausí con -2.34 y Biblián con -1.35. Únicamente se presenta un punto con valor de humedad moderada en Sevilla de Oro con SPI 1.60.

En Julio de 1990, figura 4, el primer mes más seco en promedio del período 1990 - 1994 con SPI -1.15, el modelo Kriging se

obtuvo con un EMS de -0.06 y un EMCS de 0.91. En la figura 4 se observa que presenta sequía extrema en la parte alta (Saysú con SPI -2.85 y El Labrado con -1.42) y una sección de la parte media de la cuenca (Biblián con SPI -1.92, Paute con -1.74 y Chanín con -1.56). En este mes no se registran valores positivos de sequía.

En la figura 5 se muestra, el segundo mes en promedio más seco del período 1990 - 1994 con un SPI de -1.12, la parte baja de la cuenca del Paute es la más afectada por eventos de se-

quía moderada. Para este caso el modelo Kriging se obtuvo con un EMS de -0.06 y un EMCS de 1.23. El valor de mayor sequía corresponde a la estación de Palmas con -1.95 en el cantón Sevilla de Oro, y al noroccidente del cantón Cuenca, la estación Piscícola Chirimichay con -1.68.

Para el período 2000 - 2004, el mes más seco en promedio fue Septiembre de 2002 con SPI de -0.96, siendo Ricaurte el registro más bajo con -1.99, le siguen Alausí con -1.56, Palmas con -1.41, Paute y Piscícola Chirimichay con -1.35 cada una. Nueve

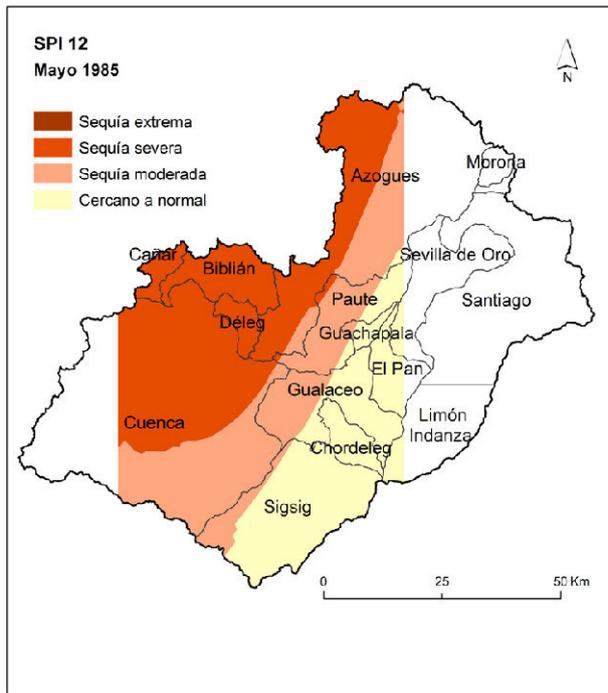


Figura. 2. SPI 12 en el mes de Mayo de 1985.

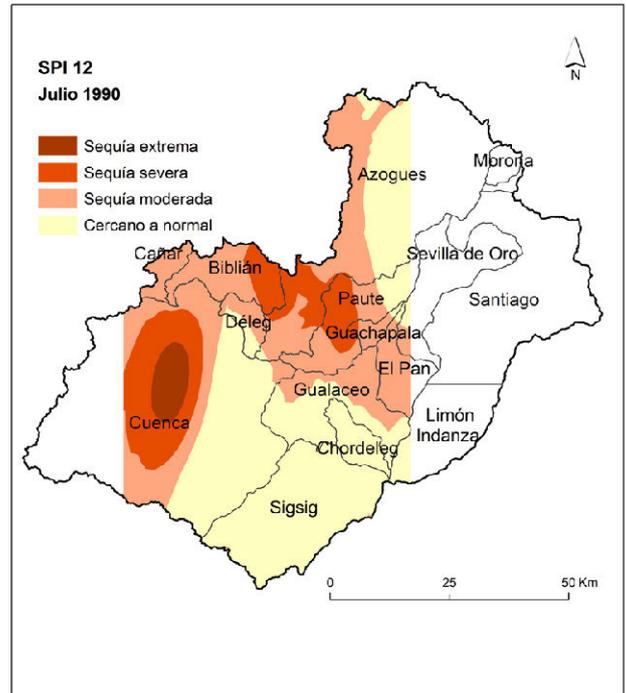


Figura. 4. SPI 12 en el mes de Julio de 1990.

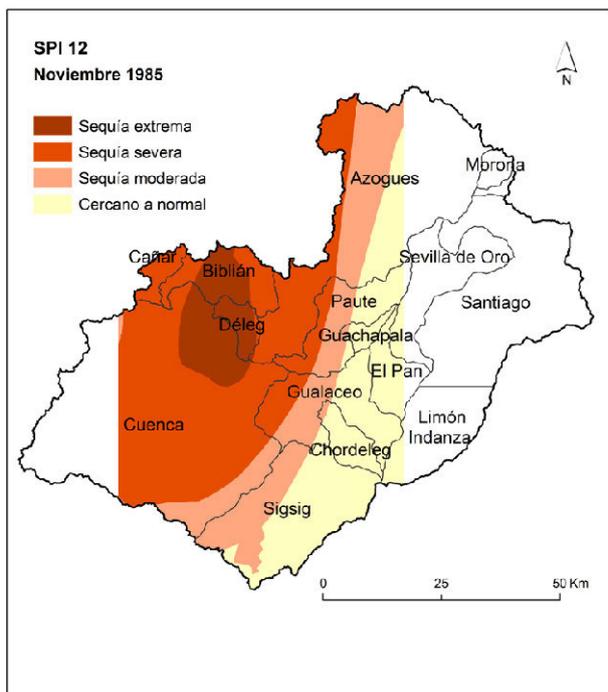


Figura. 3. SPI 12 en el mes de Noviembre de 1985.

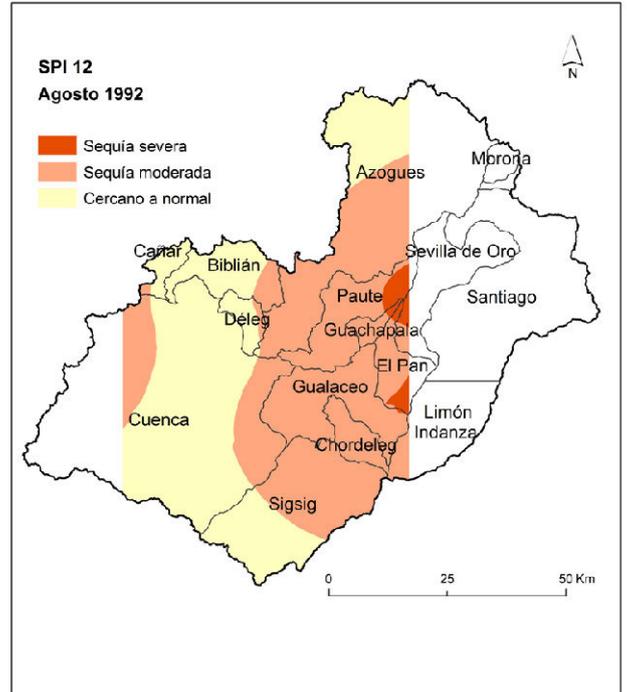


Figura. 5. SPI 12 en el mes de Agosto de 1992.

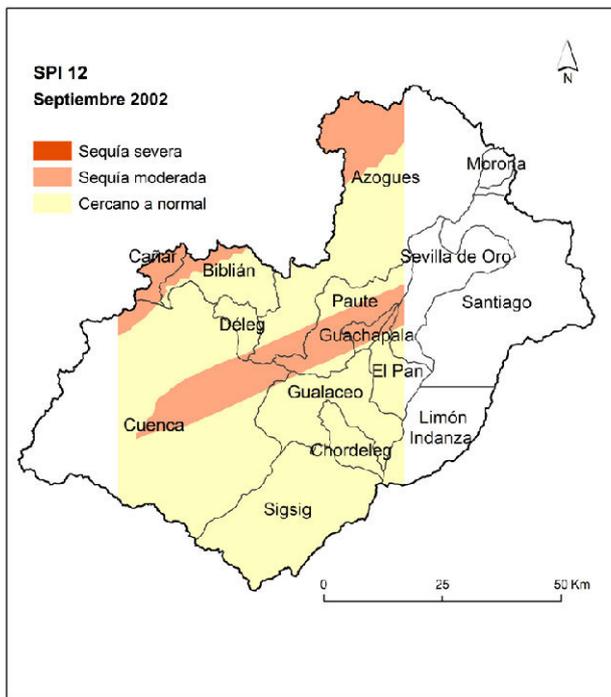


Figura. 6. SPI 12 en el mes de Septiembre de 2002.

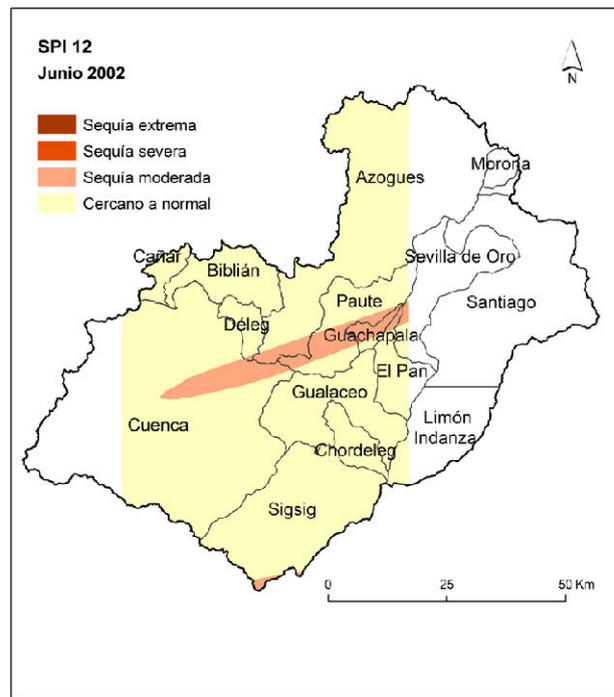


Figura. 7. SPI 12 en el mes de Junio de 2002.

de los valores SPI en este mes se mantienen en el rango cercano a normal como se muestra en la figura 6.

La figura 7 muestra Junio 2002, el segundo mes más seco del período 2000 - 2004, con un SPI de -0.89 en promedio.

Como se observa en la figura 7, existen sólo dos tipos de sequía: moderada y cercano a normal. Esto se debe a que la estación con mayor sequía es Ricaurte con -2.11, Alausí con -1.80 y Nabón con -1.59 y le siguen Palmas con -1.40 y Paute con -1.18. En este mes, 12 de los 17 valores SPI tienen un registro cercano a normal.

IV. CONCLUSIONES

El estudio se enfocó en un análisis exploratorio de las sequías en la cuenca del Paute para una ventana de 12 meses que muestra sequía para niveles de gestión de recursos hídricos durante el período 1980 - 2010, teniendo en cuenta que el índice SPI 12 se calculó con base en la precipitación media de cada una de las 17 estaciones de la cuenca del Paute.

Los datos SPI 12 se calcularon observando una distribución gamma ajustada a una normal con el fin de aplicar Kriging para estimar los valores de sequía en los puntos no muestreados. Los parámetros de ajuste del semivariograma empírico al modelo experimental se realizaron de manera que las superficies generadas presenten mapas sin saltos inexplicables en la interpolación y a través de la validación cruzada los EMS y EMCS estén dentro de los valores permitidos, es decir, cercanos lo más posible a cero y a uno respectivamente. Cabe mencionar que si bien se encontraron parámetros que redujeron las medidas de error como el criterio de vecindad por ejemplo, estos generaron superficies que no están acorde a la realidad del terreno.

Se tomaron en cuenta 3 períodos de análisis para el SPI 12, 1980 - 1984, 1990 - 1994 y 2000 - 2004, ya que en estos se de-

teció los períodos más secos, siendo el mes de Mayo de 1985 el más seco con un SPI de -1.32 y el menos seco Junio de 2002 con -0.89. A pesar de existir datos que muestran humedad moderada como en el caso de la estación Sevilla de Oro en Mayo y Noviembre de 1985 con valores de 1.42 1.60 respectivamente, éstos no se ven reflejados en los mapas por la condición de los vecinos al momento de la interpolación, los puntos que rodean esta estación tienen una clasificación que va de sequía severa a normal, y es precisamente de todos los meses, el de Mayo de 1985 el que llama más la atención pues no coincide con estudios previos realizados sobre precipitación como Celleri (2007) en donde la zona que describe sequía se muestra como de las que más llueve, esto puede deberse a un mes y año atípico dentro de la serie de datos debido a fenómenos que modifican la lluvia a gran escala.

Un problema de aplicar un índice de sequía basado únicamente en datos de precipitación se vio reflejado en el hecho de que no es posible, dentro de este índice, considerar variables que influyen en la precipitación como altitud, temperatura, pendiente entre otros (P. Goovaerts, 2000), a pesar de esta limitación, los mapas coinciden con las épocas de menor precipitación señalados en (Celleri et al., 2007) y el índice SPI 12 es el adecuado para el análisis a nivel macro (A Avilés et al., 2016), sin embargo, los patrones de variabilidad temporal y espacial de la sequía en la cuenca del Paute que podrían explicarse más claramente si se analizaran en conjunto con datos de patrones climáticos sinópticos que se presentan en la región montañosa occidental influenciada por el régimen costero del Pacífico y en la región montañosa oriental influenciada por las masas de aire tropicales húmedas provenientes de la Amazonía y del Atlántico (Vuille et.al, 2000).

AGRADECIMIENTOS

Al Vicerrectorado de Investigaciones de la Universidad del Azuay y al Instituto de Estudios de Régimen Seccional del Ecuador por el financiamiento y apoyo. Al Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI) por la provisión de los datos.

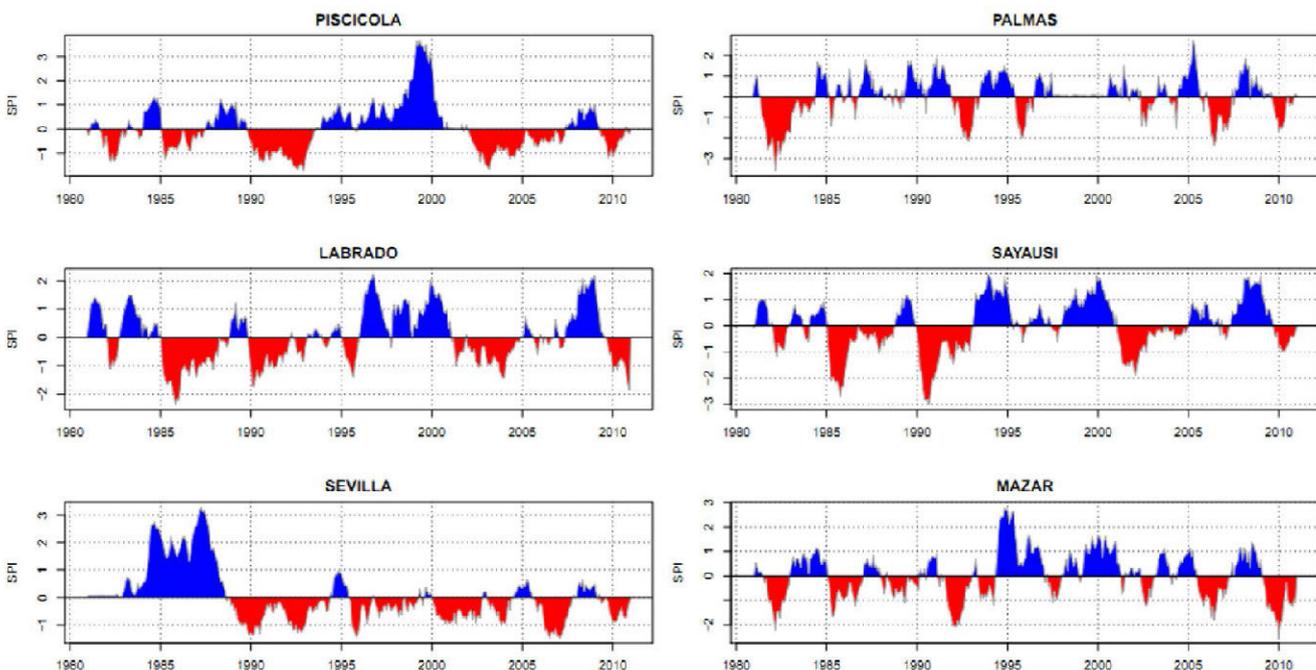
REFERENCIAS

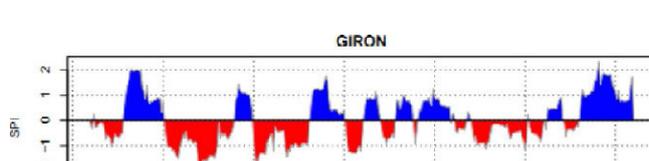
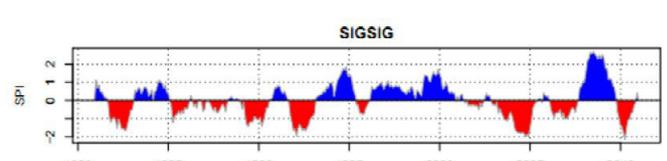
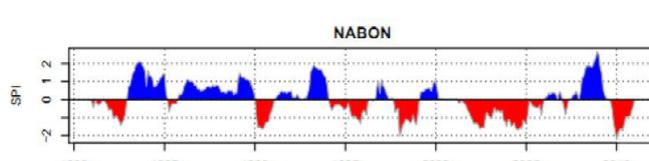
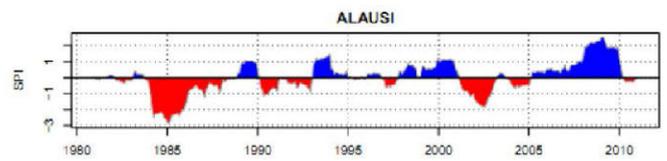
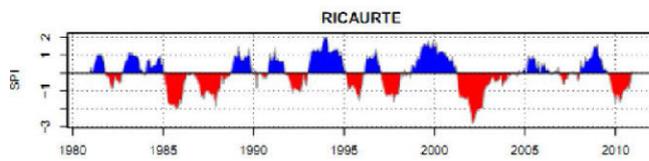
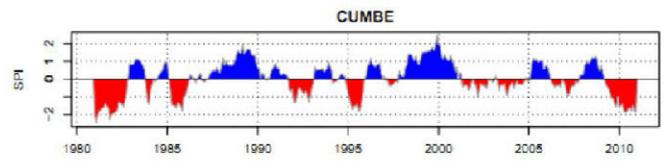
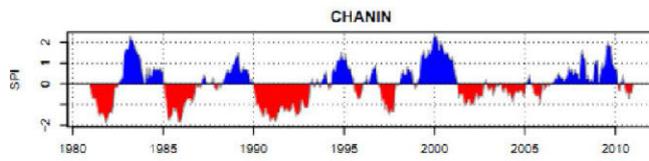
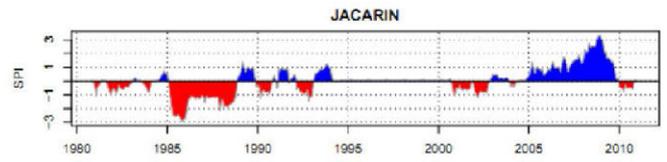
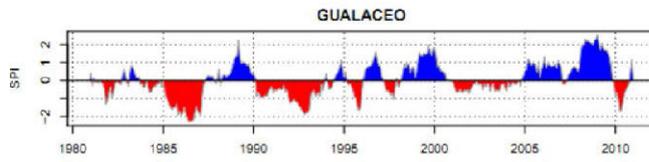
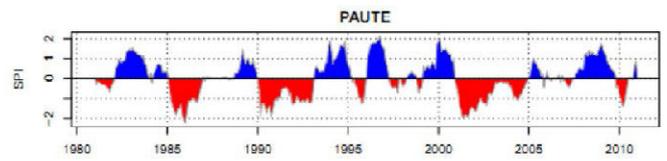
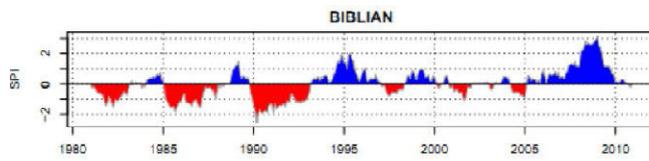
- Austin, R. B., Cantero-Martínez, C., Arrúe, J. L., Playán, E., & Cano-Marcellán, P. (1998). Yield-rainfall relationships in cereal cropping systems in the Ebro river valley of Spain. *European Journal of Agronomy*, 8(3), 239-248.
- Avilés, A., Céleri, R., Paredes, J., & Solera, A. (2015). Evaluation of Markov Chain Based Drought Forecasts in an Andean Regulated River Basin Using the Skill Scores RPS and GMSS. *Water Resources Management*, 29(6), 1949-1963. <http://doi.org/10.1007/s11269-015-0921-2>
- Avilés, A., Céleri, R., Solera, A., & Paredes, J. (2016). Probabilistic Forecasting of Drought Events Using Markov Chain and Bayesian Network-Based Models: A Case Study of an Andean Regulated River Basin. *Water*, 8(37), 1-16.
- Barbeta, A., Mejía-Chang, M., Ogaya, R., Voltas, J., Dawson, T. E., & Peñuelas, J. (2015). The combined effects of a long-term experimental drought and an extreme drought on the use of plant-water sources in a Mediterranean forest. *Global Change Biology*, 21(3), 1213-1225.
- Beniston, M. (2003). Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts. *Climatic Change*, 59(1), 5-31.
- Bhalme, H. N., & Mooley, D. A. (1980). Large-scale droughts/floods and monsoon circulation. *Monthly Weather Review*, 108(8), 1197-1211.
- Bonaccorso, B., Bordi, I., Cancelliere, A., Rossi, G., & Sutera, A. (2003). Spatial variability of drought: an analysis of the SPI in Sicily. *Water Resources Management*, 17(4), 273-296.
- Buttafuoco, G., Caloiero, T., & Coscarelli, R. (2015). Analyses of drought events in Calabria (Southern Italy) using standardized precipitation index. *Water Resources Management*, 29, 557-573.
- Buytaert, W., Celleri, R., Willems, P., Bièvre, B. De, & Wyseure, G. (2006). Spatial and temporal rainfall variability in mountainous areas: A case study from the south Ecuadorian Andes. *Journal of Hydrology*, 329(3-4), 413-421. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.02.031>
- Cadier, É., Gornez, G., Calvez, R., & Rossel, F. (1997). Inundaciones y Sequias en el Ecuador: el proyecto INSEQ. Quito.
- Capra, A., Consoli, S., & Scicolone, B. (2013). Long-term climatic variability in Calabria and effects on drought and agrometeorological parameters. *Water Resources Management*, 27(2), 601-617.
- Capra, A., & Scicolone, B. (2012). Spatiotemporal variability of drought on a short-medium time scale in the Calabria Region (Southern Italy). *Theoretical and Applied Climatology*, 110(3), 471-488.
- Celleri, R., Willems, P., Buytaert, W., & Feyen, J. (2007). Space - time rainfall variability in the Paute Basin, Ecuadorian Andes. *Wiley InterScience*, 3327(August), 3316-3327. <http://doi.org/10.1002/hyp>
- Cook, B. I., Ault, T. R., & Smerdon, J. E. (2015). Unprecedented 21st century drought risk in the American Southwest and Central Plains. *Science Advances*, 1(1), e1400082.
- Dalezios, N. R., Loukas, A., Vasiliades, L., & Liakopoulos, E. (2000). Severity-duration-frequency analysis of droughts and wet periods in Greece. *Hydrological Sciences Journal*, 45(5), 751-769.
- Edwards, D. C. (1997). Characteristics of 20th century drought in the United States at multiple time scales.
- Goovaerts, P. (1997). *Geostatistics for natural resources evaluation*. Oxford University Press on Demand.
- Goovaerts, P. (2000). Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. *Journal of Hydrology*, 228(1-2), 113-129. [http://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00144-X](http://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00144-X)
- Guttman, N. B. (1999). Accepting the Standardized Precipitation Index: a Calculation Algorithm. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 35(2), 311-322. <http://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1999.tb03592.x>
- Johnston, K., Ver Hoef, J. M., Krivoruchko, K., & Lucas, N. E. (2003). *Using ArcGIS Geostatistical Analyst*.
- Kamali, M., Nazari, R., & Faridhosseini, A. (2015). The Determination of Reference Evapotranspiration for Spatial Distribution Mapping Using Geostatistics. *Water Resources ...*, 29, 3929-3940.
- Lloyd-Hughes, B., & Saunders, M. A. (2002). A drought climatology for Europe. *International Journal of Climatology*, 22(13), 1571-1592. <http://doi.org/10.1002/joc.846>
- Maystadt, J.-F., & Ecker, O. (2014). Extreme weather and civil war: Does drought fuel conflict in Somalia through livestock price shocks? *American Journal of Agricultural Economics*, 96(4), 1157-1182.
- McKee, T. B., Doesken, N. J., Kleist, J., & others. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. In *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology* (Vol. 17, pp. 179-183).
- Mishra, A. K., & Desai, V. R. (2005). Drought forecasting using stochastic models. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 19(5), 326-339. <http://doi.org/10.1007/s00477-005-0238-4>
- Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, 391(1), 202-216.
- Moreno Jiménez, A., & Cañada Torrecilla, R. (2006). *Sistemas y Análisis de la Información Geográfica*.
- Nicholson, S. E., Tucker, C. J., & Ba, M. B. (1998). Desertification, drought, and surface vegetation: an example from the West African Sahel. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 79(5), 815-829.
- Palmer, W. C. (1965). *Meteorological Drought*. U.S. Weather Bureau, Res. Pap. No. 45.
- Palmer, W. C. (1968). Keeping track of crop moisture conditions, nationwide: The new crop moisture index.
- Paredes, F., Millano, J. L., & Guevara, E. (2008). Análisis espacial de las sequías meteorológicas en la región de Los Llanos de Venezuela durante el período 1961-1996. *Revista de Climatología*, 8.

- Pereira, L. S., Cordery, I., & Iacovides, I. (2002). Coping with Water Scarcity.(IHP? VI, Technical Documents in Hydrology, n° 58). Paris. International Hydrological Programme, UNESCO.
- Pickup, G. (1998). Desertification and climate change--the Australian perspective. *Climate Research*, 11(1), 51-63.
- Quiring, S. M., & Papakryiakou, T. N. (2003). An evaluation of agricultural drought indices for the Canadian prairies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 118(1-2), 49-62. [http://doi.org/10.1016/S0168-1923\(03\)00072-8](http://doi.org/10.1016/S0168-1923(03)00072-8)
- Raziei, T., Saghafian, B., Paulo, A. A., Pereira, L. S., & Bordi, I. (2009). Spatial patterns and temporal variability of drought in western Iran. *Water Resources Management*, 23(3), 439-455.
- Rossel, F. (1997). Influencia de El Niño sobre los regímenes hidro-pluviométricos del Ecuador, serie INSEQ No.18, tomos I, II y III. INAMHI-ORSTOM.
- Shukla, S., & Wood, A. W. (2008). Use of a standardized runoff index for characterizing hydrologic drought. *Geophysical Research Letters*, 35(2), 1-7. <http://doi.org/10.1029/2007GL032487>
- Tsakiris, G., Pangalou, D., & Vangelis, H. (2007). Regional drought assessment based on the Reconnaissance Drought Index (RDI). *Water Resources Management*, 21(5), 821-833.
- Vicente-Serrano, S. M. (2006). Differences in spatial patterns of drought on different time scales: an analysis of the Iberian Peninsula. *Water Resources Management*, 20(1), 37-60.
- Vicente-Serrano, S. M., López-Moreno, J. I., Beguer\ia, S., Lorenzo-Lacruz, J., Azorin-Molina, C., & Morán-Tejeda, E. (2011). Accurate computation of a streamflow drought index. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(2), 318-332.
- Vuille, M., Bradley, R. ., & Keimig, F. (2000). Climate variability in the andes of Ecuador and its relation to tropical Pacific and Atlantic sea surface temperature anomalies. *Journal of Climate*, 13, 2520-2535.
- Webster, R., & Oliver, M. (2007). *Geostatistics for Environmental Scientists* (Second Edi). John Wiley & Sons, Ltd.
- Wilhite, D. A. (1997). Responding To Drought: Common Threads From the Past, Visions for the Future. *Journal of the American Water Resources Association*, 33(5), 951-959. <http://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1997.tb04116.x>
- Wilhite, D. A., Hayes, M. J., & Svoboda, M. D. (2000). Drought monitoring and assessment: status and trends in the United States. In *Drought and drought mitigation in Europe* (pp. 149-160). Springer.
- Younes, K., Ali, M. G., Esmail, A., & Fatemeh, T. (2011). Assessment of geostatistical methods for spatial analysis of SPI and EDI drought indices. *World Applied Sciences Journal*, 15(4), 474-482. <http://doi.org/10.1002/joc.1691>
- Zhai, L., & Feng, Q. (2009). Spatial and temporal pattern of precipitation and drought in Gansu Province, Northwest China. *Natural Hazards*, 49(1), 1-24.
- Zhang, J., Zhang, J., & Yao, N. (2009). Geostatistics for spatial uncertainty characterization. *Geo-Spatial Information Science*, 12(1), 7-12.

ANEXO 1

SPI de las estaciones de precipitación en la cuenca del río Paute





Análisis multicriterio basado en GIS para identificar potenciales áreas de emplazamiento de un relleno sanitario mancomunado en la provincia del Azuay

Cobos Sandra¹, Solano José², Vera Andrés³, Monge Juan³

1 Unidad Académica de Ingeniería
Industria y Construcciones / Uni-
versidad Católica de Cuenca
General Torres y Ave. Américas/
Azuay/Ecuador
scobosm@ucacue.edu.ec

2 Unidad Académica de Ingeniería
Industria y Construcciones / Uni-
versidad Católica de Cuenca
General Torres y Ave. Américas/
Azuay/Ecuador
jsolano@ucacue.edu.ec

3 Estudiantes de la Unidad Aca-
démica de Ingeniería Industria
y Construcciones / Universidad
Católica de Cuenca
General Torres y Ave. Américas/
Azuay/Ecuador

RESUMEN

Los sitios de disposición final de desechos sólidos, se constituyen en piezas claves dentro de los procesos de gestión territorial por sus implicaciones ambientales, técnicas, sociales y económicas; más aún en municipios pequeños que no pueden financiar de forma directa este tipo de infraestructuras sanitarias, lo que ocasiona botaderos a cielo abierto, arrendamiento de rellenos sanitarios, o improvisación de lugares que responden a otros factores menos a factibilidad o aptitud del terreno. Tomando en cuenta estos antecedentes, el presente estudio tiene como objetivo identificar potenciales áreas para establecer un relleno sanitario mancomunado para la provincia del Azuay, mediante un análisis de decisión multicriterio (MCDA) con combinación lineal ponderada (WLC), basada en Sistema de Información Geográfica (GIS), de forma que satisfaga los requerimientos impuestos en la normativa vigente. Es así que el 11% de la superficie de la provincia presenta condiciones óptimas para establecer un relleno sanitario básico de 42 Ha., para lo que se contempló solo las ponderaciones más altas del MCDA, correspondientes a valores de 7,8 y 9. Estas zonas se encuentran distribuidas en 13 de los 15 cantones. Sin embargo, las áreas más grandes están en los cantones de Cuenca, Santa Isabel, Nabón, Gualaceo y Oña.

Palabras clave: **Sistemas de Información Geográfica, Análisis de decisión multicriterio (MCDA), Combinación lineal ponderada (WLC), Relleno sanitario mancomunado, Provincia del Azuay.**

ABSTRACT

The final solid waste landfill sites are key components of territorial management processes due to their environmental, technical, social and economic implications. Even more so in small municipalities that cannot directly finance this type of sanitary infrastructure, which leads to open pit dumps, landfill leases, or to the implementation of improvised sites in places that respond to other factors, but not to land feasibility or terrain suitability. With this background, the present study aims to identify potential areas for establishing a joint landfill for the Azuay province, by using a multi-criteria decision analysis (MCDA) with weighted linear combination (WLC) and by employing Geographic Information Systems (GIS) as a basic tool, in a way that satisfies the requirements imposed by the current legislation. It holds true that 11% of the province's area has suitable conditions to

establish a basic sanitary landfill of 42 hectares, for which only the highest MCDA weights corresponding to values of 7,8 and 9 were considered. This zones are distributed in 13 of the 15 cantons. Nevertheless, the largest areas are found in the cantons of Cuenca, Santa Isabel, Nabón, Gualaceo and Oña.

Keywords: *Geographical Information Systems, Multicriteria Decision Analysis (MCDA), Weighted Linear Combination (WLC), Landfill Joint, Province of Azuay.*

I. INTRODUCCIÓN

Los sitios de disposición final marcan el lugar de mayor trascendencia dentro de un sistema integrado de gestión de desechos sólidos, debido a que confluyen actividades que generan grandes impactos ambientales, tal es el caso de desbroce de cobertura vegetal, movimiento de tierra, cambio de uso de suelo, colocación de material de cobertura, manejo de lixiviados, control de emisión de gases, mitigación de impactos paisajísticos y riesgos para la salud pública (Zapata Muñoz & Zapata Sanchez, 2013). A ello se suma problemáticas de carácter global como el crecimiento poblacional, utilización de materiales no biodegradables y el consumo excesivo e innecesario de bienes y productos (Mirabal Silva & Mirabal, 2016). A más de hechos propios de realidades como la latinoamericana, donde se carece de procesos de reaprovechamiento, reciclaje y tratamiento de los residuos. Todo esto contribuye a la generación de una mayor cantidad de basura, que en el mejor de los casos llega a un relleno sanitario. Caso contrario, termina en botaderos a cielo abierto, sin ningún control técnico y ambiental (Sáez & Urdaneta, 2014). Producto de ello, se maximiza el impacto ambiental por contaminación de lugares sensibles con una alta diversidad biológica y de ecosistemas.

A pesar de las consecuencias ambientales, sociales, económicas y culturales que se evidencia, la ubicación del sitio de emplazamiento del relleno sanitario, en Latinoamérica, por lo general, no corresponde principalmente a la factibilidad y aptitud del terreno, sino más bien obedece a factores políticos y sociales, como los que se han discutidos en Quintero (2016). Sin embargo, esta realidad se contrarresta con otros sitios geográficos como por ejemplo España, en donde se cumple, en su mayoría, con las normativas correspondientes (Colomer Mendoza, Altabella, Ferrán García, Herrera Prats, & Robles Martínez, 2013).

Por todas estas implicaciones, una adecuada disposición final de los residuos sólidos urbanos, se contempla como una de las estrategias para alcanzar la sostenibilidad de un territorio, cristalizado a través de los Planes de Ordenamiento Territorial. En el Ecuador, de acuerdo a la Constitución de la República (Asamblea Nacional de la República del Ecuador, 2008) su artículo 264 y al Código orgánico de organización territorial autonomía y descentralización (COOTAD) en su artículo 55, esta responsabilidad ha sido adjudicada a los Gobiernos Autónomos Descentralizados (GADs) Municipales (Ministerio de Coordinación de la Política y Gobiernos Autónomos Descentralizados, 2011), quienes deben controlar, manejar y decidir sobre el uso de los recursos (suelo, aire y agua) de su espacio físico y garantizar la capacidad de enfrentar los conflictos que se deriven de él (Quintero Torres, 2016). Sin embargo, la falta de autonomía administrativa y financiera de estas entidades, ha producido un manejo incipiente de estos desechos (Organización Mundial de la Salud - OMS, 2002; Buenrostro, Mendoza, & López, 2005)

En la provincia del Azuay, se puede evidenciar algunos factores importantes dentro de esta problemática, entre los que se destacan: la aun inadecuada disposición final de los residuos sólidos, donde el 9.19% va a un botadero a cielo abierto,

0.27% va a un botadero controlado y 1.53% utiliza una celda emergente (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2015). Cinco cantones de esta provincia y dos de provincias vecinas, contratan los servicios de disposición final con el GAD municipal de Cuenca a través de su empresa de aseo. Así también, cuatro cantones de la cuenca del Jubones se han organizado a nivel de mancomunidad y cuentan con un relleno sanitario en común.

En base a lo expuesto, la provincia cuenta con dos rellenos sanitarios con licencia ambiental que evidencia el cumplimiento de las normativas técnicas y legales dispuestas en el libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria (TUL-SMA) (Ministerio del Ambiente, 2015). Uno de ellos con una vida útil hasta el 2031 (Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Cuenca, 2016) y el otro hasta el 2023 (Empresa pública municipal mancomunada de aseo integral de la cuenca del Jubones, s.f). Lo que genera la necesidad de establecer nuevas alternativas viables en favor de una planificación territorial adecuada.

Frente a este escenario, una premisa que se asume dentro de este estudio, es la generación de un relleno sanitario mancomunado que toma como actores principales a los GADs municipales de la provincia del Azuay. Hecho que además se fundamenta en el artículo 243 de la Constitución de la República del Ecuador, que menciona "Dos o más regiones, provincias, cantones o parroquias contiguas podrán agruparse y formar mancomunidades, con la finalidad de mejorar la gestión de sus competencias y favorecer sus procesos de integración..." (Asamblea Nacional de la República del Ecuador, 2008). De la misma forma, la Organización Mundial de la Salud (2002), sugiere el trabajo mancomunado para la gestión de residuos sólidos en cantones que no superen los 30000 habitantes, característica que cumplen 13 de los 15 cantones analizados, excluyéndose Cuenca y Gualaceo. Esta estructura organizativa se ha sugerido también en otros países de América Latina (Buenrostro, Mendoza, & López, 2005) debido a beneficios como: reduce costos globales e individuales de gestión del servicio, optimiza y fortalece capacidades instaladas, genera una cultura de responsabilidad y transparencia en la gestión de recursos, mejora la calidad del servicio, estimula la inversión y genera fuentes de trabajo, autonomía técnica, administrativa, económico-financiera y de gestión, centraliza los residuos sólidos en un solo sitio, lo que favorece la operación y disminuye el impacto ambiental (Fundación IPADE, 2011; Solano Peláez, 2011).

El presente estudio tiene como objetivo identificar sitios potenciales para un relleno sanitario mancomunado para la provincia del Azuay, mediante un análisis espacial multicriterio basado en Sistemas de Información Geográfica (GIS). Estos últimos, al ser herramientas poderosas de captura, almacenamiento, consulta, análisis y modelado de información espacial, es la base para estudios territoriales que además ha incluido el álgebra y la probabilidad para apoyar la planificación, el análisis y la toma de decisiones (Malczewski, 2004).

La selección de sitios óptimos, recae en un problema de decisión, ya que gira en torno a la evaluación de diversas varia-

bles que definen según los expertos la idoneidad de un sitio. Esta tarea, en un inicio, se reducía solo al análisis de criterios en el ámbito económico, pero ahora, responden también a factores de tipo técnico, ambiental, social, convirtiéndole al hombre en el factor más importante. Esto ha originado incremento en los volúmenes de información a procesar y en la complejidad del análisis. No obstante, puede ser resuelto en el menor tiempo posible mediante la implementación de la tecnología SIG (Rikalovic, Cosic, & Lazare, 2014)

II. MÉTODO

A. DATOS

Este estudio partió de información secundaria en el ámbito geográfico, de acuerdo a la Tabla I. Por otro lado, para la determinación del área del relleno sanitario, se obtuvo datos del Programa Nacional de Gestión de Desechos Sólidos del Ministerio del Ambiente del Ecuador (PNGIDS) y de los GADs municipales, quienes proporcionaron la producción per cápita y porcentaje de cobertura.

TABLA I
INSUMOS GEOGRÁFICOS UTILIZADOS EN LA INVESTIGACIÓN

DATOS GEOGRÁFICOS	FUENTE	ESCALA	AÑO
Límites cantonales	IGM	25000	2016
Cuerpos Hídricos		25000	2016
Uso De Suelo		25000	2016
Zonas Edificadas		25000	2016
Isoyetas	ODEPLAN	25000	2002
Permeabilidad	SENPLADES	25000	2014
Material De Cobertura		25000	2014
Modelo Digital De Elevaciones		3m x 3 m	2014
Estabilidad	UDA	25000	2011
Vías	EERCS	2000/5000	2005
Centros Educativos	Ministerio de Educación	25000	2008
Zonas De Bosques Y Áreas Protegidas	MAE	25000	2015
Fallas Geológicas	Caminosca	500	2011

Nota: IGM = Instituto Geográfico Militar, ODEPLAN = Oficina de Planificación, SENPLADES=Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo, UDA = Universidad del Azuay, EERCS = Empresa Eléctrica Regional Centro Sur, MAE = Ministerio del Ambiente del Ecuador

B. ZONA DE ESTUDIO

La provincia del Azuay está ubicada al sur del Ecuador, limita al norte con la provincia de Cañar, al sur con Loja, al este con Morona Santiago y Zamora Chinchipe y al oeste con El Guayas y El Oro (Figura 1). Está conformada por 15 cantones divididos en dos demarcaciones hidrográficas (D.H). La D.H del Santiago conformada por los cantones de El Pan, Chordeleg, Gualaceo, Cuenca, Sevilla de Oro, Guachapala, Paute y Sigsig. La D.H del Jubones con los cantones de Oña, Camilo Ponce Enríquez, Nabón, Girón, Pucará, San Fernando y Santa Isabel.

La capital provincial es la Ciudad de Cuenca, Patrimonio Cultural de la Humanidad, que por su extensión territorial y su desarrollo económico, es la tercera ciudad en importancia del País. La provincia, por su ubicación, goza de varios pisos climáticos, lo que genera una alta variedad de ecosistemas y una alta riqueza en biodiversidad. Aquí se destaca el Parque Nacional el Cajas, considerado como reserva de la Biósfera y principal fuente hídrica de la zona.

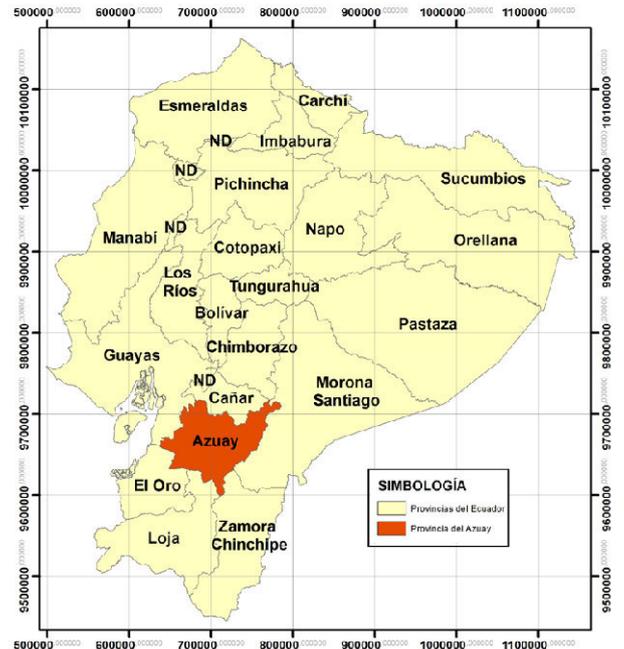


Figura. 1. Mapa de ubicación de la provincia del Azuay.

C. PROCESO PARA LA DETERMINACIÓN DEL ÁREA REQUERIDA

El cálculo del área del relleno sanitario se realizó contemplando únicamente los residuos sólidos generados a nivel domiciliario, debido a que representan entre el 80% (Ramos Sánchez, 2016) y 90% (Empresa Municipal de Aseo de Cuenca, 2016) de la producción total. El porcentaje restante se distribuye entre industrias, hospitales, comercios, mercados, establecimientos públicos y privados, residuos de barrido de calles, entre otros. Adicionalmente, no se han considerados los residuos peligrosos, puesto que, estos tienen un tratamiento especial de acuerdo a la normativa ecuatoriana vigente (Ministerio del Ambiente & Ministerio de Salud Pública, 2014).

El tiempo de vida útil para un relleno sanitario de acuerdo a la normativa ambiental ecuatoriana, debe ser de mínimo 10 años (Ministerio del Ambiente, 2015). Desde el punto de vista técnico, se gana estabilidad en la masa de basura a medida que pasan los años (Espinosa Silva & González García, 2011). Para este estudio, al manejarse el criterio de mancomunidad a nivel provincial, se contempla una vida útil de 20 años (Sanchez Bernal, Rodríguez León, Sandoval Orozco, Camacho Escobar, & Estrada Vázquez, 2015), partiéndose desde el 2025, lo que implica una proyección hasta el año 2045. El margen de 7 años (2017-2025) se contempla para la generación de espacios de diálogo con miras a la creación de la mancomunidad, estudios técnicos de viabilidad de las alternativas y la estructura técnico-administrativo del sistema de gestión (Consortio Público de la Cuenca del Río Jubones, 2013; Alianza por la Solidaridad, 2014 (a,b)).

El cálculo del área necesaria (ARS) se realizó con la ecuación [1].

$$ARS = \left(\sum_{k=1}^{15} A(cub/cantón) \right) * A(adi) \quad (1)$$

Donde A(cub/cantón) es igual al área mínimo requerida para depositar los residuos sólidos de cada cantón hasta el año 2045. Se calculó por medio de la ecuación [2]. La sumatoria

de los 15 cantones, se multiplicó por A(adi) que es un valor referencial que se agrega para obras e infraestructura necesaria para la operación del relleno sanitario, tales como: vías, caseta de guardianía, área de pesaje de camiones, zona de recuperación de flora y fauna, entre otros. Valor que se recomienda entre un 20% y 40% (Carmona Merat, 2015). Para esta investigación se tomó un valor referencial del 20%.

$$A (\text{cub/cantón}) = \frac{\sum_{k=1}^n (V * MC)}{h} \quad (2)$$

En la ecuación [2], V representa el volumen de residuos sólidos que serán dispuestos anualmente en el cubeto y se calculó por medio de la ecuación [3]. MC equivale al porcentaje de material de cobertura, que se recomienda que por cada 4 a 5 m³ de desecho sólido, se emplee 1 m³ de material de cobertura (Rondón Toro, Szantó Narea, Pacheco, Contreras, & Gálvez, 2016). Sin embargo, en la práctica y de acuerdo a la experiencia del cantón Cuenca en el manejo de su relleno sanitario, se puede considerar hasta un 12% (Empresa Municipal de Aseo de Cuenca, 2016), valor adoptado para este estudio.

El producto de V * MC se realizó para toda la vida útil del relleno sanitario, con k = 1 y n = 20. La letra h hace referencia a la altura del cubeto, que en este caso se consideró de 15 m (Collazos Peñaloza, 2013).

$$V = \left(\frac{P(\text{Anual})}{\rho} \right) * (1 - \text{asentamiento}) \quad (3)$$

En la ecuación [3], P(Anual) es la producción anual de residuos sólidos que se calculó con la ecuación [4]. A fecha del estudio, la provincia del Azuay generaba aproximadamente 400 Tn. diarias de basura, enmarcándose en un relleno sanitario de tipo mecanizado, con valores de compactación que generan un peso específico de los residuos (ρ) entre 0.71 Tn/m³ y 1 Tn/m³ (Rondón et al., 2016). Con la utilización de equipos compactadores de basura especializados, maquinaria que es necesaria para la magnitud del relleno sanitario propuesto, el peso específico por ende, se puede establecer en 0.9 (Collazos Peñaloza, 2013), valor asumido para este estudio.

El valor por asentamiento representa el porcentaje de pérdida en el volumen de los residuos sólidos por los procesos químicos y biológicos de degradación, lo que puede llegar hasta el 40% (Ordoñez Ante & Villarraga Herrera, 2005). No obstante, aquí se tomó un valor de 15%, de forma conservadora.

$$P(\text{Anual}) = [P(\text{Servida}) * PPC] * 365 \quad (4)$$

En la ecuación [4], P(Servida) equivale al porcentaje de población que cuenta con el servicio de recolección de residuos sólidos y se calculó utilizando la fórmula [5]. PPC es igual a la producción per cápita de cada cantón, variable directamente relacionada con las condiciones socioeconómicas del país, razón por lo que dificulta proyectar su comportamiento a futuro. No obstante, Collazos (2013) y Zafra (2009) han estimado un crecimiento entre 0.5% y 1% anual. Es así que para esta investigación se utilizó un promedio de estos valores de 0.7% como crecimiento anual para todos los cantones, con el objetivo de no sub-dimensionar el área requerida.

$$P(\text{Servida}) = \frac{P * PCSR}{100} \quad (5)$$

En la ecuación [5], P es la población anual cantonal y PCSR representa el porcentaje de cobertura del servicio de recolección por cantón. El crecimiento anual del porcentaje de cober-

tura de recolección, depende de algunos factores como por ejemplo: la renovación de la flota vehicular, apertura de rutas de recolección, crecimiento poblacional, distancias entre centros poblados y otros factores económicos y sociales. En este estudio, se tomó como referencia el crecimiento en el nivel de cobertura del último año en Cuenca (1.27%), cantón con mayor desarrollo económico de la provincia. Por otro lado, en Latinoamérica llegar a un nivel de cobertura del 100% se ajusta al ámbito teórico más no práctico, por lo que se utilizó como umbral máximo de crecimiento, el 93.24% que presenta Cuenca para el año 2016 (Empresa Municipal de Aseo de Cuenca, 2016).

El número de habitantes para los años involucrados se tomaron del INEC, quienes tienen una proyección por cantón hasta el año 2030 (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2010). Para los años faltantes, se usó fórmula de crecimiento exponencial especificada en la ecuación [6] aplicado por Bejarano (2005).

$$PF = PI * (e)^{r*(tf-ti)} \quad (6)$$

Donde PF es la población final para cada uno de los años siguientes al 2030; PI es la población inicial en el último año censal (2010); r representa la tasa de crecimiento entre los periodos proporcionados por el INEC (2010-2030); tf es el año al que se desea proyectar los datos y ti es el último año censal.

Para la determinación de la tasa de crecimiento (r), se utilizó como base el rango comprendido entre el año 2010 y 2030 y se calculó de acuerdo a la ecuación [7]

$$r = \ln \left(\frac{pf}{pi} \right) * \left(\frac{1}{tf - ti} \right) \quad (7)$$

En donde pf es la población del año del rango superior (2030); pi es la población del año del rango inferior (2010); tf es el año final y ti es el año inicial.

D. ANÁLISIS MULTICRITERIO BASADO EN GIS

Para la determinación geográfica de las áreas factibles para el emplazamiento del relleno sanitario, se utilizó un análisis de decisión multicriterio basado en GIS, conocido como GIS-MC-DA por sus siglas en inglés de GIS-bases multicriteria decision analysis. Técnica que permite estructurar, diseñar, evaluar y priorizar alternativas en problemas de decisión (Malczewski, 2006); mediante la evaluación de un conjunto de criterios cualitativos o cuantitativos previamente establecidos que inciden en el problema. Estos criterios pueden trabajar en sinergia con la asignación de valores ordinales o continuos comparables (Greene, Devillers, Luth, & Eddy, 2011). No obstante, una limitación importante radica en que la opción determinada como la mejor, no siempre es aquella que representa el mayor bienestar (Kylilia, Christoforou, Fokaidis, & Polycarpou, 2014).

En el ámbito espacial, se consideran dos tipos de criterios, que para la elección de sitios óptimos, trabajan conjuntamente. Estos criterios se definen como explícitos e implícitos. El primer tipo hace referencia cuando la condición está presente en el problema de decisión. En términos de búsqueda de lugares óptimos es el tamaño, la forma, la consolidación morfológica del área, entre otros. En cambio, un criterio implícito es aquel que necesita ser calculado en función a datos espaciales. Por ejemplo, costos de la disposición final de los residuos sólidos que se calcula en función a variables como: distancias y proximidad a otros elementos geográficos, pendientes, entre otros. (Malczewski, 2006).

A partir de GIS-MCDA, se han desarrollado una serie de métodos, que entre otros factores, dependen del contexto en el que se aplica, el tiempo y los datos disponibles, diferenciándose uno del otro principalmente en la forma de procesamiento de la información. Sin embargo, ninguno reemplaza ni se sobrepone a otro ya que en muchos de los casos trabajan en conjunto (Kyllilia et al., 2014). Es por ello, que para la elección del modelo a utilizarse, se debe contemplar factores como: número de tomadores de decisión, fases de decisión, tolerancia al riesgo, incertidumbre, capacidad de recursos computacionales, experiencia, unidades y escala de medición. Además, como parte fundamental para la elección del camino a seguir, se debe identificar el número de objetivos que se pretende abordar en el estudio (Greene et al., 2011).

Cuando se analiza varios objetivos, cada uno de ellos con sus propios criterios, se sigue el modelo multi-objetivo o MODM por sus siglas en inglés de multiple-objective decision making. Cuando se analiza un solo objetivo, en el que intervienen diversos atributos, como el abordado en este trabajo, se cuenta con el modelo multi-atributo o MADC por sus siglas en inglés de multiple-attribute decision making. Éste último, permite aplicar métodos compensatorios entre atributos, ya que lo que se pierde en un criterio, gana en otro, con el objetivo de ajustarse más a la realidad (Malczewski, 2004).

Además, en el marco de GIS-MCDA existen métodos que hacen referencia al análisis de los criterios y la ponderación que reciben cada uno de ellos. Así se tiene el caso del proceso analítico jerárquico (AHP) utilizado por Zafra Mejía, Mendoza Castañeda, & Montoya Varela (2012); Tavares, Zsigraiová, & Semiao (2011); Siddiqui, Everett, & Vieux (1996), Yalcin (2008). Otros métodos son: el de toma de decisiones borroso abordado por Chang, Parvathinathan, & Breed (2008); promedio ponderado ordenado (OWA) discutido en Malczewski & Liua (2014) y combinación lineal ponderada (WLC) utilizado por Al-Hanbali, Alsaaidh, & Kondoh (2011).

Este último modelo fue el más idónea para la problemática que aborda este estudio, debido a su fácil implementación y a lo intuitivo que resulta para los tomadores de decisión; a pesar de que se ha sugerido que subestima la complejidad del problema porque se centra en los factores y no en la combinación de los mismos (Malczewski, 2004). Su metodología consiste en normalizar la escala valorativa, para que todos los criterios puedan evaluarse de la misma forma y posteriormente aplicar un peso de importancia relativa para cada criterio, lo que permite la compensación de variables.

A pesar de que sus resultados pueden tornarse subjetivos, debido a que depende de los conocimientos previos del experto; WLC, por su gran flexibilidad, proporciona buenos resultados en la selección de sitios óptimos a escalas regionales (como la aplicada en este estudio) (Al-Hanbali et al., 2011; Yalcin, 2008).

El procesamiento de los datos disponibles se realizó en el paquete informático ArcGis en donde se llevó a cabo las siguientes fases:

Definición de criterios: De acuerdo al alcance de este estudio, se consideró criterios de idoneidad básicos a escala regional que se fundamentaron en la normativa nacional vigente, estudios previos y a la disponibilidad de información. Estos criterios encajan en tres de los cuatro factores estipulados por el Ministerio del Ambiente (2015), como son: ambientales, técnicos y sociales. En el primer grupo encajan distancia a cuerpos hídricos, precipitaciones y distancia a zonas edificadas. En el segundo grupo se tiene permeabilidad del suelo, estabilidad del

terreno, distancia a material de cobertura, pendientes y distancia a vías. En el tercer grupo se contempla el uso del suelo.

Distancia a cuerpos hídricos: es importante que el relleno sanitario se encuentre lo más lejos posible de un cuerpo de agua para evitar contaminación con los lixiviados. Este tipo de sustancias contaminantes contienen una importante carga de cloruros, nitratos y nutrientes como el nitrógeno y fósforo que provocan disminución en los niveles de concentración del oxígeno y la eutrofización del agua (Colomer et al., 2013). Esto repercute en la salud y calidad de vida de los habitantes (Mego, Pilco, Chávez, Leiva, & Cruz, 2016).

Precipitaciones: las condiciones climatológicas de los sitios en donde se ubican los rellenos sanitarios pueden influenciar en la hidrología e hidrogeología por la generación de lixiviados y su filtración a aguas subterráneas (de León-Gómez, Cruz-Vega, Dávila-Pórce, Velasco-Tapia, & Chapa-Guerrero, 2015). En el caso de que los niveles de precipitaciones sean altos, aumenta el riesgo de que se contaminen los recursos hídricos por fugas, necesiándose de infraestructura de drenaje, cunetas de coronación y sistemas de control y vigilancia de la red de eliminación de aguas residuales. Todo esto repercute en aumento de los costos de implementación de rellenos sanitarios (Demesouka, Vavatsikos, & Anagnostopoulos, 2013).

Permeabilidad del suelo: Es uno de los factores más importantes dentro de la determinación de un sitio para un relleno sanitario, puesto que de esto depende el transporte de contaminantes a las aguas subterráneas, encontrándose en estrecha relación con el tipo de suelo (El Baba & Kayastha, 2014). En la actualidad, se utilizan capas impermeables de polímeros que ayudan a evitar la infiltración de lixiviados.

Estabilidad: Los suelos que gozan de mayor estabilidad, poseen una buena retención y circulación del agua, así como una baja separabilidad de partículas de los agregados, lo que concluye en una menor degradación física (Fernández, González, & Sáez Sáez, 2016). Este factor es importante debido a que, en etapas de construcción, operación y mantenimiento de un relleno sanitario, se desarrollan actividades de excavación y de movimiento de tierras que de una u otra forma alteran las unidades geotécnicas. (Zapata Muñoz & Zapata Sanchez, 2013)

Distancias a zonas edificadas (asentamientos humanos): Este criterio se lo considera en el marco de que, a mayor distancia de recorrido de los camiones recolectores, mayor es el costo de operación (Bernache Pérez, 2015). Además, se asocia otras problemáticas como el ruido, malos olores, material esparcido en la vía, entre otros impactos propios del traslado de desechos (Coronado Cárdenas, Sotelo Rojas, & Chávez Porras, 2011).

Distancia a material de cobertura: El material de cobertura actúa como barrera para impedir el contacto de los residuos sólidos con el ambiente y así controlar los impactos que se puedan generar. Es por ello, que se debe disponer de este tipo de material lo más cerca posible. De no ser así, implica costos de extracción y movilización (Collazos Peñaloza, 2013), (Sandoval Alvarado, 2008).

Pendientes: Las pendientes pronunciadas representan costos por actividades de excavación y de estabilización de la zona durante la etapa constructiva de un relleno sanitario (Fernandez Nascimento & Marco da Silva, 2014). A ello se suma el riesgo de contaminación de aguas superficiales por el derrame de residuos sólidos y flujo de lixiviados a zonas con menor pendiente (cuerpos de agua, poblados) (Demesouka, Vavatsikos, & Anagnostopoulos, 2014).

Distancia a vías: De acuerdo con análisis espaciales, los mejores sitios para emplazar un relleno sanitario están asociados a una buena accesibilidad vial (Ali Ashraf, Rezuanul Islam, & Gani Adnan, 2015). Este criterio en conjunto con el uso de suelo y la distancia a zonas edificadas, son atribuibles a ocasionar el menor impacto posible, pero al mismo tiempo, deben favorecer la ampliación del servicio con los años (Buenrostro et al., 2005). Además, es importante considerar que la construcción de nuevas vías genera impactos ambientales como activación de procesos erosivos y cambios en el paisaje (Zapata Muñoz & Zapata Sanchez, 2013)

Uso de suelo: Esta variable tiene por objetivo contribuir a la reducción de los impactos ambientales y los conflictos con la comunidad, de forma que se enmarque dentro de los procesos de planificación territorial al identificar áreas cuyo uso no está asociado a actividades productivas y permitan el emplazamiento de un relleno sanitario. (Cárdenas-Moreno, Robles-Martínez, Colomer Mendoza, & Piña-Guzmán, 2016) (De Feo & De Gisi, 2014).

Así también, se estipuló criterios de restricción para zonas no aptas para la construcción de un relleno sanitario. En este estudio se consideró todas aquellas áreas que pertenecen al sistema nacional de áreas protegidas (SNAP), zonas con fallas geológicas y un radio de 500 metros de centros educativos.

Asignación de puntajes normalizados (x): Para evaluar conjuntamente los diferentes criterios, es necesario que estos tengan la misma escala de valoración. En este estudio se utilizó 3 valores en una escala del 1 al 10 abordados por Erazo (2016), donde 1 representa la puntuación más baja en términos de idoneidad del sitio, 5 una puntuación intermedia y 10 es la más alta, tal como se indica en la Tabla II.

Ponderación relativa de los criterios (w): Otra fase importante dentro de WLC, consiste en determinar la importancia relativa de cada criterio en la problemática planteada y compensar el modelo mediante la asignación de pesos.

En este estudio, el orden de importancia asignado a cada criterio corresponde a los implementados para la localización del nuevo relleno sanitario para el cantón Cuenca realizado por EMAC et al., (2001). Estas ponderaciones fueron adaptadas a porcentajes sobre el 100%, ya que no se consideraron pesos a los factores como el caso del estudio mencionado. Es así que a distancias de cuerpos hídricos se le asignó 26%, precipitaciones 18%, permeabilidad del suelo 15%, estabilidad del terreno 15%, distancia a zonas urbanas 9%, distancia a material de cobertura 7%, pendientes 5%, distancia a vías de comunicación 3%, uso de suelo 2%.

TABLA II
VARIABLES Y PONDERACIONES PARA EL ANÁLISIS MULTICRITERIO

CRITERIOS	CLASIFICACIÓN	PONDERACIÓN
Distancia a las vías (tipo1-tipo2-calles)	0-5km	10
	5-10km	5
	10-15km	1
	> a 15km	1
Distancia a cuerpos hídricos perennes	0-49m	1
	50-499m	5
	500-999m	5
	1000-1999m	10
	> a 2000m	10

Distancia a zonas edificadas	2000-4999 m	10
	5000-9999 m	10
	10000-24999 m	5
	25000-49999 m	1
	> a 50000 m	1
Uso de suelo	Tierra sin vegetación	10
	Cultivos	5
	Matorrales	5
	Pastizales	5
	Bosques	1
	Pantanos	1
	Zonas edificadas	1
Zona sin información	1	
Permeabilidad	Alta	1
	Media	5
	Baja	10
Distancia de obtención del material de cobertura	0-1999m	10
	2100-3999m	10
	4000-5999m	5
	6000-10000m	5
	> a 10000m	1
Estabilidad del terreno	Estable	10
	Moderadamente	10
	Umbral	5
	Inestable	1
Precipitaciones	0-999 mm	10
	1000-2499 mm	5
	2500-4000 mm	1
Pendiente	0-3%	10
	3.1-7%	10
	7-12%	5
	12-25%	1
	> a 25%	1

Agregación de criterios (A): La combinación de los diversos factores de acuerdo a WLC, se realiza mediante la multiplicación de los valores de la escala normalizada con la ponderación relativa asignada a cada criterio y suma estos productos de todos los criterios para obtener la idoneidad final en cada celda (Ozturk & Batuk, 2011). Adicionalmente, a la capa resultante, se resta la máscara construida con las zonas restringidas (re) como se estipula en la ecuación [8].

$$A_i = \left(\sum_{k=1}^n x_i w_i \right) - re \quad (8)$$

Donde i representa la posición de los píxeles dentro de un vector y n es el número de criterios evaluados en el modelo.

Jerarquización de sitios: La capa raster resultante presentó una escala valorativa que va del 1 a 9. El valor más bajo representa el sitio menos apropiado para el emplazamiento del relleno sanitario en función de los criterios evaluados y el valor más alto indica las zonas más idóneas.

La elección de los sitios potenciales se realizó con las áreas ponderadas del 7 al 9, lo que indica un cumplimiento satisfactorio de los parámetros considerados, según discrecionalidad de los autores. Pero para ello, previamente se realizó una depuración de las zonas resultantes con el objetivo de eliminar pequeñas áreas aisladas y proveer zonas compactas, utilizando filtros y

refinamiento de bordes. Finalmente, se eliminaron áreas inferiores a la requerida para el relleno sanitario mancomunado.

III. RESULTADOS

A. TAMAÑO DE LA CELDA

El área proyectada para el relleno sanitario mancomunado de la Provincia del Azuay está en el orden de las 41.74 Ha. de terreno. De las cuales, 34.78 Ha. serían para el cubeto y 6.96 Ha. para obras complementarias, tal como se muestra en la Tabla III.

De acuerdo a un promedio de producción diaria de residuos sólidos, realizado entre el 2025 y 2045, se estarían receiptando 634.18 Tn. De las cuales, el 12.77% representa a la D.H del Jubones y 87.23% a la D.H del Santiago, considerándose que en esta última D.H se encuentra el cantón Cuenca, mayor productor de desechos de la provincia, que aporta con un 77.70% (Tabla IV)

B. IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS POTENCIALES

En la provincia del Azuay, aplicando el GIS-MCDA con el método WLC en donde se procesaron las variables de la Figura 2 y las restricciones de la Figura 3, se obtuvo como resultado 354000 Ha. valoradas en una escala que va del 2 al 9. De este total, el valor 6 es el más representativo ya que representa el 40.2% del territorio, a lo que le sigue el valor 7 con 25.8%. No obstante, las ponderaciones más altas de 8 y 9 representan tan solo un 2.7% y 0.1% respectivamente (Ver Figura 4). Cabe recalcar que el 51.70% del territorio azuayo fue considerado como restringido para este tipo de infraestructura, sumando áreas protegidas por el SNAP, fallas geológicas y un radio de influencia de 500 m. a centros educativos.

TABLA III
TAMAÑO DEL CUBETO DEL RELLENO SANITARIO POR AÑO

AÑO	T.R.S (TN./AÑO.)	V.R.S. + MC (MILES DE M ³)	A.R.S.A. (HA.)
2025	480.14	189.01	1.26
2026	492.82	194.00	2.55
2027	505.68	199.06	3.88
2028	518.73	204.19	5.24
2029	531.96	209.41	6.64
2030	545.33	214.67	8.07
2031	561.09	220.85	9.54
2032	576.82	227.04	11.05
2033	592.50	233.28	12.61
2034	608.63	239.61	14.21
2035	626.61	246.61	15.85
2036	643.47	253.25	17.54
2037	660.82	260.07	19.27
2038	678.66	267.39	21.06
2039	697.01	270.97	22.86
2040	715.88	278.34	24.72
2041	735.31	285.92	26.62
2042	755.29	293.72	28.58
2043	775.75	301.71	30.59
2044	796.80	309.93	32.66
2045	818.48	318.40	34.78
Área total del cubeto (Ha.)			34.78
Obras adicionales (20%)			6.96
Área total del relleno sanitario (Ha.)			41.74

Nota: R.D.R.S = Cantidad de residuos sólidos recolectados por año; V.R.S = Volumen de residuos sólidos; MC = Material de cobertura; A.R.S.A = Área del cubeto del relleno sanitario.

Se determinó que el 11% de la superficie del Azuay, presenta características idóneas para emplazar un relleno sanitario mancomunado. Para ello, se consideró, según se estipula en la metodología, los puntajes mayores o iguales a 7 en la escala valorativa y áreas superiores a las 40 Ha (Área mínimo del relleno sanitario). De esta superficie, apenas el 0.4% tiene una valoración de 9, lo que representa 322.40 Ha; el 10.6% tiene una valoración de 8 con 9306.62 Ha y el 89% presenta una valoración de 7, que equivale a 78317.14 Ha. Superficie distribuida en los cantones de Cuenca, Santa Isabel, Nabón, Gualaceo, Oña, Girón, Paute, Sigsig, San Fernando, Guachapala, Chordeleg, El Pan y Sevilla de Oro, enumeradas en orden descendente de acuerdo a la cantidad de superficie idónea que presenta el cantón. Lo que deja a los cantones de Camilo Ponce Enriquez y Pucará, sin área idónea.

De la lista anterior, los cinco primeros cantones representan el 75% del total de área idónea, distribuida en 28%, 19%, 13%, 8% y 7% respectivamente (Ver Figura 5).

En términos de idoneidad y utilizando una delimitación política administrativa más pequeña como la parroquial, se identificó mosaicos de áreas que sobresalen por su puntuación de 8 y 9. Es así que se tiene: Santa Isabel y Abdón Calderón para el cantón Santa Isabel; Gualaceo, Daniel Córdova Toral y Luis Cordero Vega para el cantón Gualaceo; Tarqui, Quingeo y Cumbe para el cantón Cuenca. Para el caso de Nabón y Oña, no se encontraron áreas con ponderaciones de 9.

TABLA IV
PROMEDIO DE PRODUCCIÓN DIARIA DE RESIDUOS SÓLIDOS POR CANTÓN

	CANTÓN	G.D. PROMEDIO (TN/DÍA)	PORCENTAJE (%)
D.H. DEL JUBONES	Oña	0.80	0.13
	Camilo Ponce	44.49	7.02
	Nabón	8.04	1.27
	Girón	6.04	0.95
	Pucara	5.38	0.85
	San Fernando	2.58	0.41
	Santa Isabel	13.59	2.14
	Total	80.93	12.77
D.H. DEL SANTIAGO	El Pan	0.99	0.16
	Chordeleg	4.86	0.77
	Gualaceo	21.75	3.42
	Cuenca	492.73	77.70
	Sevilla de Oro	4.46	0.70
	Guachapala	1.28	0.20
	Paute	9.97	1.57
	Sigsig	17.21	2.71
	Total	553.25	87.23
Total Provincial	634.18	100	

Nota: G.D = Generación de residuos sólidos diarios

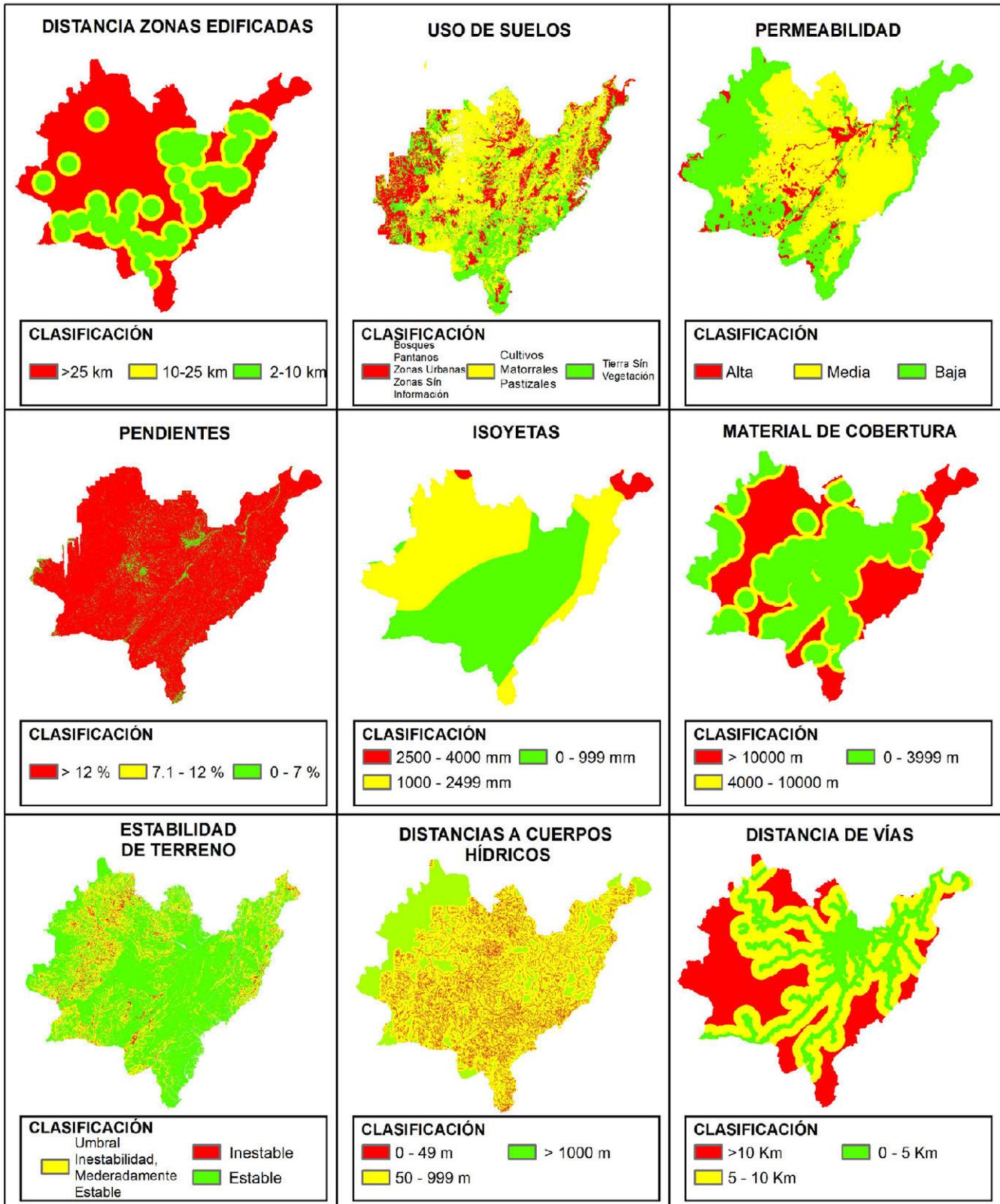


Figura. 2. Criterios de factibilidad

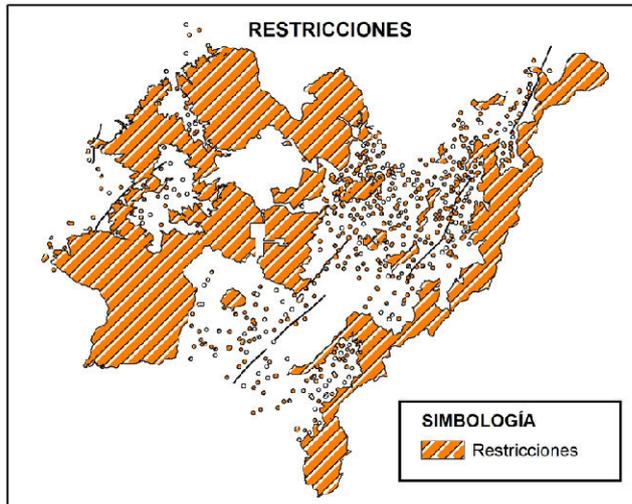


Figura 3. Restricciones

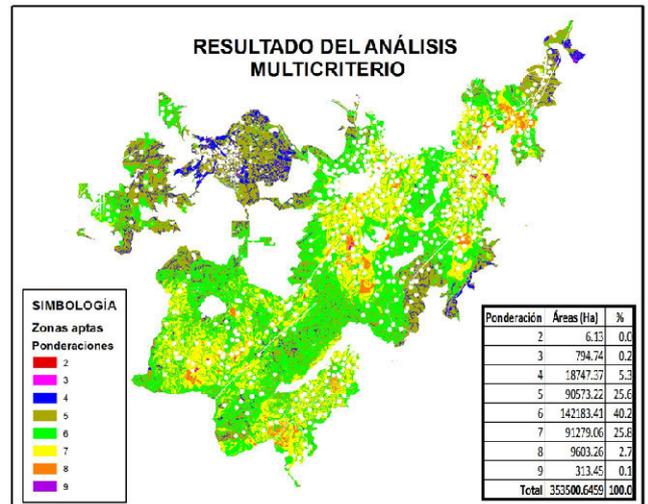


Figura 4. Resultado del análisis multicriterio

POTENCIALES ÁREAS DE EMPLAZAMIENTO DE UN RELLENO SANITARIO MANCOMUNADO EN LA PROVINCIA DEL AZUAY

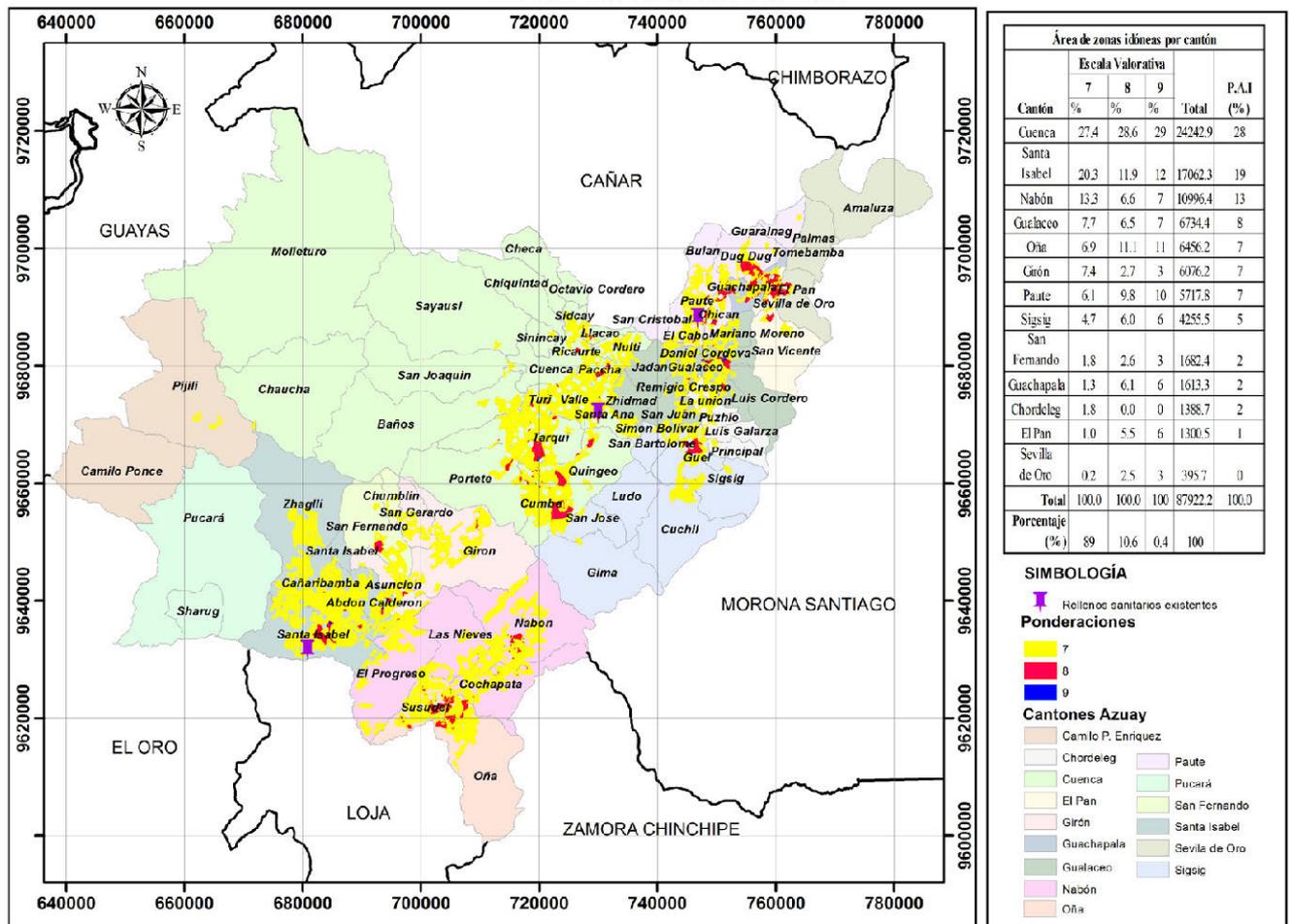


Figura 5. Mapa de potenciales áreas para la implementación de un relleno sanitario mancomunado en la provincia del Azuay

IV. CONCLUSIONES

El resultado del análisis multicriterio proporcionó una gran cantidad de terreno con una puntuación de 6. Sin embargo, debido a que se encuentran por debajo del 70% en el cumplimiento de los criterios analizados, estas zonas fueron excluidas de las áreas identificadas como idóneas. Abordándose para el presente estudio, solo aquellas con valoraciones de 7, 8 y 9. De estas últimas, las áreas con puntuación de 7 tuvieron la mayor superficie, mientras que las categorizadas con 9, se presentaron en menor cantidad.

Al sobreponer las áreas obtenidas como idóneas con la ubicación de los rellenos sanitarios actualmente existentes en la provincia, se determinó que Pichacay (Cuenca) y el sitio de disposición final del cantón Paute, ubicado en el sector de San Ignacio, se asientan en sectores con mosaicos de valoraciones entre 7 y 8. Mientras que Huascachaca (Santa Isabel), está emplazado en un sector con una puntuación de 7.

En contraste con la metodología aplicada en la determinación de los sitios de disposición final ya existentes, que utilizaron matrices analógicas multicriterio, propias de la evaluación de impactos ambientales, caracterizadas en la experiencia de los técnicos más no en la incorporación de herramientas informáticas de apoyo a la toma de decisiones; el presente estudio, utilizó información digital en un análisis de decisión multicriterio basado en GIS que permitió un tratamiento simultáneo de datos espaciales como no espaciales de diferentes fuentes y escalas, cuyos resultados fueron evaluados de forma ágil y sencilla.

Con el fin de cumplir los objetivos de esta investigación, se partió de información secundaria generada por instituciones competentes en el campo o por aquellas que han realizado estudios sobre la temática. Las variables utilizadas corresponden a una escala regional con el fin de tener una primera aproximación de las zonas idóneas para establecer un relleno sanitario. Sin embargo, sobre estos sitios se debería proyectar estudios específicos con la inclusión de variables a escala local en el marco de factores sociales, técnicos, ambientales y económicos, que permitan aumentar el nivel de precisión en la delimitación de superficies de terreno y desestimar zonas como Tarqui, Portete y Cumbe por ser consideradas áreas productivas; Llaocao, Nulti y Paccha por riesgos de deslizamiento. Esto de acuerdo al plan de desarrollo y ordenamiento territorial del cantón Cuenca. De igual forma, se tiene la parroquia El Valle donde estuvo operando el antiguo relleno sanitario del cantón Cuenca, lo que provocó conflictos sociales que no favorecería nuevamente la construcción de este tipo de infraestructura.

Por otro lado, variables a escala local, podrían destacar áreas donde ya se encuentran funcionando rellenos sanitarios por más de 8 años y que se han consolidado como experiencias exitosas. Estos son los casos de Huscachaca y Pichacay que, de acuerdo a la planificación territorial de Santa Isabel y Cuenca respectivamente, están consideradas como zonas in-

dustriales compatibles con este tipo de actividades. Además, ya tienen una connotación regional o de mancomunidad, debido a que reciben residuos sólidos de varios cantones. Por lo tanto, su viabilidad social ya ha sido manejada, disminuyendo conflictos en este orden. Sin embargo, las condiciones climáticas de estos dos lugares difieren drásticamente en cuanto a precipitación se refiere. Es así, que en Huscachaca se registra precipitaciones anuales promedio de entre 100 y 200 mm; mientras que Pichacay está en el rango de 1000 a 1500 mm. Criterio que mientras más bajo sea, facilita entre otros aspectos, la compactación de los residuos sólidos y de su material de cobertura, así como genera menor volumen en lixiviados.

De acuerdo a la generación diaria de residuos sólidos, el punto de gravedad está ubicado en el cantón Cuenca. Sin embargo, un análisis por demarcaciones hidrográficas, excluyendo a este gran productor, sesgaría mínimamente el centro de gravedad hacia la D.H del Jubones, al sur de la provincia. Es así, que teniendo en cuenta una cercanía al centro de gravedad, los sitios factibles para un relleno sanitario estarían en los cantones de Santa Isabel, Nabón y Oña.

Las variables empleadas para el análisis multicriterio, obedecieron a factores ambientales, técnicos y sociales, en los cuales primó la protección de la red hídrica, precipitaciones, geología e impermeabilidad del suelo. Esto, con el objetivo de disminuir la cantidad de lixiviados y su impacto sobre el ecosistema, aspecto ambiental crítico en la fase de operación y mantenimiento de un relleno sanitario. Además, estos criterios pueden servir como punto de partida para la implementación de otro tipo de infraestructura de similares características e impactos ambientales. Tal es el caso de estaciones de transferencia, escombreras y plantas de tratamiento de residuos sólidos orgánicos e inorgánicos.

Como conclusión, los SIG son herramientas tecnológicas que se han convertido en piezas fundamentales e ineludibles en estudios territoriales. Es así que su manejo se ha extendido a una diversidad de disciplinas y perfiles, por lo que se ha agregado diferentes modelos complementarios que soporten la planificación, el análisis y las decisiones.

Entre estos modelos, se encuentra el GIS-MCDA, enfocado en facilitar la decisión en temas complejos. De forma particular, ha permitido identificar potenciales zonas para establecer un relleno sanitario de 41.74 Ha para 20 años de vida útil y que servirá para la disposición final de los desechos sólidos de los 15 cantones, mediante la conformación de una mancomunidad.

La precisión en los resultados obtenidos, depende de la calidad de los insumos o información de partida. Para ello, se debe considerar factores como: actualización de datos para ajustarse a la realidad; escalas de trabajo en función a la superficie de estudio y al nivel de detalle deseado; equipos y metodología de obtención y procesamiento de datos que garanticen su veracidad.

REFERENCIAS

- Al-Hanbali, A., Alsaadeh, B., & Kondoh, A. (2011). Using GIS-Based Weighted Linear Combination Analysis and Remote Sensing Techniques to Select Optimum Solid Waste Disposal Sites within Mafraq City, Jordan. *Journal of Geographic Information System*, 267-278. doi:10.4236/jgis.2011.34023
- Ali Ashraf, M., Rezuanul Islam, M., & Gani Adnan, S. (2015). Gis and multi criteria decision method based approach of identifying appropriate landfill sites for the city of Chittagong. *International Journal of Environment*. doi:2091-2854
- Alianza por la Solidaridad. (2014 a). Como elaborar el diagnóstico financiero y la ordenanza de creación de una EMMAI. Guía, Alianza por la Solidaridad, Cuenca.
- Alianza por la Solidaridad. (2014 b). Como elaborar la planificación estratégica de una EMMAI. Alianza por la Solidaridad, Cuenca.

- Asamblea Nacional de la República del Ecuador. (2008). Constitución de la República del Ecuador. Quito: Registro oficial Nro. 449.
- Bejarano, C. (Junio de 2005). Modelos de simulación para el estudio de crecimiento poblacional exponencial. *Épsilon*(4), 69-81.
- Bernache Pérez, G. (junio de 2015). La gestión de los residuos sólidos: un reto para los gobiernos locales. *Sociedad y Ambiente*, 1(7), 72-101. doi:2007-6576
- Buenrostro, O., Mendoza, M., & López, E. (2005). Análisis comparativo de tres modelos de soporte de decisiones espaciales en la selección de sitios para rellenos sanitarios en la cuenca del lago de Cuitzeo, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*(57), 21-38. doi:0188-4611
- Cárdenas-Moreno, P. R., Robles-Martínez, F., Colomer Mendoza, F. J., & Piña-Guzmán, A. B. (2016). Herramientas para la evaluación de riesgos sobre el ambiente y la salud, por la disposición final de residuos sólidos urbanos. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32, 47-62. doi:10.20937/RICA.2016.32.05.04
- Carmona Merat, D. (2015). Desarrollo de una manual de construcción de un relleno sanitario piloto de residuos sólidos urbanos con sistema natural de alta velocidad. Escuela Superior Politécnica de Sevilla, I.T.I. Química.
- Chang, N.-B., Parvathinathan, G., & Breed, J. (2008). Combining GIS with fuzzy multicriteria decision-making for landfill siting in a fast-growing urban region. *Journal of Environmental Management*, 139-153. Obtenido de www.elsevier.com/locate/jenvman
- Collazos Peñaloza, H. (2013). Diseño y operación de rellenos sanitarios (Cuarta ed.). Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería. doi:9789588726120
- Colomer Mendoza, F., Altabella, J. E., Ferrán García, D., Herrera Prats, L., & Robles Martínez, F. (Agosto de 2013). Influencia de la ubicación de los rellenos sanitarios en el impacto ambiental. Caso de España. *Revista Académica de la FI-UADY*, 141-151. doi:1665-529-X
- Consortio Público de la Cuenca del Río Jubones. (2013). El proceso mancomunado de los gobiernos autónomos descentralizados de la cuenca del Río Jubones 2000-2013. Quito: Creatibros.
- Coronado Cárdenas, O. L., Sotelo Rojas, H., & Chávez Porras, Á. (2011). Diseño y proyección logística de un centro de acopio y manejo de residuos sólidos para el relleno sanitario Doñar Juana. *Revista Gestion Integral en Ingeniería Neogranadina*, 3(1).
- De Feo, G., & De Gisi, S. (2014). Using MCDA and GIS for hazardous waste landfill siting considering land scarcity for waste disposal. *Revista Elsevier*. doi:10.1016/j.wasman.2014.05.028
- de León-Gómez, H., Cruz-Vega, C., Dávila-Pórcel, R. A., Velasco-Tapia, F., & Chapa-Guerrero, J. (2015). Impacto del lixiviado generado en el relleno sanitario municipal de Linares (Nuevo León) sobre la calidad del agua superficial y subterránea. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(3), 514-526.
- Demesouka, O., Vavatsikos, A., & Anagnostopoulos, K. (2013). Suitability analysis for siting MSW landfills and its multicriteria spatial decision support system: Method, implementation and case study. *Elsevier*, 33, 1190-1206.
- Demesouka, O., Vavatsikos, A., & Anagnostopoulos, K. (2014). GIS-based multicriterial municipal solid waste landfill suitability analysis: A review of the methodologies performed and criteria implemented. *Waste Management & Research*, 1-27. doi:10.1177/0734242X14526632
- Díaz, A. (2015). Simulación de los cubetos 8 y 9 del relleno sanitario Q del DMQ, usando el modelo computacional Corenostós V3. Tesis, Universidad Internacional SEK, Facultad de Ciencias Naturales y Ambientales, Quito.
- El Baba, M., & Kayastha, P. (18 de Diciembre de 2014). Landfill site selection using multi-criteria evaluation in the GIS interface: a case study from the Gaza Strip, Palestine. doi:10.1007/s 12517-014-1736-9
- Empresa Municipal de Aseo de Cuenca. (2016). Proyección de la demanda de volúmenes de desechos sólidos y material de cobertura para el relleno sanitario de Pichacay. Cuenca.
- Empresa Municipal de Aseo de Cuenca; Municipio de Cuenca; Empresa de telefonía, agua potable y alcantarillado de Cuenca. (2001). Informe sobre la localización del nuevo relleno sanitario para el cantón Cuenca. Cuenca.
- Empresa pública municipal mancomunada de aseo integral de la cuenca del Jubones. (s.f). EMMAICJ-EP. Recuperado el 25 de mayo de 2017, de <http://www.emmaicj.gob.ec/Home.aspx?idsbm=26>
- Erazo Tapia, N. R. (2016). Identificación de sitios potenciales para la construcción de un relleno sanitario a partir de un SIG en el municipio de Pupiales -Nariño. Universidad de Manizales, Facultad de Ciencias e Ingeniería, Manizales.
- Espinosa Silva, A., & González García, A. (2011). La acumulación de basura como material geotécnico II: Comportamiento de las basuras. *Revista de Ingeniería*. doi:<http://dx.doi.org/10.16924/riua.v0i14.539>
- Fernandez Nascimento, V., & Marco da Silva, A. (2014). Identifying problems for choosing suitable areas for installation of a new landfill through GIS technology: A case study. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 64(1), 80-88. doi:10.1080/10962247.2013.833558
- Fernández, L., González, M., & Sáez Sáez, V. (diciembre de 2016). Relación entre un índice de estabilidad estructural de suelo, la zona bioclimática y la posición fisiográfica en Venezuela. *Terra Nueva Etapa*, 32(52), 139-149. doi:1012-7089
- Fundación IPADE. (2011). Como construir empresas municipales mancomunadas de aseo integral (EMMAI). Cuenca.
- Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Cuenca. (23 de Junio de 2016). Cuenca Alcaldía. Recuperado el 25 de Mayo de 2017, de <http://www.cuenca.gov.ec/?q=content/alcalde-suscribi%C3%B3-convenio-para-que-relleno-sanitario-funcione-hasta-el-2031-en-pichacay>
- Greene, R., Devillers, R., Luth, J., & Eddy, B. (2011). GIS-Based Multiple-Criteria Decision Analysis. *Geography Compass*, 5/6(10), 412-432. Obtenido de 1749-8198.2011.00431.x
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2010). Fascículo Provincial Azuay. Quito: INEC. Recuperado el 16 de Abril de 2017

- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2010). INEC. Recuperado el 26 de Abril de 2017, de <http://www.ecuadorcencifras.gob.ec/proyecciones-poblacionales/>
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2015). INEC. Recuperado el 16 de Abril de 2017, de <http://www.ecuadorcencifras.gob.ec/municipios-y-consejos-provinciales/>
- Kyllia, A., Christoforou, E., Fokaides, P., & Polycarpou, P. (Febrero de 2014). Multicriteria analysis for the selection of the most appropriate energy crops: the case of Cyprus. *International Journal of Sustainable Energy*. doi:10.1080/14786451.2014.898640
- Malczewski, J. (2004). GIS-based land-use suitability analysis: a critical overview. *Progress in Planning*. doi:10.1016/S0305-9006(03)00079-5
- Malczewski, J. (Agosto de 2006). GIS based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, 20(7). doi:10.1080/13658810600661508
- Malczewski, J., & Liua, X. (2014). Local ordered weighted averaging in GIS-based multicriteria analysis. *Annals of GIS*, 20(2), 117-129. doi:10.1080/19475683.2014.904439
- Mego, J., Pilco, J., Chávez, J., Leiva, D., & Cruz, M. O. (11 de 01 de 2016). Impacto en la calidad del agua de la quebrada "El Atajo" ocasionado por el botadero de rondón de la ciudad de Chachapoyas, Amazonas, Perú. *Indes*, 2(1), 80-87. doi:2310-0664
- Ministerio de Coordinación de la Política y Gobiernos Autónomos Descentralizados. (Febrero de 2011). Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización. Quito, Pichincha, Ecuador: V&M Gráficas. Obtenido de http://www.ame.gob.ec/ame/pdf/cootad_2012.pdf
- Ministerio del Ambiente & Ministerio de Salud Pública. (2014). Reglamento interministerial para la gestión integral de desechos sanitarios. En P. C. Ecuador, Registro Oficial Nro 379 (Vol. 2, págs. 13 - 30). Quito.
- Ministerio del Ambiente. (2015). Reforma del Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria. Quito: Registro Oficial.
- Mirabal Silva, L. M., & Mirabal, J. J. (Noviembre de 2016). Problemática de los desechos sólidos en el municipio San Fernando estado Apure. *Novum Scientiarum*, 1(3), 48-59.
- Ordoñez Ante, C. A., & Villarraga Herrera, M. R. (Diciembre de 2005). Asentamientos en el relleno sanitario Curva de Rodas de la ciudad de Medellín, Colombia. *Politécnica*, 2, 57-72.
- Organización Mundial de la Salud - OMS. (Mayo de 2002). ANÁLISIS SECTORIAL DE RESIDUOS SÓLIDOS - ECUADOR. Obtenido de <http://www.cepis.ops-oms.org/residuos>
- Ozturk, D., & Batuk, F. (2011). Implementation of GIS-Based Multicriteria decision analysis with VB in ArcGis. *International Journal of Information Technology & Decision Making*, 6(10), 1023-1042. doi:10.1142/S0219622011004695
- Quintero Torres, D. I. (Diciembre de 2016). El papel de la gestión territorial en la ubicación de rellenos sanitarios. Caso. *Perspectiva Geográfica*, 21(2), 251-276. doi:10.19053/01233769.5852
- Ramos Sánchez, J. M. (Octubre de 2016). Evaluación del uso de biogas en rellenos sanitarios: el caso de Mallasa. *DE-LOS - Desarrollo Local Sostenible*, 9(27). doi:1988-5245
- Rikalovic, A., Cosic, I., & Lazare, D. (2014). GIS Based multi-criteria analysis for industrial site selection. *Procedia engineering*, 69, 1054-1063. doi:10.1016/j.proeng.2014.03.090
- Rondón Toro, E., Szantó Narea, M., Pacheco, J. F., Contreras, E., & Gálvez, A. (2016). Guía general para la gestión de residuos sólidos domiciliarios. Santiago, Chile: Publicación de las Naciones Unidas. doi:2518-3923
- Sáez, A., & Urdaneta, J. (Diciembre de 2014). Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. (e. C. Red de Revistas Científicas de América Latina, Ed.) *Omnia*(3), 121-135. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=73737091009>
- Sanchez Bernal, E., Rodríguez León, A., Sandoval Orozco, G., Camacho Escobar, M., & Estrada Vázquez, C. (2015). Generación de residuos sólidos municipales en San Pedro Mixtepec, Juquila, Oaxaca. Impactos ambientales y alternativas. *The Revista Internacional de Ciencia y Sociedad*, 2(1). doi:2340-9991
- Sandoval Alvarado, L. (2008). Guía de: Diseño, construcción, operación, mantenimiento y cierre de relleno sanitario mecanizado. San Isidro, Lima, Perú: Red de instituciones especializadas en capacitación para la gestión integral de los residuos sólidos.
- Siddiqui, M., Everett, J., & Vieux, B. (1996). Landfill siting using geographic information systems: a demonstration. *ASCE*. doi:122:515-523
- Solano Peláez, J. L. (2011). Estructura de un modelo de gestión y calidad para el manejo de residuos peligrosos y hospitalarios de la empresa pública municipal mancomunada de aseo integral de la cuenca del Jubones "EMMAICJ-EP". Sangolquí.
- Tavares, G., Zsigraiová, Z., & Semiao, V. (2011). Multi-criteria GIS-based siting of a incineration plant for municipal solid waste. *Waste Management*. doi:10.1016/j.wasman.2011.04.013
- Yalcin, A. (2008). GIS-based landslide susceptibility mapping using analytical hierarchy process and bivariate statistics in Ardesen (Turkey): Comparisons of results and confirmations. *ScienceDirect*, 1-12.
- Zafra Mejía, C. A., Mendoza Castañeda, F. A., & Montoya Varela, P. A. (27 de Febrero de 2012). Metodología para la localización de rellenos sanitarios mediante sistemas de información geográfica. Un caso regional colombiano. *Revista Ingeniería e Investigación*, 32(1), 64-70. Obtenido de <https://www.researchgate.net/publication/260767427>
- Zafra Mejía, C. A. (Agosto de 2009). Metodología de diseño para la recogida de residuos sólidos urbanos mediante factores punta de generación: sistema de caja fija (SCF). *Revista Ingeniería e Investigación*, 19(2), 119-126.
- Zapata Muñoz, A., & Zapata Sanchez, C. (Agosto de 2013). Un método de gestión ambiental para evaluar rellenos sanitarios. *Gestión y Ambiente*, 16(2), 105-120. doi:0124.177X.

Bosques de la Región Amazónica Ecuatoriana: ¿Qué nos dicen las cifras de deforestación de los últimos 15 años?

Borja María Olga¹, Aragón-Osejo José², Josse Carmen³

1 Fundación EcoCiencia
San Ignacio y Humboldt E12-143/
Quito/Pichincha/Ecuador
maolgaborja@gmail.com

2 Fundación EcoCiencia
San Ignacio y Humboldt E12-143/
Quito/Pichincha/Ecuador
sig@ecociencia.org

3 Fundación EcoCiencia
San Ignacio y Humboldt E12-143/
Quito/Pichincha/Ecuador
carmenjosse@ecociencia.org

RESUMEN

El bosque de la cuenca del Río Amazonas, bosque tropical continuo más extenso del mundo, almacena grandes cantidades de carbono, alberga pueblos indígenas y colonos, y provee servicios ecosistémicos de importancia global. A pesar de varias iniciativas, la deforestación, una de las principales fuentes de emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero, continúa sin disminución. Los análisis indican que la Región Amazónica Ecuatoriana (RAE) ha perdido 1.1% de sus bosques en el último quinquenio 2010-2015, lo que implica una reducción de la deforestación con respecto al quinquenio anterior 2005-2010 de -12%, tendencia similar a la de la Cuenca Amazónica. El análisis demuestra que existió una reducción de la deforestación en Territorios Indígenas (TI, -16%) y en Áreas Naturales Protegidas (ANP, -3%), mientras que en áreas de ANP sin solapamiento con TI ha aumentado (+18%), contrario a la tendencia general. En áreas de solapamiento entre ANP y TI la deforestación ha disminuido (-35%) al igual que en las áreas fuera de ANP y/o TI (-15%).

La preocupación frente a este tema ha convocado la participación de organizaciones científicas en el desarrollo de metodologías para generar información estandarizada sobre las dinámicas de la pérdida de bosque a nivel panamazónico. En este marco, EcoCiencia, como parte de la Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (RAISG), ha producido análisis quinquenales de deforestación (2000-2015) para la RAE, mediante un protocolo metodológico compartido por los 9 países de la cuenca, basados en clasificación de imágenes satelitales y herramientas de procesamiento en la nube.

Palabras clave: **Cuenca Amazónica, deforestación, sensores remotos.**

ABSTRACT

The Amazon River Basin Forest, the world's largest continuous tropical forest, stores large amounts of carbon, shelters indigenous peoples and settlers, and provides ecosystem services of global significance. Despite several initiatives, deforestation, which represents one of the main sources of anthropogenic emissions of greenhouse gases, continues unabated at the global level. Our analysis indicates that the Ecuadorian Amazonian Region (RAE) has lost 1.1% of its forests in the last five years 2010-2015, which implies a -12%

reduction of deforestation in relation to the previous five-year period 2005-2010, a trend similar to that of the Amazon basin. The analysis of deforested areas between these five-year periods shows that deforestation declined within Indigenous Territories (-16%) and within Natural Protected Areas (-3%). However, this latter value combines a decrease in deforestation in areas of overlap between ANP and IT (-35%) and an increase in ANP areas without overlap with IT (+18%). The areas outside ANP and / or IT had a decrease of -15%.

Concern about this issue has called for the active participation of scientific organizations in the development of methodologies to understand and generate standardized information on the dynamics of forest loss at the Pan-Amazonian level. Within this framework, EcoCiencia Foundation, as part of the RAISG, has produced deforestation analyzes for three five-year periods from 2000 to 2015 for the RAE through a methodological protocol shared by the 9 countries of the basin, based on automated classification of satellite imagery and, more recently, cloud processing tools.

Keywords: Amazon basin, deforestation, remote sensing.

I. INTRODUCCIÓN

La Cuenca Amazónica es un espacio de inmensa riqueza cultural y ambiental. Como la define la Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (RAISG), comprende alrededor de 7.78*106 km² y es compartida por 9 países (Brasil, Bolivia, Colombia, Ecuador, Guayana Francesa, Guyana, Perú, Surinam y Venezuela). Esta extensión cubre un rango altitudinal que va desde 0 hasta aproximadamente 5690 m.s.n.m. (Jarvis, Reuter, Nelson, & Guevara, 2008), con precipitaciones entre 1500 y 3000 mm anuales (Salati & Vose, 1984). La Amazonía alberga a más de 300 nacionalidades indígenas (RAISG, 2017), cuyos territorios cubren 27.5% del bioma (RAISG, 2016a). Para estos habitantes, como para el resto del mundo, la Amazonía provee una amplia variedad de Servicios Ecosistémicos (SE), algunos relacionados con la provisión de aire puro, agua, alimentos, la regulación hidrológica y otros con aspectos culturales y de identidad (Cuenca, Arriagada, & Echeverría, 2016; Kaphengst et al., 2014; McAlpine & Wotton, 2009). El territorio integra países con procesos históricos semejantes de colonización y transformación de la región amazónica.

Incrementos en la pérdida de este bosque por deforestación podrían provocar procesos de erosión, alteración del balance de calor atmosférico y evapotranspiración, reducción de las precipitaciones, con implicaciones climáticas regionales y globales, entre otros cambios que no se pueden prever (Salati & Vose, 1984). La alteración de la cuenca tendría consecuencias en el Cambio Climático (CC) de origen antropogénico, tema que concita la atención mundial. La perspectiva de un deterioro ambiental que comprometa la sobrevivencia del humano ha enfocado los esfuerzos por su mitigación mediante la reducción de emisiones de los gases de efecto invernadero, causados por la deforestación y degradación que liberan a la atmósfera el carbono almacenado en los bosques, por lo se ha dado mucha importancia a la protección de los remanentes de bosque y el equilibrio ecológico. Para analizar la Cuenca Amazónica es necesario entenderla desde una perspectiva panamazónica, donde se la considere en toda su extensión.

La preocupación por la Cuenca Amazónica se manifiesta en la discusión manejada a nivel internacional. En 2005 la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de las Naciones Unidas menciona el éxito de alrededor de 100,000 Áreas Naturales Protegidas (ANP) en la disminución del proceso de degradación de los SE y de la biodiversidad (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). La importancia dada al mecanismo de las ANP se ratifica en el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD), que los países de la Cuenca Amazónica han firmado y ratificado. En la edición de 2010 de la Conferencia de las Partes (COP) del Convenio sobre la Diversidad Biológica (máximo

órgano del CBD) se propuso la denominada meta 11 de AICHI: “para 2020, al menos el 17% de las zonas terrestres y de las aguas interiores y el 10% de las zonas marinas y costeras, especialmente las que revisten particular importancia para la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas, se habrán conservado por medio de sistemas de áreas protegidas administrados de manera eficaz y equitativa, ecológicamente representativos y bien conectados, y de otras medidas de conservación eficaces basadas en áreas, y estas estarán integradas a los paisajes terrestres y marinos más amplios” (Convention on Biological Diversity, 2010).

Los objetivos de conservación de las ANP amazónicas se ven complementados por los Territorios Indígenas (TI), que, sin ser unidades legales de conservación, han venido cumpliendo un rol de protección de los bosques que en ellos se encuentran, funcionando como fronteras humanas a la expansión de la deforestación (Nepstad et al., 2006), efecto que se ve potencializado cuando los derechos sobre la tenencia de esas tierras han sido asegurados (Ding et al., 2016; Nagendra, 2007; Sunderlin, Larson, & Cronkleton, 2009). En el caso de los TI, la participación de los pueblos indígenas en formas exitosas de gobernanza con respecto a la conservación de bosques se ha debatido en diferentes espacios, en vista de la particular relación que tienen con sus tierras, y de sus prácticas tradicionales agroforestales y de subsistencia (Bremner & Lu, 2006; Davis & Wali, 1994; OEA, 2010; Roldán, 2004). Las diferentes organizaciones indígenas han estado presentes cada vez más en las COP, particularmente en las del Convenio Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático, y son consideradas parte fundamental en la discusión sobre políticas de REDD+. Particularmente con relación a su potencial de mitigación de cambio climático, se ha reconocido que los TI amazónicos almacenan un tercio del carbono total de la Cuenca Amazónica, cantidad mayor a aquella almacenada en los bosques de República del Congo o de Indonesia (Walker et al., 2014).

Estas unidades o categorías de protección (ANP y TI) son parte del análisis espacial de las dinámicas de pérdida del bosque que lleva adelante la Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (RAISG), de la cual la Fundación EcoCiencia forma parte junto con otras organizaciones de la sociedad civil de los diferentes países amazónicos.

Actualmente existen varias fuentes de datos sobre deforestación. Uno de los ejemplos más representativos a nivel global es el “Mapa Global de Alta Resolución del Siglo XXI de Cambio de la Cobertura de Bosque” (Hansen et al., 2013), que se generó a partir de imágenes Landsat 7 mediante el programa Google Earth Engine. Este mapa ha servido de referencia en diversidad de estudios sobre las dinámicas de deforestación debido

a su carácter global y accesibilidad, aunque se pueden dar discrepancias con otras fuentes de información. A nivel nacional, varios países tienen sus propios procesos de monitoreo de la deforestación. El Ministerio del Ambiente de Ecuador, mediante el Sistema Único de Información Ambiental, puso a disposición las coberturas de deforestación para los periodos 1990-2000, 2000-2008 y 2008-2014 (<http://mapainteractivo.ambiente.gob.ec/>) como fuente oficial de datos sobre deforestación. El mapa de Cobertura y Uso de la Tierra del Ecuador Continental 2013-2014, utilizado como insumo para las coberturas de deforestación mencionadas, se generó desde imágenes Landsat 8 y RapidEye (MAE-MAGAP, 2015).

Tradicionalmente, los esfuerzos de mapeo de la deforestación han implicado grandes inversiones en términos de recursos, personal y tiempo, sin embargo diferencias en la metodología, recursos y temporalidad de cada estudio se ven reflejadas en diferencias en los resultados. La RAISG, ha trabajado con el fin de alcanzar una mirada espacial panamazónica de los procesos de cambios que están sufriendo los bosques amazónicos. Los análisis de la RAISG permiten comparar los procesos de deforestación del Ecuador con respecto al resto de países. A nivel subnacional, el actual estudio reporta las dinámicas de deforestación tanto a nivel de la RAE, como dentro y fuera de territorios considerados como categorías de protección (TI y ANP).

Los objetivos del presente estudio son 1) reconstruir en mapas temáticos el proceso de deforestación ocurrido en la Región Amazónica Ecuatoriana (RAE) a partir del año 2000, en periodos de cinco años (2000 a 2005, 2005 a 2010 y 2010 a 2015); 2) estimar la extensión de la deforestación tanto a nivel regional (RAE) como subregionalmente, empleando los TI y las ANP como unidades de análisis; y 3) estimar la precisión de los mapas temáticos generados.

II. MÉTODO

A. ÁREA DE ESTUDIO

En Ecuador la Amazonía se define oficialmente siguiendo el límite político-administrativo (provincias) y cubre 116.270 km², que representan 46,8% de la superficie del país (López-Acevedo, Aragón-Osejo, & Ulloa, 2015) y menos del 2% de la macrocuenca. Desde una perspectiva biogeográfica la Amazonía ecuatoriana empieza en las estribaciones de la Cordillera de los Andes, donde bosques transicionales andino-amazónicos ocurren a partir de los 1300 m.s.n.m. aproximadamente. En sus partes más bajas, la RAE puede llegar hasta los 150 m.s.n.m. Sin embargo, dentro de este territorio existen cordilleras propiamente amazónicas, cuyas cumbres pueden llegar a altitudes de hasta 3100 m.s.n.m. (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013b). La Amazonía ecuatoriana comprende 5 sectores biogeográficos y 22 ecosistemas que según el Mapa de Ecosistemas del Ecuador Continental (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013a), incluyen arbustales, bosques inundables e inundados, vegetación lacustre, bosque semidecídulo, bosque siempreverde de penillanura, de llanura, montano, piemontano, bosques sobre mesetas de areniscas de la Cordillera del Cóndor y herbazales inundables y montanos. Estos bosques se caracterizan por ser bosques densos y con altos niveles de diversidad y endemismo. La topografía varía, de plana en el Este a escarpada, conforme se aproxima a la Cordillera de los Andes al Oeste y en sus cordilleras. Para este estudio se utiliza el límite biogeográfico, mostrado en la Figura 1 junto con el límite político-administrativo, junto con áreas de TI, ANP y zonas de solapamiento entre ambos.

El presente documento reporta resultados de análisis únicamente con respecto a la porción ecuatoriana, utilizando la metodología RAISG para monitoreo de deforestación. La RAISG ha desarrollado protocolos y metodologías para la recopilación de información sobre los temas de mayor relevancia en las dinámicas de pérdida del bosque amazónico y la generación de información (detección y mapeo) de deforestación empleando una metodología estandarizada y compartida para los 9 países de la cuenca amazónica. La base de datos de la RAISG recopila la información más reciente en cada país de presiones y amenazas sobre los bosques (e.g. minería, petróleo, vías, fuego). La información compilada y generada ha sido difundida mediante publicaciones referentes al estado de la cuenca amazónica en diversos temas tales como mapas de avance de la deforestación, atlas de presiones y amenazas en la Amazonía, los procesos históricos de creación de ANP y reconocimiento de TI, y contenido de carbono en estos territorios (todos disponibles para descarga en su página web www.amazoniasocioambiental.org).

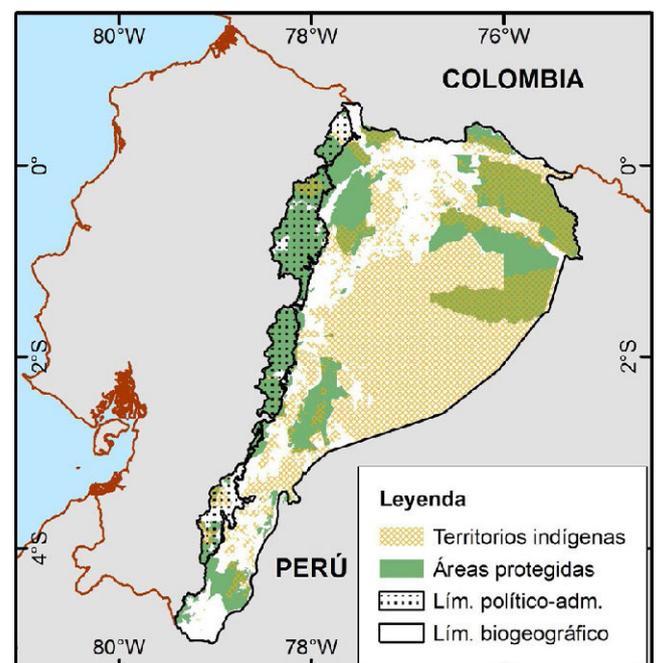


Figura 1: Mapa del área de estudio o RAE.

B. MATERIALES

Empleamos 105 imágenes satelitales del sensor Landsat Thematic Mapper 5 (TM), Landsat Enhanced Thematic Mapper (ETM+) con sus bandas multispectrales 1-5 y 7, y Landsat Operational Land Imager y Thermal Infrared Sensor (OLI/TIRS), con sus bandas 1-7 y 9-10 adquiridas entre 1998 y 2015, para las 11 escenas (path-row) Landsat que cubren la RAE. La resolución espacial de las imágenes es de 30 m, suficientemente fina para detectar cambios en el bosque menores a 1 ha (1 píxel Landsat = 0.09 ha aproximadamente). Se definieron los periodos de análisis 2000-2005, 2005-2010, 2010-2013 y 2013-2015, aunque posteriormente los resultados de estos dos últimos periodos fueron integrados en uno solo, con lo cual se uniformó el análisis a 3 quinquenios. Debido a la alta nubosidad de la zona se definió una ventana de búsqueda con rango mínimo y máximo de fechas a partir del cual se seleccionó aquella imagen o imágenes con la menor cobertura de nubes. Las imágenes de 2000, 2005 y 2010 fueron descargadas sin costo de las siguientes fuentes: Glovis (<http://glovis.usgs.gov/>) y EarthExplorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). En el caso del

mapa 2015, las imágenes fueron accedidas a través del catálogo en Google Earth Engine (plataforma en la nube para análisis de imágenes de sensores remotos) y se compuso un mosaico anual (i.e. se generó una imagen compuesta por la mediana de los mejores píxeles de imágenes de ese año, de tal modo que píxeles con cobertura de nube fueron remplazados por la mediana de píxeles sin cobertura de nubes de otras imágenes), mejorando significativamente la cobertura de datos.

Adicionalmente, fueron empleadas imágenes de alta resolución capturadas desde Google Earth y georreferenciadas, de fechas de adquisición muy cercanas a las imágenes empleadas para realizar la estimación de la precisión de los datos 2000 a 2010. El método de procesamiento, interpretación y clasificación de series de datos espaciales y temporales Landsat empleado para este estudio se basa en aquel descrito en Souza Jr., Roberts, & Cochrane (2005), Souza Jr. & Siqueira (2013) y Souza Jr. et al. (2013).

Los análisis de categorías de conservación consideraron las coberturas oficiales de Patrimonio de Áreas Naturales del Estado, Bosques Protectores y del Subsistema Autónomo Descentralizado en el caso de ANP (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2015), y la cobertura de Territorios Indígenas Amazónicos de EcoCiencia (Fundación EcoCiencia, 2015).

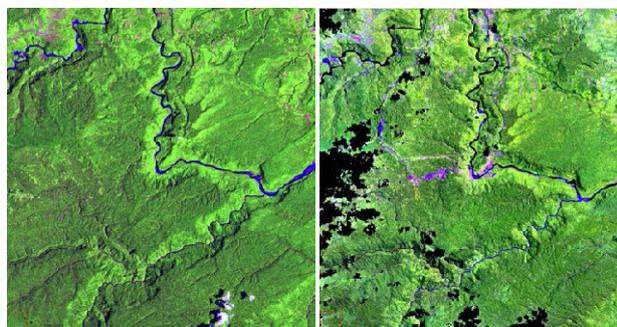
C. PROCESO METODOLÓGICO

La metodología usada se basa en el uso de Modelos de Mezcla Espectral (MME) que descomponen la mezcla espectral comúnmente encontrada en los valores de reflectancia de cada píxel de una imagen adquirida por sensores remotos, en fracciones de materiales puros, conocidos como endmembers (Souza & Siqueira, 2013). Un MME normaliza los datos al generar imágenes de fracciones que son comparables entre distintos sensores, evitando así dificultades relacionadas a valores de reflectancia de bandas que ocupan regiones espectrales diferentes y que no han sido intercalibradas (Souza & Siqueira, 2013). El Índice Normalizado de Diferencia de Fracción (Normalized Difference Fraction Index – NDFI) (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005) fue propuesto para realzar la señal de tala selectiva y quemadas, facilitando la identificación y detección de degradación forestal. Para ello integra fracciones derivadas de un modelo de mezcla espectral (MME) que hasta ese entonces habían sido usadas independientemente y que son esperadas en ambientes forestales como GV, NPV, Sombra y Suelo (Souza & Siqueira, 2013).

Este método ha sido aplicado exitosamente para bosques amazónicos brasileños (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005; Souza Jr., Roberts, & Monteiro, 2005) y fue integrado en un paquete de software desarrollado por el Instituto Imazon (Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, <http://imazon.org.br>) llamado ImgTools, junto con un algoritmo clasificador genérico (Souza & Siqueira, 2013). El ImgTools es un software escrito en IDL (Interactive Data Language, Exelis Visual Information Solutions, Boulder, Colorado) que integra una cadena de pasos fundamentales para el procesamiento y clasificación de imágenes satelitales con el fin de mapear cambios de cobertura forestal. Fue diseñado originalmente para apoyar el trabajo de Imazon en Brasil pero las fronteras de su aplicación han sido expandidas por una amplia comunidad de usuarios, entre ellos la RAISG.

Para el presente proyecto, bosque se define como un área de cobertura boscosa de dosel tupido, maduro y natural, existente en el área biogeográfica de la Amazonía ecuatoriana. Adicionalmente a la definición de bosque, cobertura forestal viene a ser definida por lo que puede ser detectado con sensores

remotos y clasificada como tal empleando las varias técnicas de procesamiento y clasificación de los datos. La cobertura boscosa y cambio en la misma fue mapeada. La detección de cambio se realizó en comparación al último mapa de deforestación actualizado, donde el año de línea base es 2000, actualizado al 2005, 2010, 2013 y actualmente al 2015.



a) 2002

b) 2015

Figura 2: La utilidad de las imágenes satelitales para la detección de deforestación se puede apreciar al comparar dos imágenes de un mismo sitio en diferentes fechas, en a) son áreas de bosque en 2002 (tonos verde) que en b) 2015 al ser deforestadas tras la construcción de la central hidroeléctrica Coca Codo Sinclair toman tonos de color violeta (zonas negras corresponden a falta de datos debido a nubosidad). (Imágenes Landsat, RGB: 543).

La deforestación es el efecto de diferentes fuentes de presiones existentes sobre los bosques, como pueden ser vías, minería, petróleo, fuegos, hidroeléctricas, etc. Para nuestros fines, definimos deforestación como un proceso continuo de conversión de tierras forestales a otros usos de la tierra, tales como pastizales, campos agrícolas, minería o áreas de expansión urbana donde se da una remoción casi total de la cobertura forestal original (Souza et al., 2013) (Figura 2).

La metodología empleada para este estudio, tiene la potencialidad de ser empleada para el mapeo simultáneo tanto de deforestación como de degradación forestal (Souza et al., 2013); sin embargo, como producto del esfuerzo regional panamazónico de la RAISG en el que se enmarca este estudio, la metodología fue aplicada para la totalidad del bioma amazónico para el mapeo de deforestación únicamente. La mayoría de las rutinas de la siguiente cadena de procesamiento se encuentran implementadas en el software ImgTools que para el mapa 2015 migró al code editor de Google Earth Engine.

a. Preprocesamiento

Las imágenes fueron corregistradas empleando las herramientas disponibles en el paquete comercial para visualización de imágenes ENVI 4.7 (Environment for Visualizing Images, Exelis Visual Information Solutions, Boulder, Colorado) con relación a la imagen referencial del año 2000, con el propósito de asegurar una alta correspondencia entre los píxeles de imágenes de distintos años. Un corregistro de alta precisión (i.e. error menor a 1 píxel) es un requisito esencial para la detección de cambio de coberturas en sets temporales de datos.

b. Corrección radiométrica y atmosférica

La imagen fue convertida de números digitales a valores de radiancia usando ImgTools, a partir de los valores de gains y offsets provistos en la metadata de la imagen. Posteriormente, la imagen de radiancia fue corregida atmosféricamente y transformada a valores de reflectancia empleando el módulo FLAASH para corrección atmosférica, disponible en ENVI (fuera de ImgTools), usando parámetros de visibilidad y vapor

de agua estimados por prueba y error. Las correcciones debidas al ruido atmosférico relacionado a bruma (haze) y humo fueron realizadas con la técnica propuesta por Carlotto (1999), implementada en ImgTools (Souza & Siqueira, 2013). Más detalles sobre esta técnica pueden ser encontrados en Souza et al., (2013) y Souza & Siqueira (2013).

c. Modelo de Mezcla Espectral

Un análisis de mezcla espectral asume que el espectro de una imagen está formado por la combinación lineal de n espectros puros (ecuaciones 1 y 2), de tal modo que:

$$R_b = \sum_{i=1}^n F_i R_{i,b} + \varepsilon_b \quad (1)$$

$$\sum_{i=1}^n F_i = 1 \quad (2)$$

donde R_b es la reflectancia en la banda b , $R_{i,b}$ es la reflectancia del endmember i , en la banda b , F_i es la fracción del endmember i , y ε_b es el error residual de cada banda. El error del modelo es estimado para cada pixel al calcular el error RMS (ecuación 3) del siguiente modo:

$$RMS = \left[n^{-1} \sum_{b=1}^n \varepsilon_b^2 \right]^{1/2} \quad (3)$$

Frente al limitante de tener que adquirir endmembers de referencia y contar con una biblioteca espectral amplia y bien calibrada de los tipos de uso de suelo representativos del área de estudio como insumo esencial para la generación de un Modelo de Mezcla Espectral (MME), Small (2004) propuso un enfoque alternativo que abrió la posibilidad de generar endmembers genéricos y por lo tanto fracciones espectrales estandarizadas y consistentes globalmente, indistintamente del sensor empleado.

Los valores de reflectancia de cada pixel de las imágenes Landsat TM/ETM+/OLI fueron descompuestos en fracciones de Vegetación Verde (Green Vegetation, GV), Vegetación No-Fotosintética (Non-Photosynthetic Vegetation, NPV), Suelo y Sombra mediante un MME. Estos cuatro tipos de fracciones son los esperados en ambientes forestales y sus proporciones varían dependiendo del grado de intervención de los mismos (Souza Jr. et al., 2013; Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005). Bosques que han sido talados selectivamente o quemados tienen proporciones de GV menores, y mayores proporciones de NPV y suelo en relación a bosques intactos (Cochrane & Souza Jr., 1998; Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005). La fracción de sombra de bosques degradados es también mayor a aquella de bosques intactos (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005).

d. Cálculo del NDFI

El Índice Normalizado de Diferencia de Fracción (Normalized Difference Fraction Index -NDFI) fue propuesto por Souza Jr., Roberts, & Cochrane (2005) como un método que provee información espectral sensible a cambios en el dosel del bosque y sintetiza, en una sola banda, información espectral que ha sido identificada como relevante para la identificación de degradación en bosques amazónicos (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005). El NDFI es calculado a partir de las imágenes de fracciones obtenidas del MME (ecuaciones 4 y 5):

$$NDFI = \frac{GV_{shade} - (NPV + Soil)}{GV_{shade} + (NPV + Soil)} \quad (4)$$

donde

$$GV_{shade} = \frac{GV}{100 - Shade} \quad (5)$$

Los valores de NDFI tienen un rango de -1 a 1 (posteriormente reescalados a un rango de 0 a 200). En relación a la señal espectral de un bosque intacto, el NDFI tiene la capacidad de realzar la señal de degradación forestal, reflejando cambios más drásticamente que los cambios que se observarían por el uso individual de fracciones espectrales obtenidas por el MME (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005). Los valores de NDFI en bosques intactos se espera que sean altos, cercanos a 1 (NDFI > 0.75), debido a una combinación de altos valores de GV_{shade} , producto de un alto GV y sombra del dosel, junto con valores bajos de NPV y suelo. Conforme un bosque es degradado, los valores de las fracciones de NPV (wood debris) y Suelo incrementan, lo cual hace que el valor de índice se reduzca en relación a aquel de un bosque intacto. Valores entre $0 < NDFI < 0.75$ son asociados con daños en el dosel del bosque. Áreas con valores negativos de NDFI son asociadas con áreas que han sido completamente deforestadas (clear-cut) (Souza Jr., Roberts, & Cochrane, 2005).

e. Generación de máscaras de agua, nubes y sombras

ImgTools detecta y mapea cuerpos de agua empleando las fracciones de GV, Sombra y Suelo, produce una imagen o máscara de agua con valores de 1 (agua) y 0 (no agua). La aplicación opcional de un filtro espacial facilita la eliminación de pixeles aislados. La sombra relacionada a la topografía del terreno suele generar errores en la clasificación que luego deben ser editados manualmente. A partir de la migración de la metodología a Google Earth Engine en 2015, se incorporó el uso de una capa de relieve de terreno que redujo en gran medida este error. Sin embargo, el mapeo de ríos pequeños y encañonados, como tiende a ocurrir en las partes de la Amazonía de estribación de cordillera, es todavía un reto.

ImgTools también produce una máscara de nubes y sombras con valores de 1 (sombra), 2 (nube) y 0 (no nube). La fracción espectral de nube fue implementada específicamente para apoyar la identificación de nubes. Adicionalmente, se usa como insumo la fracción de Sombra. Filtros espaciales y buffers pueden ser aplicados para mejorar la definición de las nubes (Souza & Siqueira, 2013). A partir de 2013 se incluyó la posibilidad de usar la banda 10 o termal de Landsat 8, como apoyo para la definición de la máscara de nubes.

f. Clasificación empleando árboles de decisión y detección de cambio

Mediante la herramienta de clasificación por árbol de decisión implementada en ImgTools y posteriormente en Google Earth Engine, se empleó reglas jerárquicas de clasificación en un proceso de partición binaria recursiva que usa como insumo las imágenes de fracciones (Souza & Siqueira, 2013). Por ejemplo, el nodo del árbol cuya variable se basa en los valores de GV_{shade} provee información sobre la abundancia de vegetación fotosintéticamente activa en un pixel y apoya a la distinción entre áreas forestadas y no forestadas. Pixeles con valores $GV_{shade} \geq 85\%$ están asociados a cultivos y bosques jóvenes o de crecimiento secundario que, para nuestros fines, son clasificados como deforestación (i.e. áreas previamente

deforestadas). Otro nodo aplica los valores de NDFI, donde sólo aquellos píxeles que satisfacen la variable ($VNDFI \geq 180$) son clasificados como bosque (Souza et al., 2013).

El proceso se apoya en el uso de la imagen de reflectancia como referencia para quien hace la interpretación. El producto es una imagen ráster con las siguientes clases temáticas: bosque (1), no bosque (4), agua (5), nube (6) y deforestación (7). ImgTools tiene la capacidad de generar adicionalmente las clases regeneración (2) y degradación (3), pero éstas no han sido aplicadas en el contexto de la RAISG.

A partir de la imagen del año 2000 se generó una línea base de bosque en la que se distinguió áreas originalmente cubiertas por ecosistemas boscosos (i.e. sujetas a ser deforestadas) de áreas no boscosas. Para ello se empleó el mapa de ecosistemas del Ministerio de Ambiente de Ecuador (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013a). La línea base sirvió como insumo para la detección de cambio (i.e. deforestación) en años posteriores.

A partir del mapa 2005, una vez que un píxel es clasificado como “deforestación”, este pasa a formar parte de la clase “no-bosque” en un siguiente periodo de análisis (i.e. actualiza la línea base). Con ello se busca evitar que una misma área sea contabilizada dos veces. Al momento no se ha incluido en el contexto de la RAISG la contabilidad de áreas regeneradas.

Para la generación del mapa 2015 se incorporó la posibilidad de subdividir una escena por rangos de altitudes y de aplicar distintos parámetros de clasificación del árbol de decisión a cada subregión, fortaleciendo el mapeo en áreas de altitud que habían sido problemáticas anteriormente.

g. Revisión y ajuste de fuentes de error (edición manual de máscaras y clasificación)

Las clasificaciones generadas fueron inspeccionadas y editadas manualmente por analistas con el propósito de corregir errores residuales o clasificaciones erradas.

h. Posclasificación: aplicación de filtro temporal

El proceso de posclasificación incluye la aplicación de filtros espaciales y temporales, ambos implementados en ImgTools. Los filtros espaciales tienen la capacidad de reducir ruido en la clasificación. A partir de la definición de un tamaño mínimo o área mínima aceptada para una clase dada, se identifican píxeles individuales aislados, los cuales son substituidos por la clase predominante en su vecindad inmediata (Souza et al., 2013).

Por otro lado, los filtros temporales fueron creados con el propósito de evitar transiciones no permitidas en la serie temporal clasificada (Souza & Siqueira, 2013). Mediante la definición y aplicación de reglas de transiciones aceptadas, los filtros temporales tienen la capacidad de mejorar la calidad de los datos, reduciendo vacíos de información debido a nubes cuando es posible. Por ejemplo, si un píxel ha sido clasificado como bosque en un punto inicial en el tiempo t_1 , como nube en t_2 , y nuevamente como bosque en t_3 , sería seguro asumir que en el periodo intermedio t_2 se mantuvo como bosque. De este modo, un píxel de nube puede ser remplazado y reasignado a una clase más apropiada (Souza Jr. et al., 2013; Souza Jr. & Siqueira, 2013).

i. Estimación de la precisión

Se estimó la precisión de los productos clasificados (mapas temáticos de deforestación) de los años 2000, 2005 y 2010 (no se incluyó el mapa 2015) siguiendo el método descrito en Powell et al. (2004) y Souza Jr. et al. (2013). Esta evaluación se realizó con el apoyo de un set de datos de referencia comprendido por imá-

genes satelitales de muy alta resolución adquiridas entre 2002 y 2011 (cuidando que estos datos de referencia sean de fechas que coincidan con la fecha de la imagen Landsat clasificada).

El protocolo de estimación de la precisión incluyó la definición y diseño de una muestra estratificada para las clases bosque ($n=198$), no bosque ($n=226$), agua ($n=60$) y deforestación ($n=290$). A partir de puntos aleatorios generados en ArcMap, se crearon bloques de 5 píxeles de 30 m, cada uno correspondientes a un píxel Landsat (Figura 3), de tal modo que cada píxel o unidad de muestreo corresponda con la unidad del mapa objetivo. Un total de 155 puntos fueron generados, cubriendo 775 celdas o píxeles.



Figura 3: Ejemplo de un bloque (5 píxeles) utilizado para evaluación de precisión, sobre una imagen de alta resolución.

Un intérprete independiente evaluó cada unidad de muestreo usando los datos de referencia (imágenes de alta resolución), y estimó el porcentaje ocupado por cada clase temática posible (bosque, no bosque/deforestación, agua).

Los valores de error inicial fueron empleados para mejorar el esfuerzo de muestreo hasta asegurar que se cumpla con un muestreo representativo de cada clase. Los resultados fueron incluidos en una matriz de error que compara el grado de acuerdo o desacuerdo (%) entre los datos de referencia y el producto clasificado o mapa temático. La matriz de error genera tanto medidas estadísticas descriptivas como analíticas (Powell et al., 2004). Las medidas descriptivas proveen al usuario potencial del producto clasificado de una medida de la confianza general, como también de la precisión por clase. Las medidas estadísticas analíticas de la precisión del mapa proveen un medio para comparar dos productos de mapas. Sin embargo, la interpretación de los resultados de la matriz de error debe hacerse con precaución, pues la medida de acuerdo o desacuerdo entre el mapa y los datos de referencia puede no ser necesariamente equivalente al grado de acuerdo entre el producto y la realidad en territorio (Foody, 1999).

j. Estimación de tasas de deforestación

Los resultados de los mapas fueron tabulados y usados para estimar valores de deforestación, que expresamos en términos de kilómetros cuadrados (km^2) por quinquenio. Dado que no siempre fue posible adquirir imágenes para el año evaluado debido a la alta nubosidad de la región, lo cual fue exacerbado por el fallo del SLC (Scan Line Corrector) en el satélite Landsat ETM+, fue necesario proyectar los valores medidos empleando métodos matemáticos, de tal modo que los valores de deforestación fueron anualizados para normalizar la variabilidad en las fechas de adquisición de las imágenes y proveer de resultados comparables para los periodos quinquenales (Souza Jr. et al., 2013).

Debido a que en Brasil se ha estandarizado el uso de un periodo de referencia para estimar la deforestación anual que va del 1 del mes de Agosto al 31 del mes de Julio y dado que

este estudio conforma parte de un trabajo en red realizado a la par en todos los países de la cuenca, se decidió adoptar este mismo periodo de referencia para generar resultados comparables entre sí (Souza Jr. et al., 2013).

El cálculo de la tasa de pérdida de cobertura forestal (ecuación 6) se realiza de acuerdo a Puyravaud (2003), en la que se asume que el área de bosque perdido o deforestado decrece en el tiempo a una tasa exponencial dada por:

$$r_{(t-1,t)} = \left(\frac{1}{t_2 - t_1} \right) \times \ln \left(\frac{A_{t_2}}{A_{t_1}} \right) \quad (6)$$

donde A_{t_1} y A_{t_2} son las áreas de bosque mapeadas en t_1 y t_2 expresadas en años, empezando con el año inicial ($t_0 = 2000$). El resultado $r_{(t-1,t)}$ representa la tasa porcentual de pérdida de bosque (percentage rate of forest loss) normalizada para un periodo entre $t_2 - t_1$ (en años).

Con el valor r es posible calcular la tasa de deforestación anual (D_t en $\text{km}^2/\text{año}$) para un periodo de referencia (ecuación 7):

$$D_t = A_{t-1} \times (1 - e^{r_{t-1,t}}) \quad (7)$$

Donde A es el área forestal proyectada u observada a la fecha de inicio del periodo de referencia de un año dado (e.g. 1 de Agosto de 2000). Para años subsiguientes, D_t es la tasa anual de deforestación normalizada para el periodo de referencia entre dos años y A_{t-1} está dado por $A_{t-2} - D_{t-1}$ (Souza et al., 2013).

Para estimar los valores de pérdida de cobertura forestal en TI y ANP, aplicamos una máscara con los límites de éstos para cada escena Landsat, de tal modo que se utilizó este método únicamente a las porciones de la escena que correspondían a TI o ANP. Deforestación observada tras un vacío debido a cobertura de nube fue distribuida equitativamente entre los periodos de referencia cubiertos por nubes. En estos casos, se asumió que la tasa se mantuvo igual entre las observaciones.

El proceso de obtención de la cobertura de deforestación requiere de un intensivo trabajo de revisión y monitoreo de cada paso explicado anteriormente, lo que se realiza por técnicos con conocimiento de campo en cada país. Se presenta a continuación (Figura 4) un esquema de este proceso.

III. RESULTADOS

Este estudio forma parte integral de un esfuerzo mayor y coordinado de mapeo de deforestación que ha sido realizado para la totalidad del bioma amazónico por instituciones de los distintos países que lo comparten; sin embargo, el presente

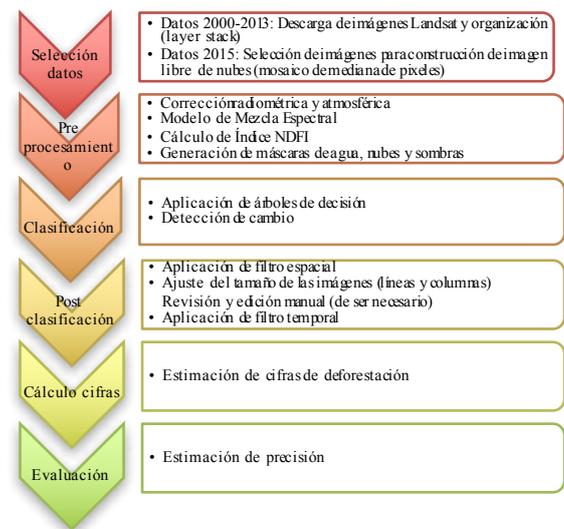


Figura 4: Resumen del proceso metodológico para la obtención de la cobertura de deforestación de la RAISG.

documento reporta los resultados obtenidos únicamente para la porción de la Amazonía ecuatoriana, los cuales presentamos a continuación.

A. BOSQUES ORIGINALES Y BOSQUES REMANENTES AL 2015 EN LA RAE

La presente evaluación ha sido realizada sobre la porción de la RAE que corresponde al bioma amazónico definido por la RAISG (límite biogeográfico de la RAE, Figura 1), el cual cubre una superficie estimada en 103,304 km^2 , o 40% del territorio continental del país. Para nuestro análisis, se estimó que del área total analizada, 93% (96,073 km^2) estaban cubiertos originalmente por ecosistemas boscosos (i.e. área boscosa original o bosque original) como se muestra en la Tabla 1.

De la extensión total de bosques originales de la región analizada, 47.28% (45,427 km^2) de los bosques originales amazónicos ecuatorianos se encontraron en áreas que son exclusivamente TI (i.e. sin solapamiento con ANP). Áreas que son exclusivamente ANP (i.e. sin solapamiento con TI) albergaban 14.56% (13,984 km^2) de los bosques originales amazónicos ecuatorianos, 16.43% (o 15,782 km^2) se encontraron en zonas donde existe un solapamiento de categorías de uso y posesión del suelo (i.e. son tanto ANP como TI) y 21.73% (20,880 km^2) en áreas que están fuera de TI y/o ANP (Tabla 1, Figura 1).

TABLA 1
SÍNTESES DE RESULTADOS

	ÁREA BOSCO- SA ORIGINAL (ESTIMADA) KM ²	DEFORESTACIÓN				PORCENTAJE DEL BOSQUE ORIGINAL DEFORESTA- DO ENTRE 2000-2015	PORCENTAJE TOTAL DE- FORESTADO DEL BOSQUE ORIGINAL	PORCENTAJE DEL BOSQUE REMA- NENTE AL 2000 DEFORESTADO ENTRE 2000-2015
		ACUMULADA (PREVIA AL 2000) KM ²	2000-2005 KM ²	2005-2010 KM ²	2010-2015 KM ²			
RAE (límite biogeográfico)	96,073	9,020	1053.62	1089.58	957.40	3.2	12.6	3.5
- TI*	61,209	2,816	482.27	426.99	356.37	2.1	6.7	2.2
- ANP*	29,766	480	239.42	204.76	197.34	2.2	3.8	2.2
- Fuera de ANP y TI	20,880	5,911	475.97	540.39	456.99	7.1	35.4	9.8

* Los valores de extensión de TI y ANP incluyen las áreas de solapamiento entre estas dos categorías (i.e. donde es tanto TI como ANP).

De esta área boscosa original, 9.38% (9,020 km²) habían sido transformados (deforestados) previo al año 2000 (año de línea base). 3.2% adicional (3,100 km²) fue deforestado entre 2000 y 2015.

La extensión en km² del área boscosa original estimada en la RAE para las unidades de análisis (TI, ANP y fuera de TI/ANP), los valores de deforestación ocurrida en periodos anteriores al año 2000 (año de línea base del presente estudio), como para cada quinquenio analizado entre 2000 y 2015 y los porcentajes que estos valores representa en relación al bosque original y remanente al año 2000 se encuentran en la Tabla 1. La deforestación total detectada en la RAE en km² en cada quinquenio y el porcentaje que representa del total detectado entre 2000-2015 se resumen en la Tabla 2.

De estos valores, podemos destacar que las áreas que actualmente son TI en la RAE (áreas exclusivamente TI más áreas con solapamiento) contenían 63.7% (61,209 km²) de los bosques originales de la RAE en 59.25% del área de estudio total, de los cuales se ha deforestado 6.7% hasta 2015 (4,081 km²), 2.1% entre 2000 y 2015.

Por otro lado, áreas con reconocimiento legal de protección o ANP (áreas exclusivamente ANP más áreas con solapamiento) cubren el 31% (29,766 km²) de los bosques amazónicos originales de la RAE, de los cuales se han deforestado 3.8% al 2015 (1,221 km²), 2.2% entre 2000 y 2015.

Las áreas de la RAE que no tienen ninguna categoría de protección (i.e. están fuera de ANP y/o TI) contenían 21.7% (20,880 km²) de los bosques originales de la RAE, 35.4% de los cuales han sido deforestados al 2015, 7.1% de ellos, entre 2000 y 2015.

TABLA 2
ÁREA DEFORESTADA EN LA RAE POR QUINQUENIO

	QUINQUENIO			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
ÁREA (KM²)	1053.62	1089.58	957.40	3100.60
% DE LA DEFORESTACIÓN 2000-2015	33.98%	35.14%	30.88%	100%

De la extensión total de deforestación detectada entre 2000 y 2015, el quinquenio 2005-2010 concentra la mayor porción de la deforestación (35.14%) y el quinquenio 2010-2015 la menor extensión de deforestación de todos: 957 km² (30.88% del total deforestado entre 2000 y 2015).

B. DEFORESTACIÓN EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS (ANP) DE LA RAE

De los 3,100.60 km² deforestados entre 2000 y 2015 en la RAE, 641.52 km² ocurrieron en áreas naturales protegidas (ANP) a pesar de sus respectivas categorías de conservación. Las extensiones de deforestación dentro y fuera de ANP por quinquenio y porcentaje que representó de la deforestación total de cada quinquenio se resumen en la Tabla 3 y en la Figura 5.

TABLA 3
ÁREA DEFORESTADA EN ANP POR QUINQUENIO

	DEFORESTACIÓN (KM ²)			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
DENTRO DE ANP	239.42 (22.72%)	204.76 (18.79%)	197.34 (20.61%)	641.52 (20.69%)
FUERA DE ANP	814.21 (77.28%)	884.82 (81.21%)	760.05 (79.39%)	2459.08 (79.31%)
TOTAL	1053.63	1089.58	957.39	3100.60

Dentro de las ANP se perdió 0.7% de los 28,839 km² de área boscosa o bosques remanentes al año 2010 entre 2010-2015. Los valores de deforestación relativa al bosque remanente son mayores en áreas fuera de ANP que dentro de ANP (Tabla 4, Figura 5).

TABLA 4
DEFORESTACIÓN 2010-2015 EN ANP SOBRE EL BOSQUE REMANENTE AL 2010

	ÁREA BOSCO-SA AL 2010 (KM ²)	DEFORESTACIÓN 2010-2015 (KM ²)	PORCENTAJE DE PÉRDIDA 2010-2015 SOBRE EL BOSQUE REMANENTE AL 2010
Áreas Naturales Protegidas	28,839	197.34	0.7 %

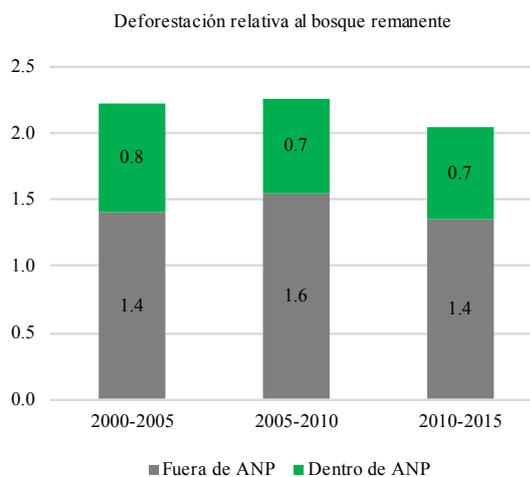


Figura 5: Porcentaje que la deforestación ocurrida dentro y fuera de ANP representa en relación al bosque remanente.

En la RAE, 25 de las 56 ANP experimentaron un incremento en su deforestación en 2010-2015 en relación a la deforestación del quinquenio anterior (Figura 6).

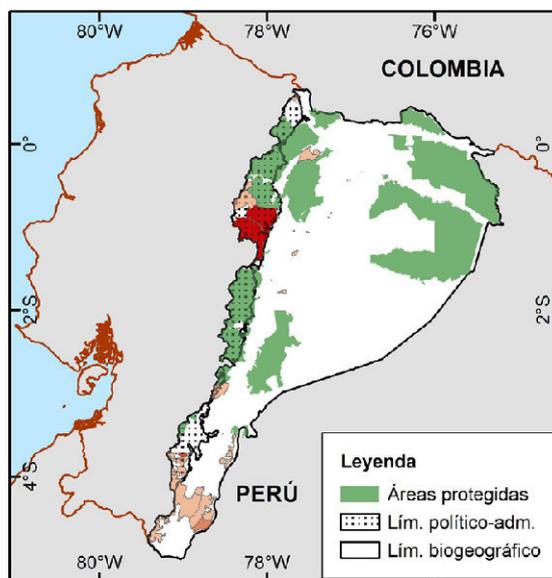


Figura 6: Mapa de las 25 ANP que experimentaron incremento en deforestación en 2010-2015 (elaboración propia). Las áreas en verde presentaron reducciones en su deforestación en el quinquenio 2010-2015 con respecto al quinquenio anterior. Las zonas que presentaron incrementos de deforestación se representan en gama de rojo, donde la intensidad es relativa a la magnitud del incremento.

Del total de la deforestación detectada en ANP en el primer quinquenio, 40% (95 km²) se dio en áreas sin solapamiento (i.e. exclusivamente ANP), valor que crece a 60% en el segundo quinquenio (122 km²) y a 73% (144 km²) en el último quinquenio (Tabla 5).

TABLA 5
DEFORESTACIÓN EN ANP EN ÁREAS CON Y SIN SOLAPAMIENTO CON TI

	DEFORESTACIÓN (KM ²)			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
EXCLUSIVAMENTE ANP	95.39 (40%)	122.21 (60%)	144.03 (73%)	361.62
SOLAPAMIENTO ANP Y TI	144.03 (60%)	82.55 (40%)	53.31 (27%)	279.90
TOTAL	239.42	204.76	197.34	645.35

La deforestación en áreas exclusivamente ANP (sin solapamiento) representó el 9% del total de la deforestación total ocurrida en la RAE durante el primer quinquenio, valor que subió a 11% en el segundo quinquenio y a 15% en el último quinquenio.

C. DEFORESTACIÓN EN TERRITORIOS INDÍGENAS (TI) DE LA RAE

De los 3,100.60 km² deforestados entre 2000 y 2015 en toda la RAE, 1,265.63 km² ocurrieron dentro de TI. Las extensiones de deforestación en km² dentro y fuera de TI por quinquenio y el porcentaje que representó de la deforestación total de cada quinquenio se resumen en la Tabla 6 y en la Figura 7.

TABLA 6
ÁREA DEFORESTADA EN TI POR QUINQUENIO

	DEFORESTACIÓN (KM ²)			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
DENTRO DE TI	482.27 (45.77%)	426.99 (39.19%)	356.37 (37.22%)	1265.63 (40.82%)
FUERA DE TI	571.36 (54.23%)	662.59 (60.81%)	601.02 (62.78%)	1834.97 (59.18%)
TOTAL	1053.63	1089.58	957.39	3100.60

Dentro de los TI se perdió 0.6% de los 57,484 km² de área boscosa o bosques remanentes al año 2010 entre 2010-2015 (Tabla 7, Figura 7). Los valores de deforestación relativa al bosque remanente son mayores en áreas fuera de TI que dentro de TI (Figura 7).

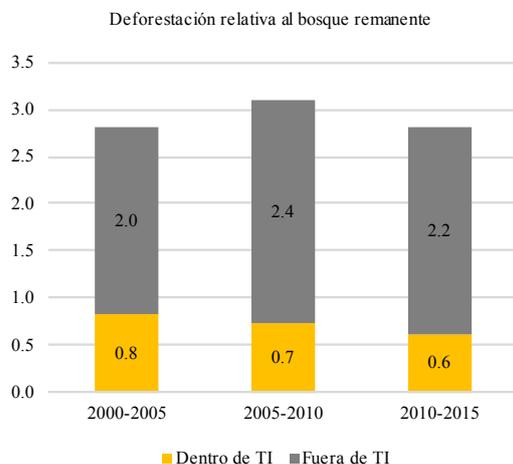


Figura 7: Porcentaje de la deforestación ocurrida dentro y fuera de TI con respecto al bosque remanente.

TABLA 7
DEFORESTACIÓN 2010-2015 EN TI SOBRE EL BOSQUE REMANENTE AL 2010

	ÁREA BOSCO-SA AL 2010 (KM ²)	DEFORESTA-CIÓN 2010-2015 (KM ²)	PORCENTAJE DE PÉRDIDA 2010-2015 SOBRE EL BOSQUE REMANENTE AL 2010
Territorios Indígenas	57,484	356.37	0.6%
Zona Intangible	1,240	1.30	0.1%

Los territorios de las nacionalidades Kichwa amazónica y Shuar concentran el 83% de la deforestación ocurrida en TI entre 2000 y 2015 (45% en territorios Kichwa y 38% en territorios Shuar). El resto de nacionalidades presentan porcentajes mucho menores. La deforestación detectada entre 2000-2015 en TI, por nacionalidad indígena y el porcentaje que representa del total deforestado en todos los TI se resumen en la Tabla 8.

TABLA 8
DEFORESTACIÓN POR NACIONALIDAD INDÍGENA DE LA RAE

NACIONALIDAD INDÍGENA	DEFORESTACIÓN 2000-2015		TERRITORIO*	
	ÁREA (KM ²)	%	ÁREA (KM ²)	% TI-RAE
Kichwa	568	44.90	22,911	35.1
Shuar	482	38.10	10,849	16.6
Achuar	61	4.82	6,863	10.5
Andoa	3	0.23	661	1.0
Cofán	59	4.74	2,684	4.1
Siona	30	2.35	1,378	2.1
Secoya	10	0.73	424	0.6
Sápara	10	0.79	3,684	5.6
Shiwiar	10	0.73	2,241	3.4
Worani	33	2.60	13,548	20.8
Total	1265.63	100	65,243	100

* Valores obtenidos de Fundación EcoCiencia (2015).

En 3 de las 10 nacionalidades de la RAE la deforestación incrementó en 2010-2015 con relación al quinquenio anterior, correspondientes a los territorios de las nacionalidades Andoa, Cofán y Secoya. Estos incrementos son de apenas +1 km² en el caso de Andoas, +3 km² en territorio Cofán y +17 km² en territorio Secoya en periodos de 5 años. Juntos, estas nacionalidades representan 5.7% de la deforestación ocurrida en 2000-2015 (Figura 8).

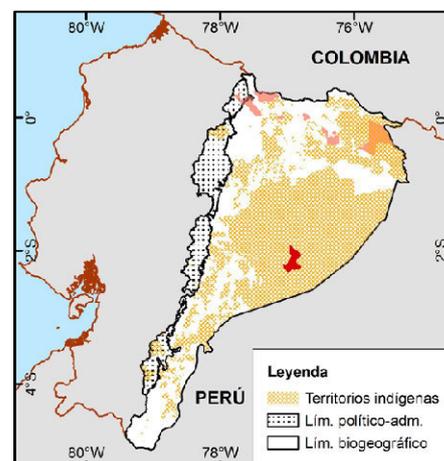


Figura 8: Mapa de las 3 nacionalidades donde la deforestación incrementó en 2010-2015 (elaboración propia). Las áreas en amarillo presentaron reducciones en su deforestación en el quinquenio 2010-2015 con respecto al quinquenio anterior. Las zonas que presentaron incrementos de deforestación se representan en gama de rojo.

Del total de la deforestación detectada en TI, 70% de la deforestación (338 km²) del primer quinquenio se dio en áreas sin solapamiento con ANP, valor que crece a 81% en el segundo quinquenio (344 km²) y a 85% (303 km²) en el último quinquenio. La deforestación en áreas exclusivamente TI (sin solapamiento) representó la tercera parte de la deforestación total ocurrida en la RAE para cada quinquenio (32, 32 y 31% respectivamente). Los valores de deforestación en TI en áreas sin y con solapamiento con ANP se presentan en la Tabla 9.

TABLA 9
DEFORESTACIÓN EN TI EN ÁREAS CON Y SIN SOLAPAMIENTO CON ANP

	DEFORESTACIÓN (KM ²)			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
EXCLUSIVAMENTE ANP	338.24 (70%)	344.43 (81%)	303.06 (85%)	985.73
SOLAPAMIENTO ANP Y TI	144.03 (30%)	82.55 (19%)	53.31 (15%)	279.90
TOTAL	482.27	426.99	356.37	1265.63

D. DEFORESTACIÓN 2000-2015 EN LAS DISTINTAS UNIDADES DE ANÁLISIS

De los 3,100.60 km² deforestados entre 2000 y 2015 en toda la RAE, 9% (280 km²) ocurrió dentro de áreas de solapamiento entre TI y ANP, 12% (362 km²) se encontró en áreas que son exclusivamente ANP, 32% (986 km²) en áreas exclusivamente de TI, y 48% (1473 km²) en áreas que no poseen ninguna categoría de protección (fuera de ANP o TI).

A pesar de que en áreas fuera de ANP y TI la deforestación disminuyó en 15% en el último quinquenio con respecto al anterior, estas áreas concentran el mayor porcentaje de la deforestación total detectada (45%, 49% y 47% del total deforestado en cada respectivo quinquenio).

Áreas exclusivamente de TI y áreas fuera de TI y/o ANP presentaron un incremento de su deforestación en el segundo quinquenio con respecto al primero en +6 km² en TI y +64 km² en áreas fuera de TI y ANP, que luego se redujo en el último quinquenio con respecto al anterior en -41 km² y -83 km² respectivamente (Figura 9).

En áreas exclusivamente ANP la deforestación incrementó en +27 km² en el segundo quinquenio con respecto al primero y en +22 km² en el tercer quinquenio con respecto al segundo, pasando de representar el 9% de la deforestación detectada en la RAE entre 2000-2005 al 11% en el segundo quinquenio y a 15% en el último.

La deforestación en áreas de solapamiento representó el 13.67% de la deforestación del primer quinquenio, el 7.58% de la deforestación del segundo quinquenio y el 5.57% del último quinquenio. En estas áreas, la deforestación se redujo en -61 km² en el segundo quinquenio con respecto al primero y en -29 km² en el tercer quinquenio con respecto al segundo (Figura 9).

Los valores de deforestación en TI, ANP, en áreas de solapamiento y fuera de ANP y/o TI en km² y el porcentaje que representó de la deforestación total de cada quinquenio se resumen en la Tabla 10.

TABLA 10
DEFORESTACIÓN EN ÁREAS DE SOLAPAMIENTO ENTRE TI Y ANP POR QUINQUENIO

	DEFORESTACIÓN (KM ²)			TOTAL
	2000-2005	2005-2010	2010-2015	2000-2015
TI	338.24 (32.10%)	344.43 (31.61%)	303.06 (31.65%)	985.73 (32%)
ANP	95.39 (9.05%)	122.21 (11.22%)	144.03 (15.04%)	361.62 (12%)
SOLAPAMIENTO ANP Y TI	144.03 (13.67%)	82.55 (7.58%)	53.31 (5.57%)	279.90 (9%)
FUERA DE TI Y ANP	475.97 (45.17%)	540.39 (49.60%)	456.99 (47.73%)	1473.35 (48%)
TOTAL	1053.63	1089.58	957.40	3100.60

Deforestación por áreas de uso y posesión (Km²)

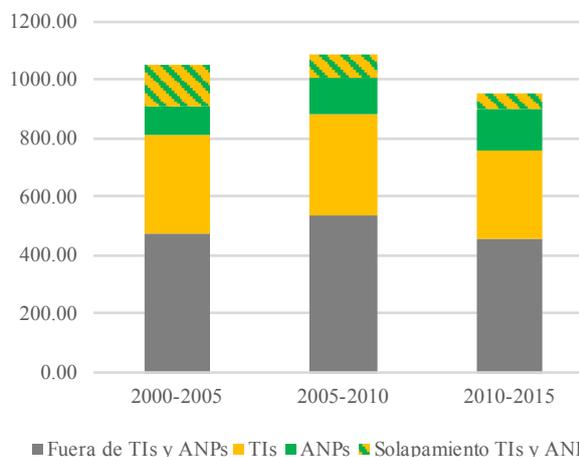


Figura 9: Deforestación (km²) por ANP, TI, áreas de solapamiento entre ANP y TI y áreas fuera de ANP y TI, para los quinquenios 2000-2005, 2005-2010 y 2010-2015.

E. ESTIMACIÓN DE PRECISIÓN DE LOS DATOS 2000-2010

La precisión general para el mapeo de bosque, no bosque, deforestación y agua fue de 0.81, empleando datos de referencia provenientes de Google Earth. A pesar de que empleamos datos de referencia de alta resolución, la combinación de imágenes satelitales junto con datos de campo sobre áreas más extensas probablemente proveería de mejores resultados de validación. La Tabla 11 presenta los resultados de la evaluación de precisión de los resultados clasificados.

TABLA 11
ESTIMACIÓN DE PRECISIÓN DE LOS RESULTADOS

CLASE	DATOS DE REFERENCIA					PRECISIÓN DEL USUARIO
	BOSQUE	NO BOSQUE	AGUA	DEFORESTACIÓN	TOTAL	
Bosque	339	51	3	7	400	0.85
No Bosque	84	403	4	0	491	0.82
Agua	3	1	95	0	99	0.96
Deforestación	106	2	0	304	412	0.74
Total	532	457	102	311	1402	
Precisión del productor	0.64	0.88	0.93	0.98		
Precisión general (1141/1402) = 0.81						

IV. CONCLUSIONES

La RAE representa 1.6% de los 6,012,201 km² de ecosistemas boscosos que tiene la Cuenca Amazónica y que son mapeados por la RAISG. Sin embargo, la deforestación en la RAE en 2010-2015 representó 2% de la deforestación total en la cuenca amazónica. Este porcentaje es mayor al 1.37% que representó el quinquenio 2005-2010 y al 0.96% del quinquenio 2000-2005. Es decir que, si bien la cantidad total de deforestación que ocurre en la RAE no alcanza las extensiones de otros países, llama la atención que no está decreciendo a la misma velocidad que la deforestación para el mismo periodo en el resto de países de la cuenca (INPE-PRODES, 2017; Instituto del Bien Común, 2016; RAISG, 2016b)

Al 2015, Ecuador ha perdido 12.6% de sus bosques amazónicos originales (12,120 de 96,073 km²), lo cual le hace merecedor al segundo lugar (después de Brasil) en el ranking de países que han perdido la mayor porción (porcentaje) de sus bosques amazónicos originales. Ecuador perdió 3.6% de los bosques remanentes al 2000 entre 2000 y 2015; 1.1% de los bosques remanentes al 2010 se deforestaron entre 2010 y 2015.

La diferencia entre los tres periodos es pequeña y los valores de deforestación no presentan una clara tendencia: tras observar un incremento en el segundo quinquenio (2005-2010) con respecto al primero (2000-2005), se observó una reducción de 12% (o 132.18 km²) en los últimos cinco años (2010 al 2015) con respecto al quinquenio anterior.

Las áreas fuera de ANP y TI están perdiendo sus bosques en mayor velocidad que las demás áreas: 3.3% de los bosques remanentes al 2010 en el quinquenio 2010 - 2015.

A pesar de que la deforestación dentro de las ANP se ha reducido en cuanto a su extensión (km²) a lo largo de los tres quinquenios (entre 2005-2010 se redujo en -34 km² con respecto a 2000-2005, y en -7 km² en 2010-2015 con respecto al quinquenio anterior), esta no se redujo en la misma proporción o velocidad que en el resto de la región (i.e. fuera de ANP). Es decir, que si bien pasó de 239.42 km² deforestados entre 2000-2005 (o 22.72% de la deforestación de ese periodo) a 204.76 km² en 2005-2010 (18.79% de la deforestación de ese periodo), la extensión total del último quinquenio, aunque menor en extensión (197.34 km²) con respecto a periodos anteriores, representa un incremento en la proporción del total deforestado en ese quinquenio: 20.61% de la deforestación detectada entre 2010-2015 (Tabla 3). Esta tendencia difiere (es opuesta) a la observada en la región.

El análisis por áreas de solapamiento permitió ver que estas reducciones en extensión de la deforestación en ANP se dan en su totalidad en áreas de solapamiento con TI, las cuales marcan la tendencia general para las ANP, mientras que en áreas exclusivamente con categoría de ANP, la deforestación incrementó en los tres quinquenios.

Hay que hacer una salvedad con esta tendencia, puesto que el protocolo del análisis de deforestación de RAISG implica usar la capa de ANP más reciente y no se excluyen áreas que en periodos anteriores pueden no haber sido ANP, por lo tanto puede incluirse como deforestación dentro de ANP alguna extensión que al momento de ser deforestada no era parte de una ANP. Este estudio no se enfocó en analizar en qué medida, a partir de la creación de ANP, se detienen o revierten las tendencias de deforestación. Ese análisis debe reunir otras consideraciones ya que la creación y redefinición de límites de ANP son procesos dinámicos.

Independientemente de la tendencia de la RAE, la deforestación en TI presenta reducciones a lo largo de los tres quinquenios, tanto en extensión como en la proporción que esta deforestación representa del cambio total de toda la región. Esta disminución podría estar relacionada a la cultura de conservación de su patrimonio de las nacionalidades y pueblos indígenas amazónicos que resulta en un uso del territorio distinto al de los colonos, o como se ha identificado en otras partes, porque existe una relación entre la legalidad en la tenencia de tierras comunales y la reducción en las tasas de conversión de bosques (Blackman, Corral, Santos Lima, & Asner, 2017). La tendencia a la reducción de la deforestación dentro de TI se ha observado en la Amazonía brasilera donde a niveles moderados de presión los TI demostraron ser al menos tan eficaces para evitar deforestación como las áreas estrictamente protegidas y más eficaces que cualquier otro tipo de protección, a altos niveles de presión (Nolte, Agrawal, Silvius, & Soares-Filho, 2013). Un estudio en el norte de la RAE también encontró una fuerte relación entre una disminución de la deforestación en territorios indígenas que se superponen con ANP o con áreas del patrimonio forestal del Estado (Holland et al., 2014). En su estudio sobre patrones y factores de deforestación en Ecuador continental de 1990 a 2010, Sierra (2013) propone un conjunto de condiciones que explicarían la reducción en la tasa de deforestación que él también encontró, principalmente en la Amazonía norte. Entre ellas, mejoras en la accesibilidad a áreas urbanas y periurbanas, el incremento de los ingresos urbanos y rurales no agropecuarios y una caída en las tasas de natalidad en las poblaciones colonas e indígenas de la Amazonía, las que generan transformaciones importantes en el sector agrícola, influyendo también en los patrones y tasas de deforestación. En Perú se ha detectado la particularidad de que la deforestación dentro de territorios indígenas reconocidos oficialmente se ha venido reduciendo en el mismo periodo 2000-2015, mientras que para TI sin reconocimiento oficial prácticamente se duplicó en el último quinquenio con respecto al primero (Instituto del Bien Común, 2016).

Entre 2005-2010 la deforestación en TI se redujo en -55 km² con respecto a 2000-2005, y en -71 km² en 2010-2015 con respecto al quinquenio anterior. Los TI pasaron de 482 km² deforestados entre 2000-2005 (45% de la deforestación en la RAE para ese periodo), a 427 km² en 2005-2010 (39% de la deforestación de ese periodo) y a 356 km² (37% de la deforestación de ese periodo) en el último quinquenio (Tabla 6). Esta reducción se da principalmente (no en su totalidad como en el caso de ANP) en áreas de solapamiento de TI y ANP.

Si bien se podría pensar que la extensión de la deforestación en TI es proporcional a la extensión de los territorios de cada nacionalidad, esto no ocurre. La primera y tercera nacionalidad con mayores extensiones de territorios (Kichwa amazónica y Shuar con territorios cuyas extensiones cubren 22,609 y 11,200 km² respectivamente) concentran el mayor porcentaje (83%) de la deforestación ocurrida en TI entre 2000 y 2015 (45% en territorios Kichwa y 38% en territorios Shuar). Otras nacionalidades con similares extensiones presentan tasas de deforestación muy bajas, como es el caso de los Waorani donde apenas ocurre 2.6% de la deforestación de TI entre 2000-2015 a pesar de tener el segundo territorio más extenso de las nacionalidades amazónicas (Figura 10, Tabla 8). Para siguientes análisis pensamos ponderar estos resultados en relación al tamaño de la población que habita estos territorios.

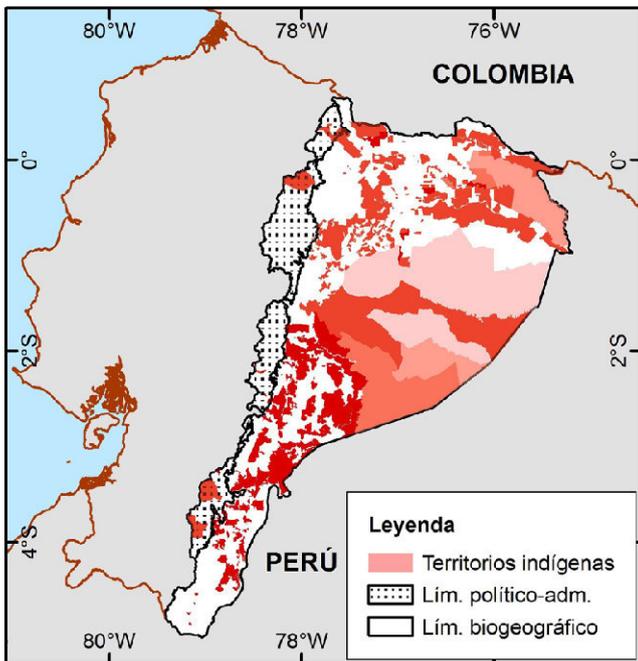


Figura 10: Mapa de la extensión de deforestación 2010-2015 por TI en relación a la extensión total de su territorio (elaboración propia). La intensidad de la gama de rojo representa una mayor magnitud de la deforestación por unidad de área (km²).

TENDENCIAS

Encontramos tres tendencias diferentes en los valores de deforestación: una consistente con la tendencia regional (a modo de campana) con un incremento inicial y un decrecimiento posterior (este es el caso de TI y áreas fuera de TI y ANP), una tendencia a que la deforestación decrezca (este es el caso de áreas de solapamiento entre TI y ANP), y áreas donde la deforestación incrementa (este es el caso de las ANP).

Como puede esperarse, la deforestación se concentra en áreas fuera de ANP y TI (más del 45% de deforestación de cada quinquenio). Alrededor de un tercio (32%) de la deforestación de cada quinquenio se detectó en las áreas de TI que no tienen solapamiento con ANP. Juntas, estas áreas cuyos regímenes de posesión de la tierra son diferentes a tierras públicas, suman más de las tres cuartas partes de la deforestación detectada en cada quinquenio (77%, 81% y 79% en cada respectivo quinquenio).

En la RAE, es posible ver que las categorías de protección implican diferencias en las tasas de deforestación. A pesar de que existe una reducción de la deforestación de -15% en áreas que no corresponden ni a TI ni a ANP, existe una mayor cantidad de deforestación por unidad de área. Dentro de las categorías de protección, las áreas que mayor eficiencia demuestran en cuanto a la reducción de la velocidad de deforestación son

las áreas de solapamiento o las áreas de TI, donde la deforestación se redujo en 35% en el último quinquenio con respecto al anterior.

Globalmente, tanto TI como ANP presentan valores decrecientes de deforestación. Sin embargo, la consideración de áreas de solapamiento entre ANP y TI muestra que las disminuciones corresponden principalmente a reducciones en áreas de solapamiento entre ANP y TI.

Si analizamos globalmente (sin distinguir áreas de solapamiento) podríamos concluir que en los TI la deforestación disminuyó en 16% y en las ANP se redujo en 3%. Sin embargo, la consideración de las áreas de solapamiento en este análisis muestra que estas disminuciones corresponden principalmente a reducciones en áreas de solapamiento entre ANP y TI (donde la deforestación disminuyó en 35%). En áreas exclusivamente ANP (sin solapamiento) la deforestación incrementó en 18% por lo que representan las regiones mayormente afectadas por un incremento de la deforestación.

METODOLOGÍA

La metodología aquí presentada representa una alternativa para el monitoreo de bosques y pérdida de los mismos. El uso del NDFI provee de mayor sensibilidad para detectar aperturas en los doseles del bosque.

El acceso a imágenes libres de cobertura de nube es crítico para el monitoreo de deforestación y quizá uno de los mayores retos enfrentados en estos 15 años de monitoreo. Sin embargo, esta es un área donde hemos experimentado uno de los más destacables avances al poder componer, a partir de la migración al Google Earth Engine, para el análisis del año 2015, una imagen mosaico de píxeles, aprovechando así la totalidad de datos disponibles para un periodo de estudio y potencializando nuestra capacidad de monitoreo de los bosques.

El uso del NDFI en la Amazonía se había limitado a los bosques brasileños, cuyas características varían de las de los bosques andino-amazónicos, donde la metodología debió adaptarse para responder a los requerimientos específicos de estos territorios debido a su topografía, nubosidad y heterogeneidad. Este fue un reto al que la RAISG debió enfrentarse, pues si bien la extensión del territorio de los países que comparten la cuenca es menor comparada con la de Brasil, la complejidad de sus terrenos dificulta el trabajo de detección de deforestación. A pesar de ello, este trabajo en Red ha demostrado que es posible generar información georreferenciada de la pérdida de los bosques amazónicos con una metodología estandarizada y con uniformidad en los periodos de análisis.

Estamos trabajando en la comparación de nuestras tasas de deforestación y enfoque metodológico con aquellos de otras fuentes, principalmente del organismo gubernamental (Ministerio del Ambiente).

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecemos a todas las instituciones de la RAISG que hicieron posible este trabajo, de manera especial a quienes conforman o han aportado a la RAISG desde EcoCiencia: Víctor López, Janette Ulloa, Fabián Santos, Juan Calles, Karla Beltrán, Fernando Espíndola, Adriana Cárdenas, Ana Puyol, Sylvania Villacís. Extendemos nuestro agradecimiento a Sandra Ríos (Instituto del Bien Común, Perú) por sus valiosas observaciones para este artículo, a Imazon (Brasil) por el apoyo en el desarrollo de ImgTools y a los respectivos equipos técnicos de cada una de las organizaciones que conforman la RAISG por su trabajo para adaptar esta metodología al contexto andino-amazónico.

REFERENCIAS

- Blackman, A., Corral, L., Santos Lima, E., & Asner, G. P. (2017). Titling indigenous communities protects forests in the Peruvian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(16), 4123–4128. <https://doi.org/10.1073/pnas.1603290114>
- Bremner, J., & Lu, F. (2006). Common Property among Indigenous Peoples of the Ecuadorian Amazon. *Conservation and Society*, 4(4), 499–521. Recuperado desde http://www.conservationandsociety.org/temp/Conservat-Soc44499-5862783_161707.pdf
- Carlotto, M. J. (1999). Reducing the effects of space-varying, wavelength-dependent scattering in multispectral imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 20(17), 3333–3344. <https://doi.org/10.1080/014311699211363>
- Cochrane, M. A., & Souza Jr., C. M. (1998). Linear mixture model classification of burned forests in the Eastern Amazon. *International Journal of Remote Sensing*, 19(17), 3433–3440. <https://doi.org/10.1080/014311698214109>
- Convention on Biological Diversity. (2010). Strategic Plan for biodiversity 2011-2020. Further information related to the technical rationale for the Aichi Biodiversity Targets, including potential indicators and milestones. Nagoya - Japan. Recuperado desde <https://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-10/information/cop-10-inf-12-rev1-en.pdf>
- Cuenca, P., Arriagada, R., & Echeverría, C. (2016). How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes? *Environmental Science & Policy*, 56, 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.014>
- Davis, S., & Wali, A. (1994). Indigenous Land Tenure and Tropical Forest Management in Latin America. *Ambio*, 23(8), 485–490. Recuperado desde <http://www.jstor.org/stable/4314265>
- Ding, H., Veit, P. G., Blackman, A., Gray, E., Reytar, K., Altamirano, J. C., & Hodgdon, B. (2016). Climate Benefits, Tenure Costs - The Economic Case For Securing Indigenous Land Rights in the Amazon. Recuperado desde http://www.wri.org/sites/default/files/Climate_Benefits_Tenure_Costs.pdf
- Foody, G. M. (1999). The continuum of classification fuzziness in thematic mapping. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 65(4), 443–451. Recuperado desde <https://pdfs.semanticscholar.org/4480/03be30073f1469d-8f848997b01878945540c.pdf>
- Fundación EcoCiencia. (2015). Mapa de Territorios Indígenas de la Región Amazónica Ecuatoriana. Quito - Ecuador.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., ... Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Holland, M. B., de Koning, F., Morales, M., Naughton-Treves, L., Robinson, B. E., & Suárez, L. (2014). Complex Tenure and Deforestation: Implications for Conservation Incentives in the Ecuadorian Amazon. *World Development*, 55, 21–36. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2013.01.012>
- INPE-PRODES. (2017). Taxas anuais do desmatamento - 1988 até 2016. Recuperado desde http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2016n.htm
- Instituto del Bien Común. (2016). Amazonía Peruana: Deforestación 2001-2015. Lima - Perú.
- Jarvis, A., Reuter, H. I., Nelson, A., & Guevara, E. (2008). Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database. Recuperado desde <http://srtm.csi.cgiar.org>
- Kaphengst, T., Davis, M., Gerstetter, C., Katharina Klaas, McGlade, K., & Naumann, S. (2014). Quality of Life, Wellbeing and Biodiversity | The role of biodiversity in future development Timo. Berlin. Recuperado desde <http://ecologic.eu/11518>
- López-Acevedo, V., Aragón-Osejo, J., & Ulloa, J. (2015). Cartografía histórica de las Áreas Naturales Protegidas y los Territorios Indígenas de la Amazonía Ecuatoriana. Quito - Ecuador.
- MAE-MAGAP. (2015). Protocolo metodológico para la elaboración del Mapa de cobertura y uso de la tierra del Ecuador continental 2013 - 2014, escala 1:100.000, 1-49.
- McAlpine, K. G., & Wotton, D. M. (2009). Conservation and the delivery of ecosystem services. *Science for Conservation*, (295), 5–81.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC. Recuperado desde <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013a). Mapa de Ecosistemas del Ecuador Continental. Quito - Ecuador.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013b). Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito - Ecuador. Recuperado desde <http://app.sni.gov.ec/sni-link/sni/PDOT/NIVEL NACIONAL/MAE/ECOSISTEMAS/DOCUMENTOS/Sistema.pdf>
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2015). Mapa del Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Quito - Ecuador.
- Nagendra, H. (2007). Drivers of reforestation in human-dominated forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(39), 15218–23. <https://doi.org/10.1073/pnas.0702319104>
- Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., ... Rolla, A. (2006). Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, 20(1), 65–73. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x>

- Nolte, C., Agrawal, A., Silviu, K. M., & Soares-Filho, B. S. (2013). Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(13), 4956–4961. <https://doi.org/10.1073/pnas.1214786110>
- OEA. (2010). *Indigenous and Tribal Peoples' rights over their ancestral lands and natural resources - Norms and Jurisprudence of the Inter American Human Rights System*. Washington, DC. Recuperado desde <http://www.oas.org/en/iachr/indigenous/docs/pdf/ancestrallands.pdf>
- Powell, R. L., Matzke, N., de Souza, C., Clark, M., Numata, I., Hess, L. L., ... Roberts, D. A. (2004). Sources of error in accuracy assessment of thematic land-cover maps in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing of Environment*, 90(2), 221–234. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.12.007>
- Puyravaud, J. P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177(1–3), 593–596. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- RAISG. (2016a). *Cartografía Histórica de Áreas Naturales Protegidas y Territorios Indígenas en la Amazonia*.
- RAISG. (2016b). *Mapa Amazonia 2016 - Áreas Protegidas y Territorios Indígenas (deforestación 2000-2015)*. Recuperado desde https://www.amazoniasocioambiental.org/wp-content/uploads/2017/04/AMAZONIA2016_espanol_18maio.pdf
- RAISG. (2017). *Territorios Indígenas [Dataset]*. Recuperado desde <https://www.amazoniasocioambiental.org/mapas/>
- Roldán, R. (2004). *Models for Recognizing Indigenous Land Rights in Latin America*. Washington, DC. Recuperado desde <https://pdfs.semanticscholar.org/c517/c40b772aaa59864e4531416a6888abf62cbd.pdf>
- Salati, E., & Vose, P. B. (1984). Amazon basin: a system in equilibrium. *Science (New York, N.Y.)*, 225(4658), 129–38. <https://doi.org/10.1126/science.225.4658.129>
- Sierra, R. (2013). *Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento los próximos 10 años*. Quito - Ecuador. Recuperado desde http://www.forest-trends.org/documents/files/doc_3396.pdf
- Small, C. (2004). The Landsat ETM+ spectral mixing space. *Remote Sensing of Environment*, 93(1–2), 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.06.007>
- Souza Jr., C. M., Roberts, D. A., & Cochrane, M. A. (2005). Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. *Remote Sensing of Environment*, 98(2–3), 329–343. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.07.013>
- Souza Jr., C. M., Roberts, D. A., & Monteiro, A. L. (2005). Multitemporal analysis of degraded forests in the southern Brazilian Amazon. *Earth Interactions*, 9(19), 1–25. <https://doi.org/10.1175/EI132.1>
- Souza Jr., C. M., Siqueira, J., Sales, M., Fonseca, A., Ribeiro, J., Numata, I., ... Barlow, J. (2013). Ten-Year Landsat Classification of Deforestation and Forest Degradation in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing*, 5(11), 5493–5513. <https://doi.org/10.3390/rs5115493>
- Souza Jr., C. M., & Siqueira, J. V. N. (2013). *ImgTools: a software for optical remotely sensed data analysis*. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 1571–1578. Recuperado desde <http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/files/p1235.pdf>
- Sunderlin, W. D., Larson, A. M., & Cronkleton, P. (2009). Forest tenure rights and REDD+: From inertia to policy solutions. In A. Angelsen, M. Brockhaus, M. Kanninen, E. Sills, W. D. Sunderlin, & S. Wertz-Kanounnikoff (Eds.), *Realising REDD+: National strategy and policy options* (pp. 139–124). Bogor - Indonesia: Center for International Forestry Research. Recuperado desde http://www.cifor.org/publications/pdf_files/books/bangelsen090211.pdf
- Walker, W., Baccini, A., Schwartzman, S., Ríos, S., Oliveira-Miranda, M. A., Augusto, C., ... Campos, E. V. (2014). Forest carbon in Amazonia: the unrecognized contribution of indigenous territories and protected natural areas. *Carbon Management*, 5(5–6), 479–485. <https://doi.org/10.1080/17583004.2014.990680>

Contaminación por ruido en centros urbanos

Martínez Julia¹, Delgado Omar²

1 Instituto de Estudios de Régimen
Seccional del Ecuador (IERSE)/Uni-
versidad del Azuay
Cuenca/Azuay/Ecuador
jumartinez@uazuay.edu.ec

2 Instituto de Estudios de Régimen
Seccional del Ecuador (IERSE)/Uni-
versidad del Azuay
Cuenca/Azuay/Ecuador
odelgado@uazuay.edu.ec

RESUMEN

Contar con parámetros de calidad ambiental en la ciudad de Cuenca, ha sido el objetivo de la Universidad del Azuay; es así que desde al año 2009, realiza monitoreos periódicos de las emisiones sonoras, en sitios pre establecidos. Se inició con 30 puntos de monitoreo hasta el año 2015, y para el presente trabajo se incrementó un punto adicional ubicado en el redondel de la Universidad del Azuay, debido a la importancia de contar con información sonora producida por la dinámica de este centro de estudios. Se utilizó un sonómetro para el levantamiento de datos; en cada sitio de monitoreo se levantó información en seis horarios representativos: 7h00, 10h00, 13h00, 15h00, 18h00 y 21h00 en un período de 15 minutos por cada horario. Los datos obtenidos fueron evaluados sobre la base de comparación con la normativa ambiental nacional vigente (Anexo 5 del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA - 2015). Para la modelación del ruido y su representación en mapas se utilizaron: el método de interpolación del Inverso de la Distancia IDW y el software Datakustik "Cadna A", que estima las emisiones sonoras sobre la base de parámetros viales (Tráfico promedio diario, ancho de vía, tipo de calzada, etc.). La representación obtenida con el citado software, representa de manera directa el comportamiento del ruido en las vías, constituyendo una representación ajustada a la dinámica de la población. Los resultados reflejan una disminución en las emisiones en el último año, en comparación con años anteriores, sin embargo, las emisiones están sobre las normas ambientales, observando que las campañas de sensibilización son necesarias para mantener en la ciudadanía atenta y comprometida con la disminución de las emisiones.

Palabras clave: **Ruido, evaluación sonora, TULSMA, uso del suelo.**

ABSTRACT

Having environmental quality parameters in the city of Cuenca has been the objective of the University of Azuay; it is so that from 2009, it performs periodic monitoring of sound emissions, in pre-established sites. It began with 30 monitoring points until 2015, and for the present work, an additional point located in the roundabout of the University of Azuay due to the importance of having sound information produced by the dynamics of this center of studies. A sound level meter is used for data collection; at each monitoring site, in-

formation was collected at six representative times: 7:00 a.m., 10:00 a.m., 1:00 p.m., 3:00 p.m., 6:00 p.m. and 9:00 p.m. in a period of 15 minutes for each schedule. The data obtained was evaluated based on comparison with the current national environmental regulations (Annex 5 of the Unified Text of Secondary Legislation of the Ministry of the Environment (TULSMA - 2015 in Spanish). For the modeling of the noise and its representation in maps: the interpolation method of the Inverse Distance IDW and the software Datakustik "Cadna A" was used. Which estimates sound emissions based on road parameters (average daily traffic, track gauge, road type, etc.). The representation obtained with this software, directly represents the behavior of the noise in the tracks, constituting a representation adjusted to the dynamics of the population. The results reflect a decrease in emissions in the last year, compared to previous years; however, emissions are above environmental standards, noting that awareness campaigns are necessary to keep citizens attentive and committed to decreasing the emissions.

Keywords: *Noise, sound evaluation, TULSMA, land use.*

I. INTRODUCCIÓN

El monitoreo de ruido no es una actividad habitual que sea impulsada desde los organismos seccionales del Ecuador, pocas son las ciudades en donde se cuenta con un monitoreo de ruido: Quito, Guayaquil, Cuenca, el cual en muchos casos es inconsistente (BID, 2014) debido a su discontinuidad, en tanto que las restantes ciudades del Ecuador, carecen de datos relacionados con las emisiones de ruido, lo que ha impedido establecer las principales fuentes de emisión, así como el grado de afectación; pese a que en la norma nacional TULSMA (2015) exige la elaboración de mapas de ruido en todas aquellas ciudades que cuenten con una población superior a los 250.000 habitantes.

Esfuerzos permanentes se han emprendido en la ciudad de Cuenca, como son la suscripción de convenios de cooperación interinstitucional (2012, 2014 y 2016), entre la Universidad del Azuay y el Gobierno Autónomo Descentralizado municipal de Cuenca (GAD), encaminados a monitorear el ruido y así contar con una base de datos que permita conocer el comportamiento sonoro en la ciudad, sus causas y sus consecuencias, a sabiendas que la contaminación sonora trae repercusiones a la salud y bienestar ciudadano.

Una exposición constante y prolongada a niveles excesivos de sonido puede inducir lentamente, en algunos años, a la pérdida auditiva permanente, acumulativa e irreversible (Burneo, C. A. 2007), adicionalmente, genera impedimentos de desempeño como interferencia en la comunicación, cansancio, dificultad para dormir, reducción de las capacidades de atención, motivación, memoria, lectura y solución de tareas cognitivas, entre otras (OMS, 1999).

La contaminación acústica se ha constituido en una problemática creciente que se expresa mayormente en los sistemas urbanos y cuya causa principal recae en el transporte vehicular (FHWA-Federal Highway Administration. 2004).

El cumplimiento de las normas ambientales, las consecuencias en la salud y el bienestar ciudadano hacen que la Universidad del Azuay y el GAD municipal de Cuenca actualicen su base de datos de ruido al 2016, evalúen el comportamiento sonoro, elaboren mapas de ruido y establezcan las tendencias de las emisiones de ruido en la ciudad de Cuenca, así como también establezcan medidas de mitigación ambiental.

II. MÉTODO

Se validó la ubicación de los 30 puntos de muestreo que fueron considerados en el año 2012 (Martínez J., Delgado O., 2015), se adicionó 1 punto, ubicado en la Universidad del Azuay. Las

mediciones se realizaron con un sonómetro Modelo SOUND QUESTPRO SP-DL- 2-1/3, en seis horarios (7h00, 10h00, 13h00, 15h00, 18h00 y 21h00) (GADMCC, 2007), por períodos de 15 minutos en cada horario, luego se sistematizó la información y se evaluó del comportamiento sonoro en cuatro períodos: 2012, 2014, 2015 y 2016, tomando como base el Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente - TULSMA (2015).

Para la generación del mapa de ruido, se empleó la técnica de interpolación determinista y exacta: media ponderada por el inverso de la distancia - IDW; y adicionalmente se trabajó en la modelación del ruido en las vías empleando información de densidad de tráfico a través del programa informático CadnaA.

El método IDW se apoya en el concepto de continuidad espacial, con valores más parecidos para posiciones cercanas que se van diferenciando conforme se incrementa la distancia (García González, J. A., & Cebrián Abellán, F. (2006). El método CadnaA utiliza el software de modelización, cálculo y gestión del ruido ambiental, sobre la base del análisis de factores relacionados con el tráfico.

En el presente trabajo los factores que formaron parte del cálculo fueron:

- Intensidad Media Diaria (IMD) de las vías de la ciudad de Cuenca, actualizado al 2015, proporcionado por el Gobierno Autónomo Descentralizado municipal de Cuenca.
- Material de la calzada
- Tipo de vía
- Número de carriles
- Ancho de vía
- Velocidad de circulación
- Tipo de flujo de circulación
- Altura absoluta y relativa de las calzadas
- Información sobre los predios y manzanas de la ciudad, la cual sirvió para delimitar el área de cálculo.

Con la información descrita se procede a configurar el software CadnaA y a elaborar el modelamiento del ruido en el área urbana de la ciudad de Cuenca.

III. RESULTADOS

La evaluación de las emisiones sonoras se presenta en la Tabla 1, su detalle es el siguiente:

Durante el período 2014 se realizan 180 muestreos, el 37,7% de las mediciones presentan un incremento y el 62,3% disminuye. Sobre los parámetros establecidos en el TULSMA (2015) están el 100% de las mediciones.

TABLA I
Comparación de emisiones sonoras (2012 - 2014 - 2015 - 2016)

N°	Punto Medido (sector)	Año 2016 (Lavg)						Año 2015 (Lavg)						Año 2014 (Lavg)						Año 2012 (Lavg)					
		7h00	10h00	13h00	15h00	18h00	21h00	7h00	10h00	13h00	15h00	18h00	21h00	7h00	10h00	13h00	15h00	18h00	21h00	7h00	10h00	13h00	15h00	18h00	21h00
R_01	Estadio	65,7	67,2	64,0	65,0	60,8	63,6	70,3	75,5	72,8	71,8	72,6	66,9	70,4	69,6	68,1	69,8	68,4	66,6	72,5	73,2	73,2	72,6	72,7	67,2
R_02	Garapal	70,8	70,2	73,5	69,9	77,7	66,0	77,6	77,7	73	72,5	74,2	68,5	72,7	75,6	73,6	72,9	72,9	69	72,7	71,5	71,1	71,5	73	67,9
R_03	Aeropuerto Mariscal	57,1	60,1	61,9	65,2	69,1	60,1	69,3	66,9	68,2	65,1	65,8	62,3	70,8	69,2	73,9	69,2	70,7	68,1	69	71,7	74,1	70,5	74,5	69,6
R_04	Tres Puentes	79,4	66,4	62,7	64,6	64,2	65,2	71,4	70,8	72	72	71,3	68,4	67,9	68	66,8	67,5	67,6	64,3	74,3	74,8	76,5	76,3	68	70,7
R_05	Romiglo Crespo	69,4	69,5	70,2	70,9	69,5	62,8	24,4	73,5	73,6	72,8	73,8	72,9	72,8	73,1	73,5	72,2	70,7	72,9	71,9	72,2	72,4	72,3	76	70,6
R_06	Hospital Regional	67,4	66,2	65,8	69,0	66,3	66,1	74,3	73,7	71,2	70,7	72	66,3	69,8	65,3	67,9	64,9	65,2	63,7	66	66,8	66,5	67,4	73,2	64,2
R_07	Challuabamba	71,7	70,0	71,0	71,2	71,0	71,1	70,4	74,8	74,9	73,9	77	72,9	72,6	72,8	71,1	71	72,6	72,4	77,4	72,6	75,3	75,1	72,9	70,6
R_08	Lagunas de oxigenación	68,8	68,1	67,6	62,6	68,4	62,7	74,8	71,3	70,9	69,4	70,3	68	64,3	65,1	65,1	66,2	66,6	57	80,7	77,1	76,2	76,8	76,2	71,9
R_09	Monumento a la Familia	68,4	69,4	72,5	70,1	67,3	63,1	72,8	71,8	72,3	72,9	72,1	69,8	62,3	63,6	63,6	65,5	64,2	61,2	72,5	75,3	71	70,2	72,3	60,3
R_10	Parque Industrial	70,3	70,9	70,0	69,1	73,9	68,1	75,8	73,7	73,5	73,3	74,6	70,8	75,6	70,5	76	73	72,6	71,3	73,4	75,5	73,2	77	72,9	71,7
R_11	Camal	66,8	63,0	68,0	65,7	64,3	61,1	71,3	70,2	70,6	70,4	70,4	66,9	70,3	66,7	67,4	69,8	67,4	63,3	53,3	56,7	69,9	67,1	61,8	62,8
R_12	Camino a Ochoa León	60,1	53,9	61,3	65,2	70,9	47,9	67	76,5	62,2	67,1	63,1	56,2	65,2	62,8	69	62,2	63,3	63,5	36,6	55,6	45,9	57,1	46,8	43,7
R_13	La Libertad	56,7	65,6	62,9	70,8	64,1	60,5	64,6	60,9	59,8	63,7	64,3	56,5	53,8	59,9	61,7	56,7	58,4	55,3	65,4	48,7	52	55,7	52,3	48
R_14	Los Cerezos Alto	65,4	63,4	65,5	61,5	63,3	62,3	69,3	68	71,9	72,2	69,6	69,1	68,6	66,7	70,5	70	67,9	62,4	70,2	62,3	70,8	76,3	72,5	64
R_15	Camino al Tejar	63,6	61,5	61,0	61,6	68,4	55,7	73	75,3	74,8	71,6	72,9	71,7	68	66,4	68	68,4	66,9	65,8	70,5	74,3	70,2	73,1	70,2	64,3
R_16	Via a Sininay (Miraflores)	66,3	62,9	67,5	56,8	66,5	62,6	68,8	65,6	67,1	68	72,1	62,8	70,6	68,2	68,7	67,6	68,8	68,2	74,1	68,8	62,9	63,6	65,6	67,4
R_17	El Cebollar	70,9	67,0	67,0	66,9	66,9	66,9	73,9	74,9	73,5	73,5	72,7	70,4	70,5	66,5	71	69	68,8	68,7	69,1	72,2	76,2	72,5	73,6	55,5
R_18	Hospital del IESS	72,5	68,2	72,2	70,2	64,0	69,2	77,7	75,2	73,9	76,5	77	73,4	70,5	70,6	67,2	71,5	68,9	66,8	74	71,9	77,9	72,7	72,2	74,8
R_19	Redondel Paseo de los Cañaris	68,5	68,4	68,8	67,7	67,8	65,2	75,5	73,3	73,7	72,9	76,4	72,1	69,6	67,8	70,6	70,1	69,8	67,1	74,3	73,9	74,6	73,5	76,3	74,7
R_20	Redondel del Otorongo	73,8	71,5	74,6	71,6	69,9	67,5	74,5	73,7	74,6	73,9	74,7	70,6	74,7	73,8	74	74,4	79,4	68,1	78,2	75,2	75,3	73,1	77,3	77,3
R_21	Feria Libre	66,3	72,7	73,4	69,8	67,8	64,5	74,4	75	74,5	75,4	73,5	72,9	62,4	63,2	61,3	62,6	63,5	64,5	74,6	74,6	73,1	72,3	72,9	71,4
R_22	Isabel La Católica	56,7	51,9	57,2	55,8	69,7	48,4	62,8	59,5	61,5	65,7	66,1	56,4	64,2	60	61,4	60,9	60	58,3	63,9	60,2	60,8	60,6	59,7	59,2
R_23	Av. de las Américas y Don Bosco	70,1	69,4	71,6	67,8	63,9	65,5	75	73,9	72,9	73,8	74,2	71,1	74,6	74,8	72,1	72,1	73,5	71,5	74,6	76,9	74,3	78	77,2	74,2
R_24	Control Sur	73,0	69,5	65,5	69,1	69,4	68,6	75,3	75,4	74,9	74,4	83,4	73	72,2	74	71,6	76,6	74,5	70,1	77	74,6	76,9	76,1	78,7	73,9
R_25	Gran Colombia	69,5	66,5	71,5	66,6	68,7	62,9	73,6	74,5	72,4	78,7	72,5	71,4	73,5	72,2	72,1	71	74,5	69,8	74,1	69,8	72,2	68,4	66,3	65,6
R_26	Cristo Rey	70,2	68,7	74,3	67,8	70,0	67,3	73,9	75,1	73,7	72,7	72,1	71,5	70,5	71,2	69,7	68,4	67,6	67,4	67,3	67,4	61	65,3	56,5	56,5
R_27	Chola Cuenca	66,3	66,2	66,9	75,9	66,3	66,7	72,8	72,3	73,8	72,2	76,8	70,4	66,8	67,3	67,6	68,8	68,5	69	73	76,5	74	74,3	71,4	67,6
R_28	Via Bnos	57,5	48,7	71,0	61,5	69,9	60,6	62,7	72,5	54,7	59,9	52,6	56,6	54,5	55	57	62,2	52,3	49,2	63,8	61	57,6	65,9	55,9	48,1
R_29	Bajada Centenario	71,9	70,4	73,4	75,7	70,9	65,6	76	74,8	75	73,9	75,1	70	76,2	73,1	75,5	74,6	74,4	71,2	75,2	74,2	74,4	73,5	74,3	66,1
R_30	Totoracocho	59,2	65,7	64,3	58,3	62,3	62,1	68,8	68,3	70,2	67	68,3	66,1	66,1	65,7	65,6	64,8	70,3	63,9	65,6	65,6	64,1	67,9	66,8	64

En el período 2014 - 2015, se incrementa la emisión sonora en el 77,8 de las mediciones, y el 100% de las mismas están sobre los parámetros del TULSMA (2015).

En el período 2015 - 2016, se produce una disminución de las emisiones en el 88,33 % de los puntos muestreados, y el 97% de los muestreos están sobre los parámetros del TULSMA (2015).

REPRESENTACIÓN GRÁFICA

Se elaboró un mapa de ruido de la ciudad por cada horario de muestreo, a continuación se presenta el mapa en el horario de mayor presencia de emisiones (10h00):

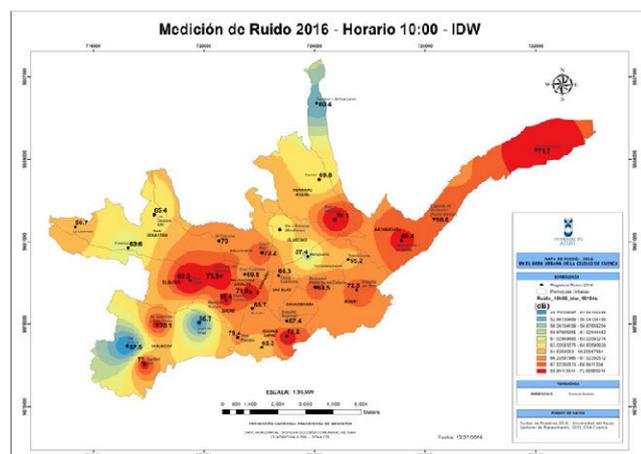


Figura. 1. Mapa de ruido de la ciudad de Cuenca (10h00) método IDW

Las zonas marcadas de color rojo presentan emisiones sonoras de hasta 72 dB y disminuyen en otras zonas hasta 48 dB, marcadas de color azul. Según la OMS, los valores corresponden a emisiones derivadas de la circulación vehicular.

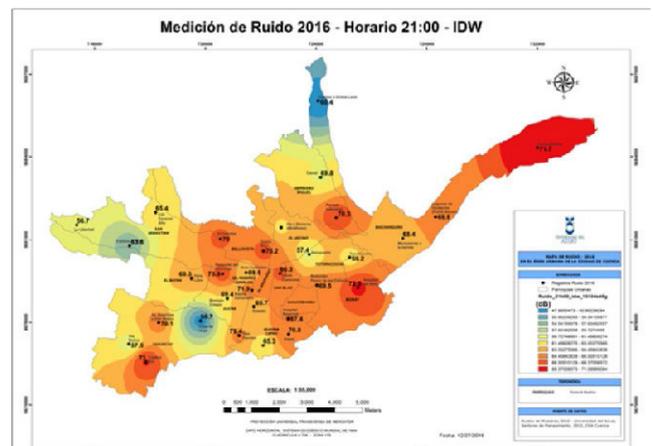


Figura N° 2.- Mapa de ruido de la ciudad de Cuenca (21h00) método IDW

Con una escala de valoración que va desde los 72 dB a los 48 dB, las zonas en donde se manifiestan las más altas emisiones son: Challuabamba, Hospital del Instituto Ecuatoriano de Seguridad Social (IESS) y el sector del Control sur.

Para la generación del mapa de ruido con el Cadna A, se utilizó los datos de tráfico y características viales correspondientes al año 2015, y obtuvo una representación para el día y otra para la noche. Los rangos de emisiones están entre 0 dB y 85dB, que corresponden a lo establecido por la OMS, ver Figuras 3 y 4.

Las emisiones sonoras en la ciudad se concentran en las vías y disminuye al centro de los manzanos.

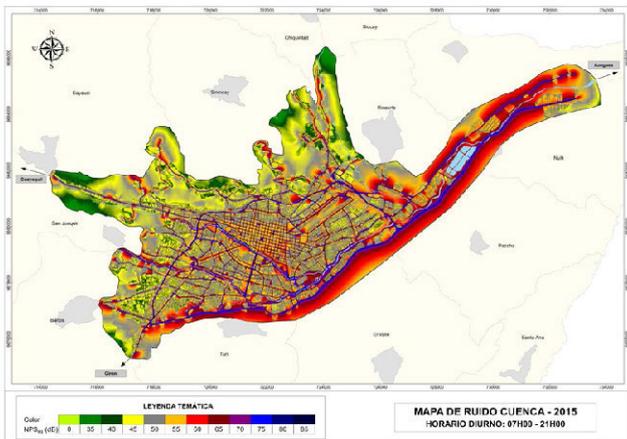


Figura N° 3.- Mapa de ruido de la ciudad de Cuenca - Método Cadna A - día

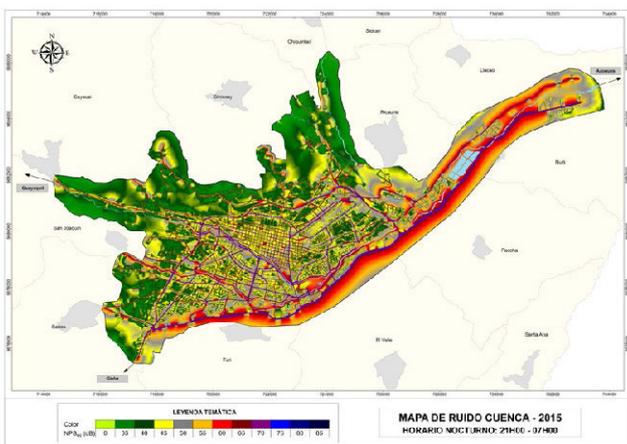


Figura N° 4.- Mapa de ruido de la ciudad de Cuenca - Método Cadna A - noche

IV. CONCLUSIONES

Durante el año 2016 las emisiones sonoras han disminuido con relación al año 2015 (Martínez J., Delgado O. 2015). en el 88,33% de los puntos de muestreo.

Si bien las emisiones disminuyen, sin embargo, están sobre el TULSMA - 2015: Zona de equipamientos sociales (EQ1) el 97%, residencial (R1) el 97%, comercial 98% y en la industrial el 22%.

Para la generación de los mapas de ruido se utilizó el método de interpolación IDW que toma en cuenta los 31 sitios de muestreo en diferentes horarios y el programa informático Cadna A, que representa las emisiones de ruido en la red vial, lo que se evidencia es que la representación de las emisiones con el software Cadna A, se asemejan más a la realidad, porque las mayores emisiones se presentan en las vías, y en el interior de los manzanos disminuye, en virtud de que las infraestructura construida, sirve como pantalla antiruido.

El valor de las emisiones que se obtuvo está en el orden de los 70 dB, el cual está dentro de lo recomendado por la OMS para ruido por tráfico vehicular.

Las emisiones del día son mayores a los de la noche, lo que refleja la dependencia del ruido al movimiento vehicular, el cual disminuye en la noche, lo que se refleja en las figuras 3 y 4.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se realiza con la cooperación del equipo técnico de la Comisión de Gestión Ambiental del Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de Cuenca y el equipo técnico del Instituto de Estudios del Régimen Seccional del Ecuador.

REFERENCIAS

BID. (2014) Cuenca ciudad sostenible. Quito: Banco Interamericano de Desarrollo & Gobierno Autónomo Municipal de Cuenca.

Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, Libro VI, Anexo 5, TULSMA, (2015). En Acuerdo Ministerial 097A.

Burneo, C. A. (2007). Contaminación ambiental por ruido y estrés en el Ecuador Quito: Universidad Central del Ecuador.

FHWA -Federal Highway Administration. 2004. Traffic Noise Model. Version 2.5 Look-up Tables. User's Guide. U.S. Department of Transportation, FHWA-HEP-05-008. Final Report

Martínez J., Delgado O. (2015). Monitoreo de ruido ambiente en la ciudad de Cuenca, muestreo 2009 - 2014. Ruido 2014.

Martínez J., Delgado O. (2015). Registro de ruido ambiente 2015, en los 30 sitios de monitoreo de la ciudad de Cuenca.

GADMCC (2007). Estudio de actualización operacional del sistema integrado de transporte de Cuenca. Cuenca: GAD Municipal de Cuenca.

García González, J. A., & Cebrián Abellán, F. (2006). La interpolación como método de representación cartográfica para la distribución de la población: aplicación a la provincia de Albacete. En M. T. Camacho, J. A. Cañete & J. J. Lara Valle (Eds.), El acceso a la información espacial y las nuevas tecnologías geográficas (pp. 165-178). Granada: Editorial Universidad de Granada. Recuperado de http://www.age-geografia.es/tig/docs/XII_1/012%20-%20Garcia%20y%20Cebrian.pdf

El SIGAM: desarrollo de un sistema de información geológico ambiental minero para gestión de datos en el ámbito estatal

Marquínez Jorge¹, García Pilar¹, Pedreira José Ángel³, Candaosa Gabriel², Álvarez Saúl³, Federico Ferpozzi², Chavez Silvia², Avanzas Rubén³, Zappettini Eduardo², Sánchez David¹, Fernández Juan Carlos¹, Colina Arturo¹, Marín Graciela²

1 Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDU-ROT)/Universidad de Oviedo
Mieres/Asturias/España
marquinez@uniovi.es

2 Instituto de Geología y Recursos Minerales (IGRM)/Servicio Geológico Minero de Argentina (SEGEMAR)
Buenos Aires/Argentina
graciela.marin@segemar.gov.ar

3 Sociedad Asturiana de Diversificación Minera (SADIM)
Ciaño/Asturias/España
jangel.pedreira@sadim.es

RESUMEN

En el marco del Subprograma Gestión Ambiental Minera de la Secretaría de Minería, se ha desarrollado el Sistema de Información Geoambiental Minera (SIGAM) con el objetivo de contribuir a la modernización e implantación de nuevas capacidades en el Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR). El proceso conlleva el diseño del modelo de datos y el desarrollo de herramientas específicas que facilitan la incorporación de datos previos y de nueva información Geoambiental, integrando la información del Instituto de Geología y Recursos Minerales (IGRM) en un único sistema de datos interrelacionados y facilitando la preparación de archivos en formato mxd para la impresión de mapas. El modelo de datos permite aglutinar la información generada por el IGRM, facilitando la interrelación de las distintas capas temáticas, potenciando el análisis, la eficiencia en el manejo de datos y sus posibles aplicaciones. Este modelo se implementa sobre una Geodatabase (GDB) corporativa que contiene datos topográficos, geológicos, mineros y geoambientales de la República Argentina y es el modelo para generación de las GDB de producción sistemática de las cartas del IGRM. Paralelamente se dota al SIGAM de herramientas GIS que facilitan la utilización de esos datos, permitiendo una optimización del tiempo de trabajo, tanto en la incorporación como en el análisis e impresión de los datos. Todos los componentes desarrollados para el SIGAM lo convierten en un ejemplo de un proyecto GIS para la gestión en el ámbito estatal de datos geológicos y ambientales, facilitando la optimización de recursos y la utilización de la información geográfica.

Palabras clave: **SIGAM, GIS, modelo de datos, geología ambiental, programación.**

ABSTRACT

Within the framework of the Subprogram Mining Environmental Management of the Ministry of Mining, the Information System of Mining Geo-environment (SIGAM) has been developed with the aim of contributing to the modernization and implantation of new capacities in the Argentinian Geological Mining Service (SEGEMAR). The process entails the design of the data model and the development of specific tools that facilitate the incorporation of previous data and new Geo-environmental information, integrating the information of the Institute of Geology and Mineral Resources (IGRM) in a unique interrelated data system and facilitating the preparation of archives in mxd format for map printing.

The data model allows to agglutinate the information generated by the IGRM, facilitating the interrelation of the different thematic layers, enhancing the analysis and efficiency in the handling of data and its possible applications. This model is implemented on a corporative Geodatabase (GDB) that contains topographic, geologic, mining and geo-environmental data of the Argentine Republic and is the model for the generation of the GDB of the systematic production of letters of the IGRM. At the same time, it provides the SIGAM with GIS tools that facilitate the use of these data, allowing an optimization of the working hours, both in the incorporation and in the analysis and the printing of the data. All the components developed for the SIGAM make it an example of a GIS project for the state management of geological and environmental data, encouraging the optimization of resources and the use of the geographical information.

Keywords: *SIGAM, GIS, data model, environmental geology, programming.*

I. INTRODUCCIÓN

La Ley No 24.224, de Reordenamiento Minero, en su Capítulo I, de las Cartas Geológicas de la República Argentina, dispuso la necesidad de efectuar el relevamiento geológico regular y sistemático del territorio continental, insular, plataforma submarina y Territorio Antártico de la República Argentina, en diferentes escalas (artículo 1).

Para dar respuesta a este mandato la Dirección de Geología Regional, perteneciente al IGRM tiene la responsabilidad de implementar el Programa Nacional de Cartas Geológicas a escalas 1:250.000 y 1:100.000. El ámbito geográfico del Proyecto es todo el territorio nacional distribuido por hojas a escala 1:250.000 y 1:100.000. Con el objetivo de completar la primera versión de cartas geológicas de todo el territorio se ha seleccionado la escala 1:250.000.

En concordancia con el empleo de las nuevas tecnologías de información, en el contexto del Programa Nacional de Cartas Geológicas y un convenio entre SEGEMAR y el Instituto Tecnológico Geominero de España, se realizaron las primeras versiones de la norma de digitalización de mapas geológicos. Esta norma, al amparo del Programa de Ayuda al Sector Minero Argentino (PASMA) se revisó y adaptó la Normativa SIG-NOR-IGRM-003, al Sistema de Producción de Cartas Geológicas a escala 1:250.000 (SEGEMAR, IGRM, 1999). El avance de la tecnología GIS y la evolución de los formatos obligan a una actualización de la norma para adaptarse a los nuevos conceptos.

En la actualidad los formatos cover de ArcInfo, previamente utilizados, se han adaptado a los formatos más modernos de Base de Datos Espacial (GDB), estructurados en Feature Dataset (FDS) y Feature class (FC) de ArcGIS, lo que implica importantes modificaciones tanto en el modelo de datos como en el método de captura y tratamiento de las capas de información.

El trabajo se fundamenta en los estándares de ArcGIS (Law & Collins, 2013), dado que el IGRM ha optado por este programa para la gestión de sus datos geográficos.

El sistema de proyección oficial ha pasado de ser Campo Inchauspe 69 a POSGAR 94 (en el año 1997) y finalmente a POSGAR 07 en el año 2009.

También la anterior estructura en hojas, para el almacenamiento de la información, ha evolucionado hacia una base de datos continua de todo el País, lo que implica que el almacenamiento de los datos en coordenadas geográficas sea el más indicado, independientemente del formato de la representación gráfica de las hojas impresas.

Además de adecuar los modelos y protocolos para la cartografía Geológica producida por la Dirección de Geología Regional propiamente dicha, se persigue elaborar modelos y protocolos

para el resto de la información generada por el IGRM perteneciente a la Dirección de Recursos Geológico Mineros y a la Dirección de Geología Ambiental y Aplicada.

Surge, por tanto la necesidad de la definir normas de digitalización y edición, necesarias para que pueda realizarse un trabajo coherente y coordinado. Las normas deben ser cumplidas en forma estricta especialmente en cuanto a la nomenclatura asignada a cada uno de los ficheros resultantes, dado que los procesos de computación relacionados con el tratamiento de la información, no admiten ambigüedades.

Debemos distinguir entre la GDB y los mapas que se componen a partir de ella. La base de datos hace referencia a la organización, estructura y relaciones de la información digital georreferenciada.

Con esta información y la incorporación de otros elementos gráficos (no necesariamente georreferenciados) como textos, figuras y/o imágenes se componen los mapas finales con objeto de imprimirlos o consultarlos. Esta composición debe ajustarse al formato adoptado por el IGRM, para organizarse en una colección de cartas geológicas.

Se trata de establecer las bases para conseguir la unificación de la producción cartográfica del IGRM, para obtener un producto homogéneo en apariencia y calidad, estableciendo las normas para la edición del mapa en su conjunto, y para cada uno de los elementos que lo componen. Permitiendo así definir los procesos de automatización para mejorar la edición y el control de calidad del resultado final.

El proyecto pretende en el diseño y puesta en funcionamiento de un sistema de información Geoambiental para el SEGEMAR, cumpliendo los siguientes objetivos:

1. Creación de un modelo de datos para el almacenamiento y gestión de los datos del IGRM.
2. Implantación del modelo de datos en una base de datos corporativa.
3. Elaboración de normas, procedimientos y herramientas de digitalización de los datos.
4. Elaboración de normas, procedimientos y herramientas para las salidas gráficas de las principales cartas temáticas generadas en el IGRM

Las normas y procedimientos buscan elaborar un protocolo de trabajo para la digitalización, edición, carga de atributos e incorporación, al modelo de hoja del SIGAM, de los datos necesarios para la realización de las Cartas del IGRM. Así mismo marcan las líneas y directrices a seguir para la elaboración de las salidas gráficas correspondientes.

Las herramientas GIS generadas a lo largo del proyecto tienen como finalidad facilitar, a los técnicos del IGRM, las cuantiosas y laboriosas tareas de edición, incorporación de información del modelo antiguo e impresión de las cartas temáticas.

Los objetivos se adaptan a las necesidades de las tres Direcciones del IGRM para dar respuesta al manejo de los datos de las cartas temáticas que producen:

- Carta geológica.
- Carta minerometalogenética.
- Carta de minerales industriales rocas y gemas.
- Carta geoquímica.
- Carta de peligrosidad geológica.
- Carta geoambiental.

II. MÉTODO

El trabajo necesario para alcanzar los objetivos del SIGAM se ha estructurado en tres fases:

- Desarrollo e implantación del modelo de datos del SIGAM.
- Desarrollo de normas y procedimientos.
- Desarrollo de las herramientas GIS para facilitar el manejo de los datos y la impresión de las cartas temáticas.

A. EL MODELO DE DATOS DEL SIGAM

El modelo de datos que se utiliza ha sido generado a partir del trabajo desarrollado con profesionales y técnicos del SEGEMAR y los equipos de la Universidad de Oviedo y SADIM. Se pretende dar respuesta a las necesidades surgidas para el manejo de gran cantidad de información geográfica organizada en diversas temáticas.

Se utiliza el formato de datos propio de ArcGIS, que organiza la información existente de manera sencilla y coherente en conjuntos de datos llamados FDS y en clases de elementos o FC con sus atributos y sus propias normas de relación. Estos FDS, FC, tablas, relaciones y vistas se organizan dentro de una GDB. Cada capa u objeto que utilizamos tiene una serie de atributos que permiten definir sus características, y que se implementan mediante campos.

Este sistema permitirá almacenar toda la información necesaria para la edición e impresión de las cartas temáticas en una única base de datos geográfica; evitar duplicidades de los datos tanto gráficos como tabulares simplificándolos en la medida de lo posible; revisar la coherencia topológica y permitir la representación conjunta de varias capas temáticas.

Dado que gran parte de los datos almacenados tienen referencias geográficas precisas, es necesario definir con precisión los sistemas de coordenadas utilizados en cada aspecto de la digitalización de los datos. Esta información queda almacenada de manera automática en los metadatos de las capas.

La información digital se almacenará en una GDB continua para todo el país. Esto hace inviable el almacenamiento continuo de los datos en sistema de proyección Gauss-Krüger o de cualquier otro sistema de proyección cartesiana, dada la gran extensión del país, la elección de un huso determinado implicaría la deformación de las áreas que se prolongaran fuera de éste. Por este motivo la información de la GDB continua está almacenada en coordenadas Geográficas.

Sin embargo las cartas se imprimirán y visualizarán en coordenadas Gauss-Krüger POSGAR 07, en la faja correspondiente a cada hoja (tal y como está estipulado por el Instituto Geo-

gráfico Nacional que es el Órgano Rector en Materia de Cartografía y Geodesia de Argentina).

Para la digitalización y la impresión de mapas se utilizarán GDB más pequeñas que abarcan solo una hoja 1:250000 y se generan ficheros de ArcMap (MXD) en los que se replicará la información de base (datos topográficos, ortofoto, imagen satelital etc.) del modelo continuo y se definirán las capas vacías a digitalizar. La información pre-cargada en la GDB de hoja puede provenir de diferentes sistemas de coordenadas. Así pues la información que esté cargada desde la GDB corporativa continua estará en coordenadas geográficas, también se pueden incorporar imágenes que estén en otros sistemas de coordenadas. Sin embargo el marco de datos de trabajo (el sistema de visualización del MXD) de cada hoja se definirá en coordenadas Gauss-Krüger POSGAR07 en la faja correspondiente a cada hoja.

El técnico que incluya la información del mapa la verá en el mismo sistema que el material cartográfico que esté utilizando y en el mismo sistema que se imprimirá la hoja, a pesar de que se estará almacenando en sistema de coordenadas geográficas.

B. NORMAS Y PROCEDIMIENTOS

Para unificar criterios de trabajo, ajustados al modelo de datos, se han desarrollado diferentes documentos procedimentales respecto a la edición de cartas temáticas de las tres Direcciones del SEGEMAR. Estos documentos tienen en cuenta las normas previas (SEGEMAR, IGRM, 1999; SEGEMAR 2000, 2000b) y las adaptan a la situación actual del modelo de datos y a la actualización de los sistemas informáticos.

Los procesos de edición se definen en los documentos elaborados a tal fin siguiendo los procedimientos de ESRI (2004).

También se han desarrollado protocolos de impresión de cada una de las seis cartas temáticas principales del centro, en los que se definen estructuras, formatos, maquetación tipos de letra y elementos principales de cada una de las salidas gráficas.

C. HERRAMIENTAS GIS DESARROLLADAS

Una vez definido el modelo de datos, y paralelamente a su desarrollo se pone en marcha la programación de una serie de herramientas que faciliten el trabajo diario de los técnicos del SEGEMAR.

Antes de comenzar la fase de programación, y en una fase previa, se realiza un exhaustivo análisis de las tareas llevadas a cabo en cada una de las áreas temáticas.

En la fase de programación se desarrolla el código necesario para la puesta en marcha de todas las herramientas. Para este proceso se utiliza el lenguaje de programación Python. Se trata de un lenguaje de programación gratuito, multiplataforma y de código abierto que es potente y fácil de aprender. Es ampliamente utilizado y compatible.

Para acceder a las herramientas de geoprocésamiento así como a las funciones adicionales de ArcGIS se utiliza el módulo ArcPy, que permite crear flujos de trabajo simples o complejos de manera rápida y sencilla, completando la biblioteca de Python (Zandbergen, 2014).

Además de ArcPy se utilizan otros complementos de programación en Python como son:

- os: interfaz de funcionalidades dependientes del sistema operativo.
- shutil: operaciones de alto nivel sobre ficheros y colecciones de ficheros.

- glob: parseo de rutas y comparación a patrones específicos.
- gc: módulo interfaz para el garbage collecto.

Esto permite que el SIGAM se configure, mediante ficheros y herramientas de ArcGIS, para que puedan alcanzarse los objetivos de productividad marcados en un espacio muy corto de tiempo.

Todos los elementos que forman las cartas impresas se organizan y almacenan en formato digital de manera que puedan ser fácilmente accesibles mediante un sistema de estructuras sistemáticas de datos.

1) Edición y carga de datos

Los scripts de edición y carga de datos se estructuran para el cumplimiento de los siguientes aspectos:

a) Carga del modelo de datos en GDB de hoja.

El script debe crear la GDB de ArcSDE de hoja mediante la extrapolación del modelo continuo y establecer una serie de criterios unificados para todas las hojas.

El script configura subtipos y dominios, asegura el versionado de los dataset correspondientes; carga la topografía de hoja; crea el marco de trabajo y recorta la información continua necesaria.

Todos estos procesos se automatizan con las herramientas creadas, lo que facilita tanto la puesta en marcha de una hoja como la unificación de criterios.

b) Organización del espacio de trabajo.

La carga preliminar, de datos de apoyo y capas a digitalizar, es uno de los procesos más importantes a la hora de comenzar con la digitalización y edición de cartografía. Sin embargo, este proceso puede ser un poco caótico y laborioso si no se perfilan con anterioridad ciertos elementos.

La herramienta desarrolla los pasos necesarios para cumplir los procesos de carga y organización de datos más relevantes:

- Creación de las carpetas necesarias en el repositorio, estructuradas en función de las temáticas.
- Creación de los documentos de mapa de trabajo de ArcMap (mxd).
- Carga en el mxd correspondiente de las capas de referencia preestablecidas.

2) Incorporación de datos geológicos de formatos previos

Para ellos se elaboran scripts en ArcPy. Estos scripts pretenden actualizar el esquema previo de GDB, que conservaba las capas relativas a los tics, labels, líneas y, en su caso, polígonos o puntos, directamente importados de ArcInfo, y que no se adaptaba al modelo establecido actualmente.

La automatización para la transposición a la nueva GDB de estos datos aplica los siguientes criterios:

- Elimina sistemáticamente las FC de tics y labels, heredadas del modelo ArcInfo.
- Se eliminan de la GDB los elementos que no tienen georreferenciación como perfiles columnares y transversales y el cuadro estratigráfico y se almacenan en repositorio de datos.
- Elimina de la GDB los elementos que pueden generarse automáticamente, como referencias geológicas y topográficas y otros elementos auxiliares.
- Reestructura la organización de las capas en FDS, ajustándose al modelo establecido.

- Reestructura la topografía de acuerdo a los criterios del modelo de datos, establecidos previamente con el personal de SEGEMAR.

3) Salidas gráficas

Los scripts de salidas graficas persiguen obtener las cartas temáticas impresas en el formato definido desde SEGEMAR y plasmado en los protocolos de impresión elaborados en la fase previa. La automatización de este proceso debe facilitar a los usuarios las tareas de maquetación y geoprociamiento.

A la hora de realizar la salida gráfica de una carta temática hay una gran cantidad de elementos que definen su estructura, tales como escala, imágenes, tipografía, leyendas... Las cartas contienen textos informativos e imágenes que pueden variar en función de la hoja y temática a generar. Por este motivo, y como solución dinámica, la automatización recoge esta información de diferentes archivos externos ubicados en distintos directorios dentro de la carpeta raíz de la hoja correspondiente. Todos estos archivos deben ser previamente revisados o, en su caso, rellenados siguiendo el formato descrito en la norma correspondiente.

La fase final para la puesta en marcha de las herramientas desarrolladas es la revisión de los resultados de los distintos procesos verificando que cumplen los estándares establecidos en las normativas aprobadas.

III. RESULTADOS

El resultado final de todos los procesos desarrollados es un SIGAM avanzado y diseñado para incluir la diferente información generada en el IGRM.

A. BASE DE DATOS SEGÚN EL MODELO DE DATOS ESTABLECIDO

El modelo de base de datos corporativa resultante está construido sobre ArcSDE de ArcGIS. En este modelo se han definido 22 FDS con al menos 83 FC y 34 tablas auxiliares, 31 Relationship class y numerosas Vistas. También se establecieron 219 dominios para los campos definidos en las FC con más de 1000 valores asignados en los diferentes dominios.

Las diferentes Direcciones de IGRM utilizan este único modelo de datos compartido, si bien la carga y edición de los datos es propia de cada una de ellas de manera diferenciada.

Así la Dirección Geología Regional organiza los datos del modelo relativos a sus temáticas principales y que se han agrupado en las FDS de Geología, GeologíaEsquemas y GeologíaEstCampo además de las tablas de UnidadesLitoloestratigraficas y ComposiciónLitológica. Estos FDS y tablas son la base de información para otras áreas temáticas.

La Dirección de Recursos Geológico Mineros organiza los datos del modelo organizados en los FDS de YacimientosMinerales, MineroMetalogenetica, Geofisica y Geoquimica.

Desde la Dirección de Geología Ambiental y Aplicada se manejan los FDS de Edafología, Geomorfología, Hidrogeología Litología, MedioBiotico, PeligrosidadGeologica, ProcesosGeológicos, y SocioEconomia.

La unidad de Sensores Remotos y SIG coordina las tareas de los diferentes grupos y organiza la administración de la Base de datos y las FDS, imágenes, tablas y otros elementos de uso común.

Los datos de los FDS de Topografía y se cargan a partir de los datos proporcionados por el Instituto Geográfico Nacional

ajustándolos al modelo establecido y añadiéndole representaciones para su visualización. Datos para la representación de los esquemas auxiliares en las cartas impresas y que se representan a escala de menor detalle son organizados en FDS propios (Topografía25M y Geología25M).

Toda los datos estructurados se encuentra interrelacionados entre sí a través de las múltiples herramientas de datos disponibles en ArcGIS, tales como Vistas o Relationship class.

B. NORMAS Y PROCEDIMIENTOS

Se elaboraron tres protocolos individualizados para la digitalización y carga de datos de las diferentes áreas temáticas y 6 protocolos para el diseño de las salidas graficas de cada uno de las cartas temáticas principales.

Los protocolos de digitalización incluyen la descripción de los elementos del modelo de datos que afectan a cada grupo del trabajo, las normas generales de digitalización de cada tipo de entidad y las normas para la carga de datos tanto de los

elementos georreferenciados como de otros elementos presentes en la carta impresa (textos, cuadros, imágenes etc.).

En los protocolos de impresión se establece la distribución de los bloques y secciones del mapa impreso (Figura 1) y se definen con precisión los márgenes, tipografía y otras estructuras del formato (interlineado, espaciado alineación, etc.). Así mismo se define la denominación y características de los elementos de la composición para su uso en la programación del script de salida gráfica.

C. HERRAMIENTAS GIS DESARROLLADAS

Para optimizar las tareas realizadas por los técnicos del IGRM se crean tres herramientas GIS específicas, divididas en módulos de trabajo.

Cada módulo se compone de un conjunto de scripts que realizan las funciones automatizadas, y que se crean mediante la utilización de ArcPy. En total se desarrollan 17 scripts que forman el núcleo principal de los módulos de trabajo ya comentados.



Figura 1. Ejemplo de distribución de los bloques y secciones correspondiente a la Carta de Minerales Industriales, Rocas y Gemas 1:250.000. Bloque 1 (izquierda): 1A. Cuadro principal; 1B. Información litológica; 1C. Referencias geológicas; 1D. Referencias topográficas; 1E. Fuentes de la base cartográfica; 1F. Esquemas de ubicación. Bloque 2 (central): 2A. Cabecera; 2B. Mapa de Minerales Industriales, Rocas y Gemas; 2C. Información técnica cartográfica; 2D. Listado de yacimientos; 2E. Referencias de litotectos y mineralotectos. Bloque 3 (derecha): 3A. Esquema regional; 3B. Modelos de depósitos; 3C. Clasificación de los yacimientos; 3D. Escala de tamaño de depósitos.

Para la utilización de los módulos por parte de los técnicos del IGRM se implementa una barra de herramientas propia, la SIGAM Toolbar (Figura 2), que se instala en ArcGIS mediante un archivo .esriaddin ArcGIS utiliza add-ins que facilitan la personalización y la extensión de las aplicaciones de ArcGIS for Desktop y que son clave para compartir una herramienta en Python.

Además de la Toolbar del SIGAM, todos los módulos se desarrollan en una Toolbox de ArcGIS, la Toolbox SIGAM, que contiene todas las herramientas necesarias para la puesta en marcha de los distintos procesos.

Para la selección de las cartas y la puesta en marcha de los módulos se ha creado un archivo .mxd (Figura 3) que permite ejecutar las herramientas carga de datos e importación del modelo antiguo (solo geología) y producción de cartas temáticas para las hojas 1:250000.

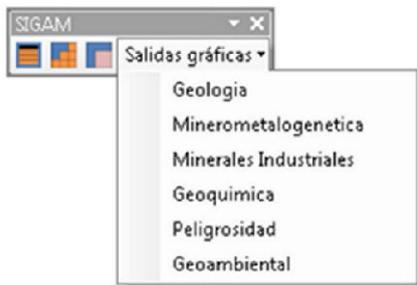


Figura 2 Aspecto de la herramienta del SIGAM, con el desplegable de salidas gráficas. Botón para la configuración de elementos. Botón para la carga de hojas. Botón para la selección de temática.

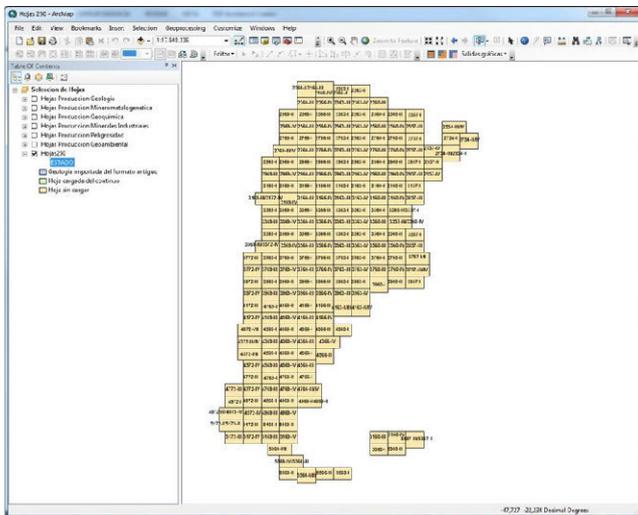


Figura 3. Fichero mxd para la puesta en marcha de las herramientas en una hoja determinada.

1) Módulo de carga de Hojas e incorporación de datos previos de geología

El módulo de Carga de datos de las hojas 250000 añade a la base de datos ArcSDE que contendrá los datos de hoja la información necesaria y los elementos imprescindibles para la digitalización y producción de todas las Hojas 1:250000.

El módulo de Carga de datos realiza los siguientes procesos:

- Crea los elementos necesarios de trabajo: la carpeta de hoja seleccionada, las carpetas genéricas (Raster_generico y Plantillas_hoja) y se copian los archivos de trabajo necesarios (layer y calc).

- Crea las variables para exportar e importar el esquema del ArcSDE continuo, cargando el modelo de Hoja a la GDB vacía en ArcSDE y versionando los dataset correspondientes.

- Realiza diversas funciones con las capas de trabajo: crear el marco de la Hoja correspondiente, carga de la topografía de la Hoja seleccionada y recorte de datos.

Este módulo dispone de una casilla de activación para Incorporar la información de Geología del modelo antiguo lo que pondrá en marcha la herramienta correspondiente (Figura 4).

2) Módulo de selección de temáticas

El módulo de Selección de carta temática es el paso posterior al módulo de Carga de datos. Este módulo crea los elementos específicos para cada una de las cartas correspondientes después de que el módulo de Carga de datos creara los elementos principales de la hoja.

El módulo de selección de temáticas realiza los siguientes procesos para la temática seleccionada (Figura 5):

- Carga en el mxd de la temática seleccionada las capas de trabajo de hoja.
- Carga de la sentencia SQL para realizar las Vistas espaciales.
- Realiza diversos geoprocamos y análisis de datos.

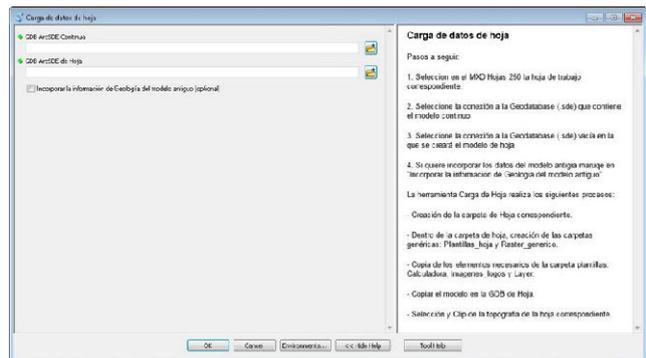


Figura 4. Aspecto del módulo de carga de datos de hoja.

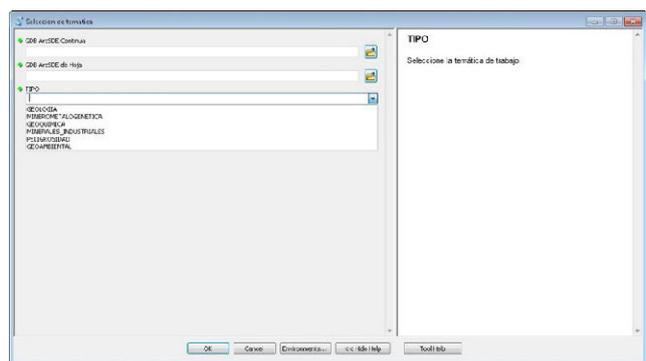


Figura 5. Aspecto del módulo de carga de datos de hoja.

3) Módulo de salidas gráficas

Una vez se encuentre disponible toda la información correspondiente a una temática (tras el proceso de edición y carga de datos), el módulo de salida graficas puede usarse para dar formato a los elementos que participan en los mapas finales de las distintas cartas y situarlos en el marco de un layout. Este módulo es una herramienta que facilita en gran medida las tareas de maquetación para la impresión del mapa. Al mismo tiempo, unifica el formato de las cartas asegurando el cumplimiento de las normas establecidas para cada temática.

Además de dimensionar y situar correctamente todos los elementos gráficos que conforman cada carta como son leyendas, rótulos, mapas, marcos, escalas, etc. todas las cartas contienen textos informativos e imágenes que varían en función de la hoja. Como solución dinámica, el módulo recoge automáticamente esta información de diferentes archivos externos ubicados en distintos directorios.

Cada uno de los 6 scripts que contiene este módulo de salidas gráficas realiza, entre otras tareas de maquetación, los siguientes procesos básicos:

- Carga todas las capas y vistas necesarias para la temática correspondiente en uno o varios MXDs plantilla aplicando, si es preciso, el estilo o formato correspondiente a cada capa o vista.
- Obtiene los parámetros correspondientes de la hoja necesarios para poder calcular la composición y las distintas dimensiones del mapa: convergencia, número de faja, nombre de la hoja, provincias, dimensiones y extensión del marco de la hoja, coordenadas, etc.
- Rotula textos, inserta imágenes o gráficos y aplica los parámetros de proyección, convergencia, extensión, escala, etc. a los distintos mapas que conforman la carta.
- Dimensiona y sitúa todos los elementos gráficos de la carta temática y guarda el/los MXD/s para su posterior impresión.

El script es una herramienta de apoyo, necesita trabajo de postproceso (que en general se resuelve en menos de 1 hora) para conseguir el resultado final (Figura 6). Se consigue por tanto reducir muy considerablemente los tiempos de producción del mapa.

IV. CONCLUSIONES

Con la colaboración de los técnicos especialistas en las distintas áreas de IGRM (Geología Regional, Recursos Minerales, Geología Ambiental, Sensores Remotos y SIG) se desarrolló el modelo de datos del SIGAM para la gestión de los datos del IGRM, que permite la interrelación de un gran volumen de capas de datos y el uso de datos comunes, sin duplicidades.

El modelo garantiza la integridad de los datos y la disponibilidad simultánea para varios usuarios.

El sistema desarrollado consta de un modelo de datos de producción (de hoja) para el trabajo de edición y carga de datos y un modelo de datos continuo para el almacenamiento de los datos definitivos de las diferentes temáticas y hojas.

Los datos se almacenan en coordenadas geográficas y se visualizan en el mxd y en las cartas impresas en el sistema de referencia oficial (POSGAR07) en la faja correspondiente a cada hoja.

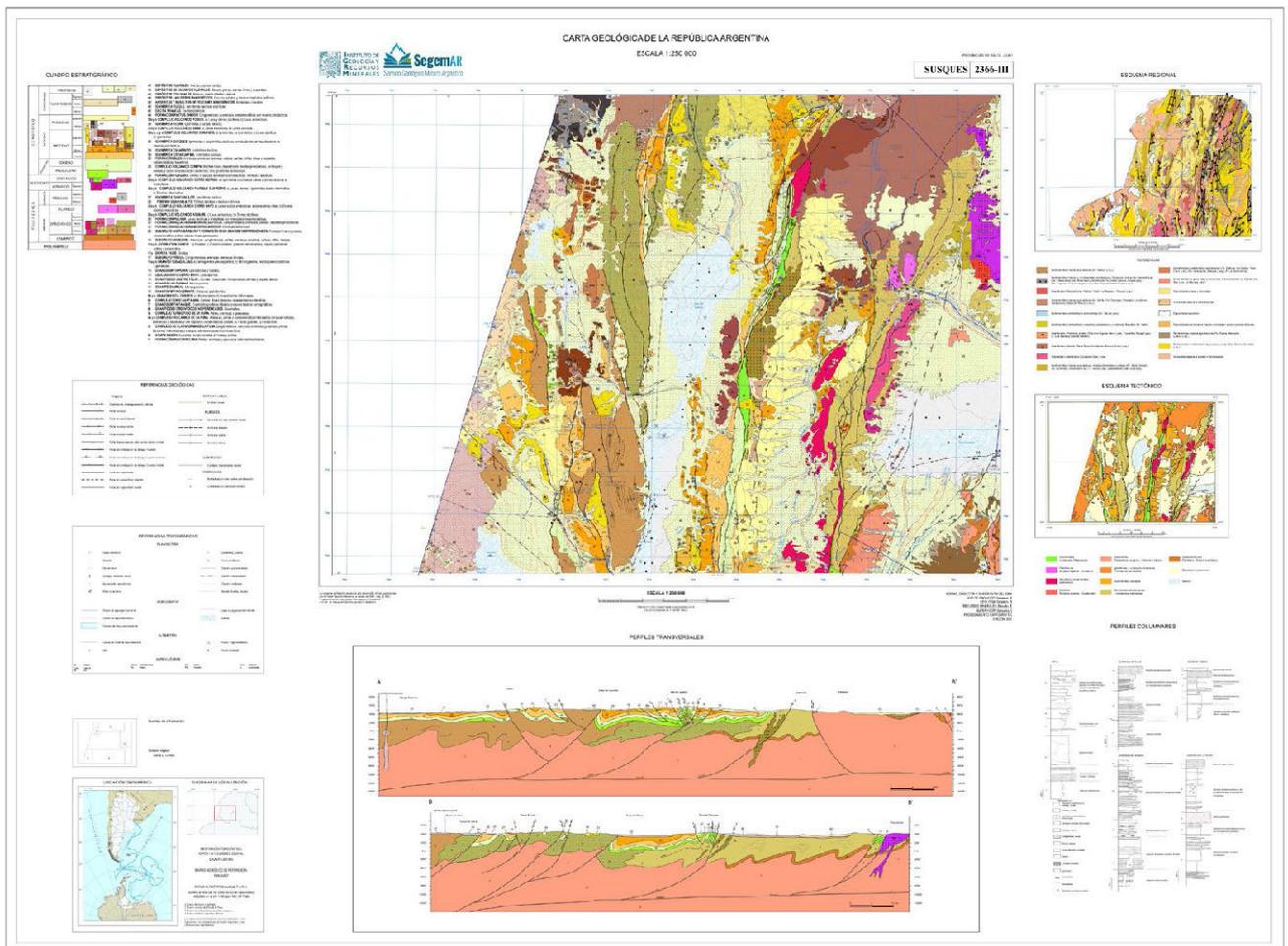


Figura 6: Aspecto del mapa final tras el script y el postproceso

Es un modelo flexible que permite la inclusión de nuevas capas sin afectar necesariamente al funcionamiento de las existentes.

Los protocolos desarrollados ayudan a mantener la homogeneidad de los datos y a estandarizar el método de trabajo, si bien serán necesarias actualizaciones frecuentes para adaptarlos tanto a los avances en las herramientas de trabajo (distintas versiones del programa) como a los avances procedimentales que pudieran ocurrir.

Las herramientas que se han desarrollado facilitan las tareas de:

- La digitalización y carga de atributos de las diferentes cartas temáticas según el modelo y los protocolos establecidos.
- La incorporación de datos geológicos preexistentes al modelo de datos establecido.
- La impresión de las 6 cartas temáticas principales desarrolladas desde el IGRM.

Las herramientas mejoran significativamente los tiempos de producción de cartografía temática del IGRM.

Estas herramientas están en su fase de implementación y como en todo sistema productivo, son susceptibles de mejoras para ir amentando la eficiencia de las mismas y ajustándolas al sistema de trabajo y corrigiendo los errores que se demostraran con su uso.

El resultado final del proyecto, es un GIS potente con herramientas avanzadas, que permite una eficaz y avanzada forma de crear, gestionar y analizar información Geológica Ambiental Minera del IGRM. Además, facilita la unificación y normalización de los procesos de validación, la normalización de incorporación de información y el desarrollo de cartografía geológica y temática.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del contrato Entre la Sociedad Asturiana de Diversificación Minera (SADIM, S.A.) y el Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio (INDURROT) de la Universidad de Oviedo para asistencia técnica en el diseño, la metodología de ejecución y la supervisión del relevamiento sistemático de información geoambiental, y para el diseño y puesta en funcionamiento de un sistema de información Geoambiental.

A su vez el contrato mencionado se enmarca en el proyecto adjudicado por la Secretaría de Minería de la Nación de la República Argentina a SADIM para realizar los servicios de consultoría del proyecto mencionado.

El proyecto se ha podido llevar a cabo gracias a la participación de todo el equipo de técnicos y directores del IGRM que han participado activamente con sus comentarios, aportaciones y correcciones en los diferentes momentos de ejecución de este trabajo.

A todos ellos nuestro más sincero agradecimiento.

REFERENCIAS

ESRI (2014): Biblioteca de ayuda de ArcGIS. ESRI. Documento on line: <http://resources.arcgis.com/es/help/main/10.2/index.html#na/00qn0000001p000000/>. Fecha de consulta: 10-05-2014.

SEGEMAR, IGRM. (1999) Normativa para la digitalización de Cartas geológicas a escala 1:250.000. Programa nacional de cartas geológicas de la República Argentina. Instituto de Geología y Recursos Minerales. Revisión: 02. Clave: SIG-NOR-IGRM-003. 201 pp.

SEGEMAR (2000): Normativa para el sistema de producción de cartas geológicas a escalas 1:100.000 y 1:250.000. SEGEMAR, Instituto de Geología y Recursos Minerales. Revisión: 02. Clave: SIG-NOR-IGRM-002. 138 pp.

SEGEMAR (2000b): Programa Nacional de Cartas Geológicas de la República Argentina. Modelo de Carta Geológica; Normativa de realización. SEGEMAR, Instituto de Geología y Recursos minerales. Revisión: 01. Clave: GEO-NOR-IGRM-001. 138 pp.

Zandbergen, P.A. (2014): Python scripting for ArcGis. Redlands, United States: Esri Press. 358 pp

Law, M. y Collins, A. (2013): Getting to Know ArcGIS for Desktop, Third Edition, Redlands, United States: Esri Press, 768 p.

Geotecnologias aplicadas ao estudo de desastres naturais causados pela mudança no uso da terra em microbacia hidrográfica

Pirolí, Edson Luís¹, Lourenço, Gabriela¹, Santos, Vanessa Ramos dos²

1 UNESP - Universidade Estadual Paulista - Câmpus de Ourinhos. Av. Renato da Costa Lima, 451, Ville de France, 19903-302 - Ourinhos, São Paulo, Brasil
pirolí@ourinhos.unesp.br

2 UNESP - Universidade Estadual Paulista - Câmpus de Presidente Prudente. Rua Roberto Simonsen, 305, Presidente Prudente, 19060-900, São Paulo, Brasil
vanessaramosgeo@gmail.com

RESUMO

A ocupação de espaços sem planejamento e de maneira intensificada tem causado problemas cada vez maiores em vastas regiões do globo terrestre. Um dos mais significativos está relacionado ao manejo das águas pluviais, que via de regra, são desconsideradas na implantação de núcleos urbanos, e que causam importantes transtornos, riscos e prejuízos quando acumuladas na superfície, sem um direcionamento adequado ou sem sistemas de retenção e de infiltração no solo. Neste contexto, esta pesquisa avaliou o uso da terra na cabeceira da microbacia do córrego Monjolinho localizada na área urbana do município de Ourinhos, nos anos de 1972 e de 2014, e as mudanças ocorridas entre os anos de 1972 e de 2014. Utilizou-se na classificação das imagens o aplicativo ArcGIS 10.3 e na avaliação das mudanças o módulo LCM (Land Change Modeler) do software Idrisi Taiga. Verificou-se que houveram importantes transformações na cobertura do solo da área estudada, influenciando, nas taxas de infiltração da água das chuvas no solo e nas taxas de escoamento superficial. Esta condição tem causado enxurradas e inundações na área. Após as análises verificou-se que as geotecnologias utilizadas permitiram a realização das atividades necessárias com rapidez e confiabilidade, permitindo a formação de um banco de dados contendo as características da área e os locais de maior risco. O banco de dados gerado pode ainda ser utilizado pelos gestores públicos como fonte de informações para o desenvolvimento de projetos de proteção dos recursos naturais e da população.

Palabras clave: **geoprocessamento, sensoriamento remoto, recursos hídricos, água, Sistemas de Informações Geográficas.**

ABSTRACT

The unplanned and intensified spaces occupation has caused increasing problems in vast regions of the globe. One of the most significant is related to the management of rainwater, which, as a rule, is disregarded in the implantation of urban space, causing significant disturbances, risks and damages when accumulated on the surface, without adequate steering or without retention systems and infiltration. In this context, this research evaluated the land use at the headwaters of the Monjolinho stream watershed located in the urban area of Ourinhos municipality, in the years 1972 and 2014, and the changes occurred between 1972 and 2014. It was used in the classification of the images the software ArcGIS

10.3 and in the evaluation of the changes the module LCM (Land Change Modeler) of the software Idrisi Taiga. It was verified that there were important transformations in the soil cover of the studied area, influencing, the infiltration rates of rainwater in the soil and the rates of surface runoff. This condition has caused flash flood and floods in the area. After the analyzes, it was verified that the geotechnologies used allowed the necessary activities to be carried out quickly and reliably, allowing the formation of a database containing the characteristics of the area and the places of greatest risk. The generated database can also be used by public managers as a source of information for the development of projects to protect natural resources and the population.

Keywords: *geoprocessing, remote sensing, water resources, water, Geographic Information System.*

I. INTRODUÇÃO

As mudanças no uso da terra intensificadas nos últimos anos, têm criado condições para que episódios extremos de chuvas e secas ocorram com intensidade sempre crescente.

Estas mudanças têm impactado sobremaneira, o ciclo hidrológico, a partir da substituição da cobertura natural de áreas cada vez mais amplas por outros usos, mais intensos, que interferem nas taxas de infiltração da água no solo e conseqüente na capacidade de armazenamento, de escoamento superficial e de enxurradas, e, ainda na ampliação de processos erosivos, de assoreamento, de inundação de áreas de várzeas, e perda de água armazenada no solo. Este contexto, faz com que amplas áreas antropizadas tenham aumentadas as proporções de desastres, não apenas aqueles decorrentes de chuvas e desmoronamentos, mas também de escassez hídrica, tanto para abastecimento humano, quanto para dessedentação de animais e para produção agrícola.

Piroli (2016) informa que a água tem sido mal gerida e mal cuidada em quase todos os lugares do mundo via mudanças e interferências nos seus ciclos, caminhos e estados. O autor diz que como conseqüência, a água, ao tentar se adaptar a estas mudanças, causa estragos e prejuízos às pessoas e suas estruturas, que por desconhecerem ou desconsiderarem suas características, ocupam locais que naturalmente são dela e que ela não pode deixar de usar na sua dinâmica.

Neste contexto, conhecer a dinâmica das águas e as taxas de mudança no uso da terra, bem como quais são as coberturas do solo e as conseqüências do conjunto de mudanças sobre os componentes de um ecossistema é fundamental para o planejamento de sistemas de preservação da vida e de estruturas, bem como de gestão e de manejo dos recursos naturais e das relações sociais e econômicas de uma área.

Estas análises, devem ser realizadas por bacias hidrográficas, sempre que estas puderem ser delimitadas em função das características do relevo regional, pois estas se caracterizam como sistemas abertos, onde vivem as pessoas e onde o ciclo hidrológico desenvolve algumas de suas principais fases, como a precipitação, o escoamento sub e superficial, a infiltração profunda, a recarga dos aquíferos livre e confinados, a evaporação e a evapotranspiração. Também é no espaço de uma bacia hidrográfica que normalmente a população humana vive e desenvolve grande parte ou todas as suas relações sociais e econômicas, ficando por isso, reféns das decisões tomadas pelos gestores e pelos habitantes da área.

As geotecnologias têm importante contribuição a dar para estas análises pois permitem que se possa lançar mão de dados de sensores remotos orbitais e sub orbitais, de aplicativos de computador e de informações obtidas a campo para o levantamento de características de uma área, e processamento do

conjunto de dados visando a contribuição com técnicos que analisam detalhes e geram produtos, cartográficos ou não, para gestores responsáveis pelo manejo adequado dos espaços.

O Sensoriamento Remoto pode ser definido como o processo de aquisição de informações sobre um determinado fenômeno ou componente da superfície terrestre sem haver o contato físico com ele (JENSEN, 2009). Também pode ser considerado “a ciência e a arte de obtenção de informações sobre um objeto, área ou fenômeno através da análise de dados adquiridos por dispositivos que não estão em contato com os mesmos” (LILLESAND et al., 2004). Para Liu (2007) o sensoriamento remoto é definido como a técnica de aquisição e de aplicações das informações sobre um objeto, sem nenhum contato físico com ele. Estas informações são adquiridas a partir da detecção e medição das mudanças que o objeto impõe ao campo eletromagnético.

Já Novo (1992) definiu sensoriamento remoto como sendo a utilização conjunta de modernos equipamentos sensores, equipamentos para processamento dos dados, equipamentos de transmissão, aeronaves, espaçonaves, satélites, etc. com o objetivo de estudar o ambiente terrestre através do registro e das interações entre as radiações eletromagnéticas e as substâncias componentes do planeta Terra em suas mais diversas manifestações.

Rosa (2009) complementa os conceitos anteriores acrescentando que as informações são obtidas utilizando-se a radiação eletromagnética gerada por fontes naturais como o Sol e a Terra, ou por fontes artificiais, como por exemplo, o radar. Assim, afirma que o sensoriamento remoto pode ser entendido como um conjunto de atividades cujo objetivo consiste na caracterização das propriedades físico-químicas de alvos naturais, através da detecção, registro e análise do fluxo de energia radiante por eles refletido e/ou emitido.

Weiers (1999) e Güls (1999), citados por Lang e Blaschke (2009) afirmam que o sensoriamento remoto por satélite possibilita o levantamento de dados sobre mudanças em extensas áreas. Por isso consideram interessante utilizar o potencial deste para o monitoramento regular e intenso. Afirmam que com o uso desta tecnologia é possível determinar áreas que apresentam mudanças relevantes para a proteção ambiental. Assim, o sensoriamento remoto atua como filtro ou como foco.

A partir do início do Século XXI, houve o aumento do número de satélites equipados com sensores de alta resolução espacial, ampliando a gama de produtos disponíveis aos usuários que atuam na área. Como conseqüência, houve a popularização do uso destes produtos, principalmente após a inserção de imagens de alta resolução em aplicativos disponibilizados gratuitamente, via internet.

Para serem usadas na presente pesquisa, as imagens de satélite e as fotografias aéreas foram processadas por meio de

técnicas de geoprocessamento, que de acordo com Fitz (2009), evoluiu a partir dos avanços da informática e dos SIG, tendo se tornado nos últimos anos um instrumento essencial para o desenvolvimento de trabalhos que requerem a espacialização de informações. O autor destaca que produtos de geoprocessamento estão superando em uso os mapas analógicos. Câmara et al. (2004) também afirmaram que o geoprocessamento surgiu a partir dos avanços da tecnologia da informática que tornou possível armazenar e representar informações geográficas em ambiente computacional.

Este tem tido aplicação em diversas áreas do conhecimento, contribuindo para a realização de estudos, sejam de caráter ambiental, social, econômico, entre outros. De acordo com Moreira (2011, p. 202)

[...] o geoprocessamento é um conjunto de tecnologias voltadas à coleta e ao tratamento de informações espaciais para um objeto específico, ou seja, uma informação atrelada a um atributo geográfico. Por isso, tem sido empregado em diversas áreas da ciência, entre elas a cartografia, a geografia, a agricultura e floresta e a geologia.

Para Veiga e Xavier da Silva

O geoprocessamento permite individualizar cada espaço através de suas características ou assinaturas, para que se possa nele atuar mais confiavelmente, além de discernir e explicitar os fenômenos que nele ocorrem, com base em análises mais concretas e rigorosas, minimizando interferências. (VEIGA; XAVIER-DA-SILVA, 2004, p. 189).

Por ter grande eficiência em diagnósticos ambientais, o geoprocessamento apresenta importante potencialidade no que se refere ao monitoramento dos problemas ambientais, permitindo a manipulação de diversos dados e informações e também a representação cartográfica destes. Nascimento et al. (2005) utilizaram o geoprocessamento na identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo. Na mesma linha, Simões (1996) avaliou as áreas de preservação permanente da bacia do ribeirão Lavapés, em Botucatu-SP, usando o Sistema de Informações Geográficas Idrisi observando que importante percentual estava desprovido de matas ciliares.

Sartori et al. (2009) mapearam as áreas de conflito de uso na bacia experimental do Alto Pardo utilizando imagem orbital do sensor CCD do satélite CBERS-2, e verificaram que mais de 50% da área está sob atividades antrópicas, desenvolvidas em áreas legalmente protegidas pela legislação ambiental.

As mudanças nos usos da terra ocorrem em vários níveis espaciais e em vários períodos de tempo, podendo ser ambientais, naturais, ou antrópicas, dependendo da capacidade tecnológica e econômica de cada sociedade em cada época (CRIADO, 2016). Zanata (2014) ao estudar mudanças no uso da terra em uma bacia hidrográfica, informa que o módulo LCM usa como dados de entrada do modelo dois mapas da paisagem, com datas diferentes (época inicial e final). Diz que a partir destes mapas, os modeladores realizam a estimativa da quantidade de mudanças, com base em cadeias markovianas, resultando em matrizes de transição que originam análise de mudanças e permitem gerar gráficos com balanço de perda e ganhos entre as classes.

Neste contexto, esta pesquisa foi desenvolvida para analisar o uso dos componentes das geotecnologias na avaliação das mudanças no uso da terra da cabeceira da microbacia hidro-

gráfica do córrego do Monjolinho, localizado na área urbana do município de Ourinhos, São Paulo, Brasil, e as consequências destas mudanças no surgimento de desastres naturais na área.

A metodologia utilizada fornece interface abrangendo funções associadas à análise de mudanças, previsão e modelagem de variáveis relativas às transições do ambiente e tem como objetivo auxiliar na tomada de decisão em ações de planejamento, por meio da geração de mapas e tabelas de ganho e perda, detectando mudanças nos mapas de uso da terra de diferentes datas para um mesmo local. A metodologia tem sido usada mundialmente para dar suporte às decisões no planejamento territorial e para a conservação ambiental uma vez que com o uso do LCM se pode visualizar as mudanças na cobertura da terra, simular cenários futuros e modelar os impactos sobre as condições ambientais, espécies animais e vegetais e sua biodiversidade (EASTMAN, 2009).

II. MÉTODO

Para o desenvolvimento da pesquisa os materiais utilizados foram um aerofotograma de 17/08/1972 na escala de 1:25.000 e uma imagem de satélite de alta resolução disponível no Google Earth de 09 de maio de 2014. Para apoio de campo e da georreferência utilizou-se a carta topográfica do IBGE, folha de Ourinhos (SF-22-Z-A-VI-3) na escala 1:50.000. Foram realizados trabalhos de campo na área apoiados em um aparelho de GPS de navegação para verificações e comprovações das informações visualizadas nas imagens de satélite. Nas análises do uso e cobertura da terra usou-se o sistema de informações geográficas Idrisi Taiga que também foi utilizado para a avaliação das mudanças de uso da terra entre as duas épocas aplicando-se o módulo LCM (Land Change modeler), de acordo com o preconizado por Piroli et al (2011). O trabalho foi desenvolvido a partir da conversão do aerofotograma de analógico para digital e do ajuste no georreferenciamento da imagem, utilizando-se coordenadas extraídas das cartas topográficas da área. Em seguida, o limite da microbacia foi vetorizado sobre a carta topográfica digital georreferenciada.

Na sequência os mapas de uso da terra foram elaborados usando-se técnicas de fotointerpretação para o aerofotograma de 1972 e de interpretação visual da cobertura da terra para a imagem do satélite. Posteriormente os mapas dos dois anos analisados foram inseridos no módulo Land Change Modeler do Idrisi Taiga para a geração dos mapas de mudanças na cobertura, de ganho de cada categoria de uso, de perda e de persistência das classes de uso da terra entre os anos estudados.

As categorias de uso e cobertura em que as classes identificadas foram inseridas são definidas pelo IBGE (2013), e foram adotadas em função das características predominantes na área de estudo, sendo elas: construções, ruas não pavimentadas, expansão urbana, arborização urbana, ruas pavimentadas e estruturas esportivas.

O tipo de solo predominante na área de estudo é o Latossolo (EMBRAPA, 1999), constituído por material mineral, com horizonte B Latossólico imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte (OLIVEIRA, 1999). Os latossolos apresentam perfis espessos, com mais de 3 metros de profundidade e de coloração avermelhada. Sua textura varia de argilosa a média e são, em geral, solos com boas propriedades físicas, de excepcional porosidade total com valores que podem chegar a 50-60 %. Por isso, tem boa drenagem interna, mesmo naqueles com textura argilosa (LEPSCH, 2002). Diversos fatores condicionam o movimento de água no solo e a infiltração. Os autores Araújo Filho e Ribeiro (1996), destacaram a umida-

de inicial, Perroux e White (1988), a porosidade, Sales et al. (1999), a densidade do solo, Roth et al. (1985) a cobertura do solo, Bertoni e Lombardi Neto (1990), a textura e o grau de agregação do solo; e Reichert et al. (1992), o selamento superficial. A declividade predominante na área de estudo gira em torno de 12%.

III. RESULTADOS

Ao avaliar as mudanças relativas ao uso e à cobertura entre 1972 e 2014, verifica-se que em 1972, a cobertura da terra era predominantemente composta pela expansão urbana, com 21,03 hectares, além das ruas não pavimentadas que cobriam 4,85 hectares. Já em 2014 as categorias predominantes eram as construções, que ocupavam 16,09 ha, e as ruas pavimentadas que ocupavam 8,34 ha. A Tabela 1 apresenta o resultado obtido após a classificação do uso da terra nos anos de 1972 e 2014 em área (ha) e em porcentagem (%).

TABELA 1

Área total ocupada por cada uso da terra e respectiva porcentagem.

USO DA TERRA	1972 (HA)	% 1972	2014 (HA)	% 2014
Construções	3,61	11,02	16,09	49,13
Ruas não pavimentadas	4,85	14,81	0,32	0,98
Expansão urbana	21,02	64,19	4,33	13,22
Arborização urbana	3,27	9,98	3,33	10,17
Ruas pavimentadas	0,0	0,0	8,34	25,46
Estruturas esportivas	0,0	0,0	0,34	1,04
TOTAL	32,75	100	32,75	100

A Figura 1 mostra o recorte da área de estudo no ano de 1972, onde é possível observar que somente nas porções nordeste e oeste da microbacia haviam pequenos adensamentos de casas. No restante da microbacia predominava o solo coberto com gramíneas, livre de construções. Também já era possível visualizar o traçado das ruas, que ainda eram todas de chão batido.

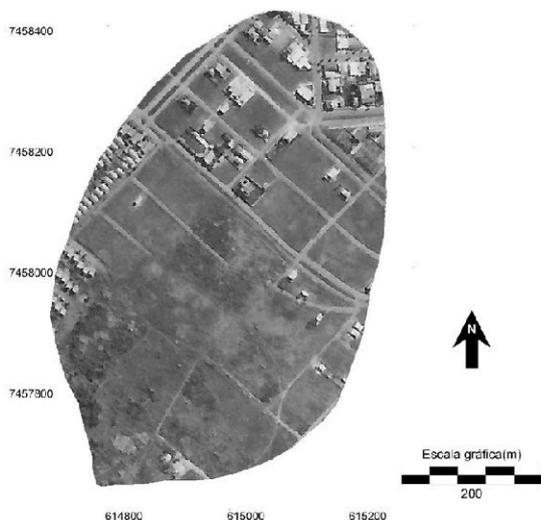


Figura 1 - Recorte da área estudada no ano de 1972.

A Figura 2 apresenta o recorte da área de estudo no ano de 2014, onde se pode verificar que as estruturas urbanas ocuparam praticamente toda a microbacia. Em trabalhos de campo foi verificado que além das construções terem ocupado amplas áreas, ainda são circundadas por pisos e concretos, tornando cada terreno um local completamente impermeável, o que traz como consequência o impedimento de qualquer infil-

tração de água das chuvas e o escoamento da quase totalidade das águas precipitadas.

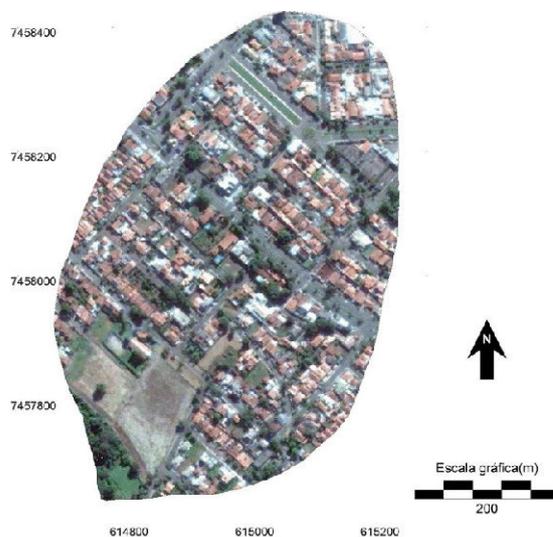


Figura 2 - Recorte da área estudada em 2014.

Posteriormente, os usos da terra dos dois anos avaliados foram classificados com o objetivo de facilitar as análises quantitativas e de permitir a visualização da distribuição das categorias de uso na microbacia. O resultado deste procedimento é apresentado na Figura 3 para o ano de 1972 e na Figura 4 para o ano de 2014.

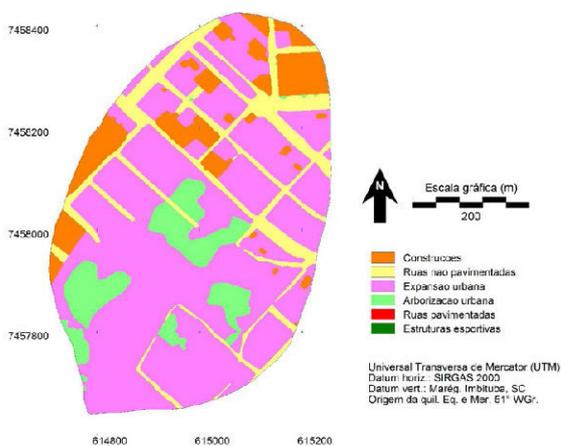


Figura 3 - Mapa de uso da terra classificado no ano de 1972.

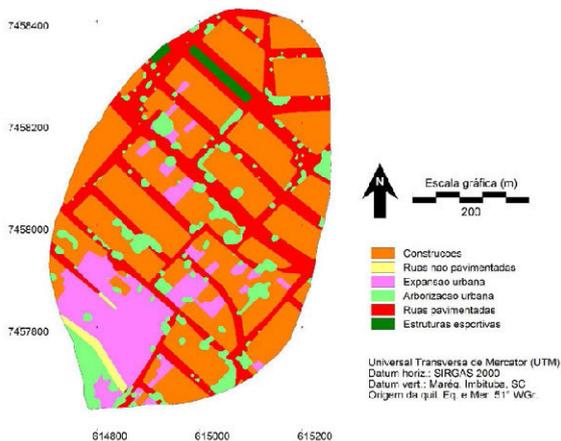


Figura 4 - Mapa de uso da terra classificado no ano de 2014.

As duas figuras demonstram o grau de ampliação do número de casas e demais estruturas construídas, bem como indicam o aumento das taxas de impermeabilização do solo. Pode-se verificar que no segundo ano analisado foi implantada estrutura esportiva de caminhadas e corridas ao noroeste da área, onde a população de Ourinhos pratica estes esportes.

A Figura 5 apresenta o resultado da aplicação do módulo LCM contido no Idrisi Taiga. Nela se verifica que houveram grandes transformações no uso da terra da microbacia (26,75 hectares ou 81,7%), em praticamente toda sua área. As únicas regiões que não sofreram mudanças foram aquelas com áreas construídas e a área localizada ao sul da microbacia onde a vegetação de gramíneas se manteve nas duas épocas avaliadas.

Esta constatação corrobora o exposto por Sampaio et al. (2014) que verificaram que as áreas urbanas estão entre as que mais sofrem alterações de padrão de cobertura do solo. Os autores afirmam que em função disso, estas devem receber atenção quanto à aplicação de modelagem espacial. Neste processo de modelagem, Veldkamp e Verburg (2004) apontam ser importante a compreensão da dinâmica da cobertura da terra nas áreas urbanas e a sua interação com as variáveis físicas, biológicas, econômicas e sociais da área estudada.

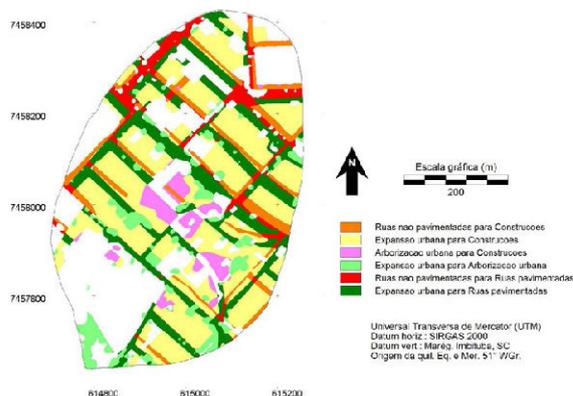


Figura 5 - Mudanças no uso da terra na área de estudo.

As análises apresentadas explicam as causas de alguns dos problemas ocorridos nos últimos anos na área estudada. Como exemplo, relata-se que no dia 25 de setembro de 2014 após uma chuva de aproximadamente 100 milímetros uma senhora foi arrastada pela água acumulada na superfície, enquanto realizava suas tarefas rotineiras dentro de casa.

Este episódio demonstra que o avanço das áreas impermeáveis sobre espaços que anteriormente permitiam infiltração de parte da água das chuvas, o que reduzia o escoamento superficial, influencia diretamente na concentração da água sobre o solo e no seu potencial destruidor. Na área de estudo, a cobertura do solo na década de 1970 era também mais rugosa, retendo por mais tempo a água que se concentrava na superfície (PIROLI, 2016). O mesmo autor diz que

à medida que ruas foram sendo asfaltadas e casas foram substituindo os espaços cobertos pela vegetação de gramíneas e arbustiva ocorrentes na época, a textura da superfície foi se tornando mais lisa, permitindo o escoamento mais rápido da água, fazendo com que a mesma se concentrasse em determinados pontos em velocidade maior do que aquela alcançada nas décadas anteriores (PIROLI, 2016).

A Figura 6 mostra o resultado da concentração da água na superfície da microbacia, no seu baixo curso.

Pirolí (2016) utilizando geotecnologias, representou com valores aproximados a quantidade de água que chegou à casa da moradora no momento em que ela foi arrastada. Considerando a área da microbacia que é de 32,7 hectares, ou 327.000 metros quadrados e a precipitação ocorrida imediatamente antes do episódio, que foi de em torno de 100 milímetros por aproximadamente uma hora, de acordo com dados de estações pluviométricas localizadas na região de Ourinhos. E, considerando-se ainda que não houve infiltração e tampouco evaporação, pois as chuvas ocorreram no início da noite, praticamente toda água precipitada, escoou superficialmente.



Figura 6 - Solo preparado, carregado pela água.

Assim, o autor considerando que na chuva de 100 milímetros caíram 100 litros de água por metro quadrado, verificou que na área da microbacia precipitaram 32.700.000 (trinta e dois milhões e setecentos mil litros de água), ou 32.700 metros cúbicos em um período de tempo muito curto (uma hora). Este volume, concentrado na superfície, adquiriu grande energia conseguindo arrastar a casa.

Este resultado confirma o exposto por Schueller (1987) que diz que em áreas urbanizadas o balanço hídrico é modificado, aumentando o escoamento superficial enquanto que o sub-superficial e o subterrâneo são reduzidos.

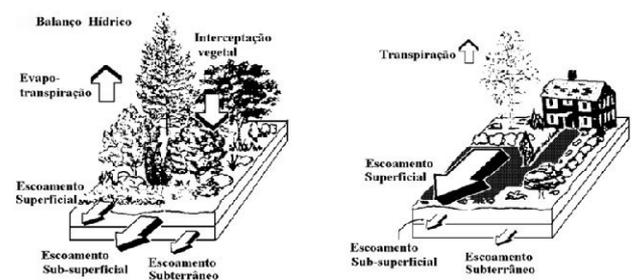


Figura 7 - Balanço hídrico em área natural e em área urbana.

A Figura 7 mostra ainda que os processos de interceptação vegetal e de evapotranspiração ficam prejudicados quando da substituição da cobertura natural pela antrópica, principalmente se esta não for adequadamente planejada.

IV. CONCLUSÕES

Após as análises e avaliações realizadas nesta pesquisa, é possível afirmar que as geotecnologias auxiliaram sobremaneira no estudo da área e na compreensão dos processos nela ocorrentes.

A partir da metodologia utilizada foi possível compreender as transformações ocorridas no uso da terra e as consequências destas mudanças no ciclo hidrológico. Além disso, levam

tou-se dados que permitiram a compreensão da dimensão dos desastres naturais que tem se intensificado na área da pesquisa e nas circunvizinhanças.

O módulo LCM presente no Sistema de Informações Geográficas Idrisi Taiga permitiu a análise automática das mudanças ocorridas na área fornecendo respostas aos questionamentos existentes na comunidade relativos ao que mudou para que as tragédias surgissem e comprometessem patrimônios e vidas.

O recorte espacial microbacia hidrográfica urbana demonstrou-se adequado para o estudo, permitindo que fossem detectadas as transformações no uso da terra e os impactos delas decorrentes. Isso comprova que esta unidade espacial é indicada para o planejamento e o manejo dos recursos naturais em cidades por ser delimitada pela natureza, e por favorecer assim, a integração de dados e informações acerca do espaço em análise.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO FILHO, J.C.; RIBEIRO, M.R. Infiltração de água em Cambissolos do Baixo Irecê (Ba). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Piracicaba, v.20, p.263-370, 1996.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. *Conservação do Solo*. São Paulo: Ícone, 1990. 355p.
- CÂMARA, G., DAVIS, C., CASANOVA, M. A., QUEIROZ, G. R. D. (Eds.) *Banco de dados geográficos*. Curitiba: Editora MundoGEO, 2005.
- CRIADO, R.C. *Mudanças no uso e na cobertura da terra em municípios do Pontal do Paranapanema de 1984 a 2014*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Programa de Pós-Graduação em Geografia. Presidente Prudente, 2016.
- EMBRAPA. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999. 412 p.
- FITZ, P. R. *Geoprocessamento sem complicação*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Manuais Técnicos em Geociências, número 7 - Manual técnico de uso da terra*. 3. Ed. Rio de Janeiro, 2013.
- JENSEN, J. R. *Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres*. Tradução: EPIPHANIO, J.C.N. (coordenador)...[et al.]. São José dos Campos: Parêntese, 2009.
- LANG, S., BLASCHKE, T. *Análise da paisagem com SIG*. Tradução Hemann Kux. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.
- LEPSCH, I. F. *Formação e conservação do solo*. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 178p.
- LILLESAND, T. M., KIEFER, R. W., CHIPMAN, J. W. *Remote sensing and image interpretation*. 5. ed. Hoboken: Wiley, 2004.
- LIU, W. T. H. *Aplicações de sensoriamento remoto*. Campo Grande: Ed. Uniderp, 2006.
- MOREIRA, M. A. *Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação*. 4. ed. Viçosa: Editora UFV, 2011.
- NASCIMENTO, M. C., SOARES, V. P., RIBEIRO, C. A. A. S., SILVA, E. *Uso do geoprocessamento na identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo*. *Ciência Florestal*, v.15, n.2, p.207-220, 2005.
- NOVO, E. M. L. *Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações*. São Paulo: Edgard Blucher, 1992.
- OLIVEIRA, J. B. et al. *Mapa pedológico do estado de São Paulo: legenda expandida*. Campinas: EMBRAPA, 1999. 64 p.
- PERROUX, K. M.; WHITE, I. *Designs for disc permeameters*. *Soil Science Society of America Journal*. v.52, p.1205-1215, 1988.
- PIROLI, E. L.; ISHIKAWA, D. T. K.; DEMARCHI, J. C. *Análise das mudanças no uso do solo da microbacia do córrego das Furnas, município de Ourinhos - SP, entre os anos de 1972 e 2007, e dos impactos sobre suas áreas de preservação permanente, apoiada em geoprocessamento*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15. (SBSR), 2011, Curitiba. Anais... São José dos Campos: INPE, 2011.
- PIROLI, E.L. *Água: por uma nova relação*. Jundiaí: Paco Editorial, 2016.
- REICHERT, J.M.; VEIGA, M. & CABEDA, M.S.V. *Selamento superficial e infiltração de água em solos do Rio Grande do Sul*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.16, p.289-298. 1992.
- ROSA, R. *Introdução ao sensoriamento remoto*. 7ª edição. Uberlândia: UFU, 2009.
- ROTH, C.H.; MEYER, B.; FREDE, H.G. *A portable rainfall simulator for studying factors affecting runoff, infiltration and soil loss*. *Catena*, v.12, p.79-85, 1985.
- SALES, L.E.O.; FERREIRA, M.M.; SILVA DE OLIVEIRA, M.; CURI, N. *Estimativa da velocidade de infiltração básica do solo*. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. Brasília, v.34, n.11, p.2091-2095, 1999.
- SAMPAIO, D.M., ELMIRO, M.A.T., NÓBREGA, R.A.A. *Modelagem da dinâmica da expansão urbana no Vetor Norte da Região Metropolitana de Belo Horizonte e análises sobre as novas infraestruturas viárias previstas até 2031*. *Geografias*, Belo Horizonte, v. 10, n. 2, p. 78-99, 2014.
- SARTORI, A. A. da C., BARBOSA, A. P., PISANI, R. J., OLIVEIRA, F. G., ZIMBACK, C. R. L. *Mapeamento de conflitos de solo em áreas de preservação permanente na Bacia Experimental do Rio Pardo - São Paulo - Brasil*. In: *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 14, 2009. Natal. Anais... São José dos Campos: INPE, 2009. p. 2809-2816.
- SCHUELLER, T. *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs*. 1987, apud CAMPO GRANDE. Plano Diretor de Drenagem Urbana. Relatório R10, 2008.
- SIMÕES, L. B. *Avaliação das áreas de preservação permanente da bacia do ribeirão Lavapés, Botucatu, São Paulo, através de sistema de informação geográfica (SIG-IDRISI)*. Botucatu, 1996. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, 144p.
- VELDKAMP, T. A.; VERBURG, P. H. *Modelling land use change and environmental impact*. *Journal of Environmental Management*, n. 72, p. 1-3, 2004.
- ZANATA, J. M. *Mudanças no uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Ribeirão Bonito, municípios de Avaré e Itatinga - SP*. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista, Programa de Pós-Graduação em Geografia. Presidente Prudente, 2014.

Identificación de la importancia de las características de bosques de polylepis para la comunidad de aves: un enfoque de red a escala de paisaje

Pedro X Astudillo^{1*}, Ingo Grass², Nina Farwing³

1 Universidad del Azuay, Escuela de Biología, Ecología y Gestión, Av. 24 de Mayo 7-77 Cuenca, Ecuador. pastudillow@uazuay.edu.ec

2 Department of Crop Sciences - Agroecology, Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen, Germany. ingo.grass@agr.uni-goettingen.de

3 Department of Ecology - Conservation Ecology, Faculty of Biology, Philipps-Universität Marburg, Marburg, Germany. mail@ninafarwig.de

RESUMEN

En un mundo cada vez más modificado por actividades humanas, un mejor conocimiento de las asociaciones entre remanentes de hábitat y las especies que los ocupan en el mosaico del paisaje se torna cada vez más importante. Hasta ahora, y en especial en los trópicos, estas asociaciones han sido investigadas mayoritariamente a través de tendencias lineales, en fragmentos o localidades aisladas y mediante fragmento - por fragmento. Inclusive, organismos altamente móviles, tales como las aves, a menudo usan paisajes fragmentados permitiendo así conectar varios parches a la vez, como resultado se produce una relación entre aves y fragmentos dentro en un contexto de red espacial. En consecuencia, se ha estudiado la estructura de la red espacial, compuesta por parches de bosque de Polylepis y la comunidad de aves, clasificada en tres gremios de afinidad de hábitat (i.e., especialistas de bosque; especialistas de páramo y generalistas) en el paisaje fragmentado de los altoandinos, sur de Ecuador. Para el efecto, se usaron índices de centralidad (i.e., aproximación de la diversidad de aves contenida en un parche dentro del contexto de red) en fragmentos de Polylepis como una medida de la importancia relativa de cada fragmento para los gremios de aves. Los índices de centralidad varían considerablemente dependiendo del gremio de aves como así también de la estructura del fragmento. Así, para las aves especialistas de bosque de Polylepis, la centralidad decrece con áreas mayores y formas más irregulares de los parches, aunque incrementa a mayor elevación. En contraste, la centralidad para las aves generalistas incrementa con áreas mayores y formas más irregulares de los fragmentos, pero no hay efecto asociado con la elevación. Además, la influencia del páramo que rodea los parches de Polylepis reduce la centralidad de las aves especialistas de bosque de Polylepis y de las generalistas. Finalmente, la centralidad para las aves especialistas de páramo no estuvo asociada con las características de los fragmentos. En conclusión, la importancia de los parches para las aves especialistas de bosque de Polylepis radica en la calidad de los mismos más que en la cantidad; mientras que aves generalistas dependen de parches de Polylepis grandes y responden positivamente a formas irregulares (i.e., mayor efecto de borde). El concepto de red espacial utilizado facilita identificar aquellos parches que son cruciales para toda la estructura, asociación de hábitat de la comunidad de aves. Por tal razón, el enfoque de red espacial es una técnica prometedora para alcanzar planes exitosos de conservación a escala de paisaje.

Palabras clave: **centralidad de parche, teoría de red, paisaje de páramo, Parque Nacional Cajas.**

ABSTRACT

In an increasingly human-modified world, a better understanding of associations between fragmented habitats and species in mosaic landscapes becomes increasingly important. So far, these associations have been mostly investigated based on correlations and in an isolated, patch-by-patch manner. Yet, mobile taxa often use and connect multiple habitat patches, resulting in habitat-species networks. Here, we studied networks composed of *Polylepis* forest patches and three habitat guilds of birds (i.e., *Polylepis* specialists, páramo specialists, and generalist birds) in the high-altitude Andes of Ecuador. We used the centrality of *Polylepis* patches within these networks as a measure of their relative importance for birds within a given guild (i.e., approach of bird diversity harbors in a patch within network context). Patch centrality differed considerably depending on guilds and patch characteristics. For *Polylepis* specialists, patch centrality decreased with larger and more irregular shaped patches, but increased with higher elevation. In contrast, patch centrality for generalist birds was positively related to patch area and shape irregularity, but not to patch elevation. Increasing influence of the surrounding páramo vegetation reduced the patch centrality for both *Polylepis* specialists and generalist birds. Patch centrality for páramo specialists was not related to the recorded patch characteristics. In conclusion, the importance of forest patches for *Polylepis* specialists in our study area is driven by characteristics related to the quality but not the quantity of available habitat, whereas forest generalists depend on larger *Polylepis* patches and positively respond to edge effects. A network approach facilitates identifying those patches that are crucial contributors to the overall structure of the habitat-species network on a landscape scale. Thus, network theory is a promising tool to aid conservation and landscape planning in mosaic landscapes.

Keywords: **patch centrality, network theory, páramo landscape, Cajas National Park.**

I. INTRODUCCIÓN

La continua fragmentación y creciente modificación de los ecosistemas confina a la biodiversidad hacia paisajes modificados por los humanos (Foley et al, 2005; Laurance et al, 2013). Un mejor entendimiento de los patrones de la biodiversidad en estos paisajes modificados es crucial para su conservación (Gardner et al, 2009). En paisajes boscosos, las aves son consideradas como importantes indicadores de la salud de los fragmentos, debido a que su distribución y composición de la comunidad está fuertemente relacionada con la cantidad (eg., área de parche) y la calidad (eg., composición vegetal) de cada uno de los parches de bosque que ocupan (Moonen & Barberi 2008). En adición, las aves son componentes esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas, como son la polinización, dispersión de semillas o control de plagas (Sekercioglu 2006).

La mayoría de estudios investigan el rol de la calidad y cantidad de los parches de bosque, correlacionando las características del parche con medidas de la diversidad de aves (Neuschulz et al, 2011; Berens et al, 2014). Así, estas correlaciones están investigando fenómenos de manera aislada, es decir, evaluaciones parche por parche; sin embargo, este enfoque podría ser limitado debido a que no considera a los parches de bosque y las aves dentro del paisaje entero, reduciendo de esta manera la aplicación de planes de conservación efectivos. En especial, las aves de bosque pueden percibir el paisaje fragmentado como una red espacial conectada, ya que son especies móviles y en consecuencia pueden usar varios parches, temporalmente o permanentemente, para anidar, forrajear o simplemente como hábitat de paso para moverse a través del paisaje (Verboom et al, 2001; Neuschulz et al, 2013). En consecuencia, una aproximación de red espacial puede mejorar el entendimiento sobre cómo la comunidad de aves dependen de los parches de bosque en todo el mosaico del paisaje.

Actualmente, los índices de centralidad han venido ganando en popularidad para identificar nodos específicos como importantes conectores dentro de una red (Girvan & Newman 2002; Jordán et al, 2007). Por ejemplo, los algoritmos GoogleTM's PageRankTM han sido construidos en base de medidas de centralidad para asegurar la identificación de páginas web, que están asignadas en niveles de mayor prioridad, dentro de las búsquedas en la web (Bryan & Leise 2006). Dentro del contexto de redes espaciales, las redes primates-parásitos han usado índices de centralidad para identificar vías emergentes de enfermedades para humanos (Gómez et al, 2013). En redes, compuestas por aves dispersoras de semillas (conectores) y árboles frutales (nodos), los índices de centralidad han podido identificar que la distribución espacial, la abundancia y la identidad taxonómica de los árboles frutales como importantes variables para la conectividad del paisaje (Rodríguez-Pérez et al, 2014).

Dentro del contexto de conectividad en el mosaico del paisaje, los parches de bosque y las especies de aves están directamente conectados (i.e., cuando una o más especies ocupan un parche determinado) o indirectamente conectados (i.e., cuando dos o más parches se conectan a través de una o más especies que se comparten a través de estos parches). El resultado de esta relación parche-especies es una red espacial, compuesta desde su interior por la diversidad de aves, y hacia la periferia, por los parches de bosque. En este punto, es imperante considerar que las medidas de centralidad pueden ser usadas para identificar aquellos parches que son nodos cruciales de toda la estructura de la red espacial, integrada por la relación parche-aves, y en consecuencia obtener una visión de la conectividad del paisaje. En adición, las medidas de centralidad de los parches de bosque dependen, en buena medida, de la afinidad de hábitat de las especies de aves y su respuesta a la cantidad y calidad del hábitat. Asignando a las

especies de aves dentro de diferentes gremios de preferencia de hábitat (eg., especialistas de bosque, generalistas y especialistas de pastizales; Grass et al, 2014) se puede mejorar el conocimiento de las asociaciones parche-aves.

En los altoandinos de Suramérica, los bosques de *Polylepis* (Rosaceae) ocurren en un mosaico de paisajes que consiste en varios parches de *Polylepis* intersectados por páramo herbáceo. Los bosques de *Polylepis* son un ecotipo naturalmente distribuido en fragmentos; sin embargo, su actual distribución está modificada y amenazada por actividades humanas tales como quemadas para promover pastoreo, deforestación y tala para la colección de leña (Purcell & Brelsford 2004; Garcia et al, 2010). Al mismo tiempo, los bosques de *Polylepis* son un hábitat crucial para la conservación de especies de aves globalmente amenazadas (Benham et al, 2011). Dentro de este marco, la configuración del paisaje, la constante amenaza humana, y la importancia para la conservación de aves hace de los bosques de *Polylepis* un modelo ideal para estudiar las asociaciones parche-aves, y así entender cómo las comunidades de aves dependen de las características de los parches en el paisaje fragmento dentro del contexto de red espacial.

En el presente estudio, se usó las características de los parches de *Polylepis* (i.e., área, forma y composición del hábitat) para explicar su importancia relativa para las aves agrupadas en tres diferentes gremios de preferencia de hábitat (especialista de bosque de *Polylepis*, generalistas y especialistas de páramo), en el paisaje alto-Andino, sur del Ecuador. Así, se aplicó el enfoque de red espacial basado en la diversidad de aves de cada gremio registrada a través de los parches de *Polylepis* y, aplicando índices de centralidad de cada parche para estimar la importancia relativa en la conectividad de la comunidad de aves.

II. MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo de campo se realizó en el Parque Nacional Cajas en los altoandinos al suroccidente de Ecuador (2°51'S, 79°11'O). El área protegida cubre un área de 28 544 ha, con rangos de elevación de 3160-4445 m (Delgado et al, 2006). La precipitación anual de la región fue de 1200 mm con temperaturas diarias que fluctúan de 0-20°C (IERSE 2004). La vegetación del parque consiste en ~90% de páramo herbáceo el cual atraviesa >1000 parches de bosque de *Polylepis*; los parches varían en tamaño (<1.0-44h ha) y forma en todo el paisaje de páramo (Minga & Verdugo 2007).

Cada parche de *Polylepis* es considerado como una formación de bosque continua separada al menos de 150 m del parche más cercano. Así, se seleccionaron 15 parches de *Polylepis*. La distancia de los 15 parches seleccionados al parche más cercano de la región varía entre 154-707 m (media= 347 m ± SD 195 m). Mientras, la distancia entre dos parches seleccionados, a través de todos los 15 parches de estudio, varía entre 314-17192 m (6510 m ± 5165 m). El área de los parches de estudio varía entre 1.65-17.63 ha (7.25 ha ± 5.16 ha). En adición al área, se calculó el perímetro de cada parche y se usó esta información para calcular un índice de forma, el cual incrementa mientras la forma del parche se aleja del círculo perfecto [1]:

$$Forma = \frac{P}{2\sqrt{\pi A}} \quad (1)$$

donde P representa el perímetro (m) de un parche dado y, A (m²) es el área de dicho parche. El índice tiene un valor de 1

cuando el parche muestra una forma circular e incrementa mientras la forma se vuelve más irregular. Sin embargo, el índice de forma estuvo correlacionado significativamente con el área ($r = 0.85$, $P < 0.001$). Así, para obtener un índice de forma independiente del área, se usó una regresión lineal usando al área como variable explicativa y al índice de forma como variable dependiente, seguidamente se usó los residuos estandarizados del modelo para referirse como 'índice de forma de cada parche'.

Censo de aves

Dentro de cada parche de *Polylepis*, se instalaron cuatro puntos de conteo los cuales estuvieron separados al menos a 100 m entre sí, para evitar doble conteos. En cada punto de conteo, se registró todas las aves vistas y/o escuchadas dentro de un radio de 25 m con una duración de 15 min de observación; las aves que sobrevolaron el punto de conteo no fueron registradas. El censo de aves se realizó con tres repeticiones temporales desde Agosto 2012 - Abril 2013 y otras tres repeticiones durante Agosto 2013 - Abril 2014. Las especies fueron identificadas siguiendo las guías de campo de Ridgely & Greenfield (2001) y Tinoco & Astudillo (2007). Una vez que las especies fueron identificadas, estas fueron asignadas a uno de los tres gremios de preferencia de hábitats (Astudillo et al, 2015): 1) especialistas de bosques de *Polylepis* que prefieren dichos bosques; 2) generalistas que hacen uso de los bosques de *Polylepis* como de la matriz de páramo; y 3) especialistas de páramo que solamente ocurren en los hábitats de páramo.

Estructura y composición del hábitat

En cada punto de conteo se estableció una parcela circular de 12 m de radio. Desde el centro de la parcela se instalaron cuatro transectos de 12 m de largo distribuidos en función de los cuatro puntos cardinales; se contó e identificó todas las plantas leñosas con un diámetro a la altura del pecho (DAP) < 3 cm, que fueron contadas por un observador que caminaba con los brazos abiertos a lo largo de los transectos. En toda el área de la parcela circular se contó e identificó todos los árboles y arbustos con un DAP ≥ 3 cm. La diversidad vegetal de cada parche fue calculada a través del índice de equidad de Shannon, basado en los conteos de todos los árboles y arbustos. Además, se estimó la cobertura del dosel en cinco clases por cada 3 m a lo largo de cada transecto (12 medidas por parcela; 0= 0-19%; 1= 20-39%; 2= 40-59%; 3= 60-79%; 4= 80-100%) y posteriormente se promedió estos valores para obtener un valor de cobertura de dosel por parche. En los mismos puntos de cobertura de dosel, se estimó el perfil de la vegetación usando un poste de 3 m de alto, el cual estaba marcado con intervalos de 0.5 m en donde cada intervalo fue registrado cuando hacía contacto o no con cualquier estructura vegetal; después de los 3 m el perfil de la vegetación se estimó visualmente con intervalos de 1 m. En base a esta información se calculó un índice de complejidad vertical de la vegetación basado en Shannon, usando el número de toques de la vegetación por cada intervalo dentro de cada parcela circular, se promediaron los valores para obtener un índice para cada parche.

Los parches de *Polylepis* pueden diferir considerablemente en función de la composición vegetal. Para controlar esta variación se estimó la proporción de tres tipos de vegetación por cada parcela circular: 1) plantas del género *Polylepis*, que son restringidas a los bosques e incluyen las especies *Polylepis reticulata* y *Polylepis incana*; 2) plantas leñosas nativas de páramo, las cuales están distribuidas usualmente en el páramo incluye los géneros *Hesperomeles* (Rosaceae), *Chuiriraga* y *Diplostephium* (Asteraceae); y 3) plantas leñosas cosmopolitas

tas, especies vegetales nativas que ocurren tanto en bosque de *Polylepis* como en el páramo, incluye los géneros *Gynoxis* (Asteraceae), *Brachyotum* and *Miconia* (Melastomataceae). Para más detalles de las condiciones de los bosques de *Polylepis* referirse al Anexo 1.

Para reducir la variabilidad subyacente de todas las características de cada parche se desarrolló un análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés). El PCA estuvo basado en una matriz de correlación compuesta por los sitios de estudio y las características de hábitat de cada parche. Para retener los componentes principales (PC) se usó el método broken-stick (Jackson 1993). Así se seleccionó los dos primeros componentes del PCA (64,8% de la varianza total explicada). El primer componente (PCI = 39,6%) refleja un cambio desde un menor perfil de vegetación, menor cobertura de dosel hacia un incremento en el número de arbustos con una mayor proporción de plantas nativas de páramo. El segundo componente (PCII = 28,8%) refleja un cambio desde una mayor complejidad del perfil de la vegetación y un incremento en la proporción de planta cosmopolitas (TABLA I). De este modo se considera la PCI como una vegetación influenciada por la matriz de páramo, mientras que PCII representa un cambio hacia una vegetación más heterogénea y más desarrollada verticalmente con influencia de plantas de páramo y propias de los parches de *Polylepis*.

Análisis estadísticos y de red espacial

Por cada gremio de afinidad de hábitat de las aves, se construyó una red bipartita compuesta por la asociación parche-especies. Estas redes son topológicamente similares a otras redes ecológicas. Sin embargo, en lugar de usar interacciones entre grupos tróficos, se usó la abundancia de cada especie de ave obtenida en cada parche como información homologa a la frecuencia de interacción. En consecuencia, las redes espaciales que se usaron no miden el nivel de interacción de un cierto grupo de aves con un específico parche de bosque (eg., interacción plantas frutales-dispersores de semillas, flores-polinizadores, o movimientos entre parches). En su lugar representan una visión topológica sobre la contribución de cada parche a la estructura regional de la diversidad de aves por cada gremio de afinidad de hábitat.

TABLA I.
CARGA FACTORIAL, DERIVADA DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CARACTERÍSTICAS DE HÁBITAT DE LOS 15 PARCHES DE POLYLEPIS, ALTOANDINOS, SUR DEL ECUADOR.

VARIABLES	PCI (39,6 %)	PCII (28,8 %)
Diversidad de plantas	0,270	-0,241
Perfil de la vegetación	-0,286	0,471
Cobertura de dosel	-0,398	0,160
Promedio de árboles y arbustos	0,445	0,270
Plantas nativas de páramo (%)	0,552	-0,040
Plantas cosmopolitas (%)	-0,036	0,652
Árboles de <i>Polylepis</i> (%)	-0,429	-0,442

Esta red bipartita construida fue convertida en una red unipartita cuantitativa, aquí los parches de *Polylepis* están conectados entre sí mediante la diversidad de especies que comparten, usando la abundancia de las especies como pesos. Para evaluar la importancia de cada parche en la red (i.e., nodos) por cada gremio de preferencia de hábitat de las aves se calculó cuatro índices de centralidad: 1) centralidad cualitativa, es decir, la riqueza de especies compartida a través de los parches; 2) grado de Opshal, es decir una centralidad

cuantitativa que mide la frecuencia de interacción entre fragmentos basado en la abundancia de individuos por especie; 3) centralidad de distancia, es decir, que mide los patrones de recambio de diversidad de especies a través de toda la red; 4) vector centralidad, es decir, que mide la magnitud de dicho recambio, esta magnitud incrementa mientras más fragmentos comparten la diversidad con un determinado fragmento y vice versa (Gómez et al, 2013).

En base a estos cuatro índices de centralidad se calculó un índice compuesto para evitar la redundancia de información (Gómez et al, 2013). Así, se calculó un PCA basado en una matriz de correlación entre los cuatro índices de centralidad (por cada gremio de preferencia de hábitat de las aves) y los parches; se retuvo el primer componente (todas las varianzas explicadas de cada gremio de hábitat \geq 67,5%) del PCA como índice integral de centralidad. Al evaluar el desempeño del índice integral de centralidad, este se correlacionaba fuertemente, aunque de manera negativa, con los cuatro índices de centralidad iniciales; esto implica que mientras el índice integral incrementa refleja una pérdida de centralidad de todos los gremios de preferencia de hábitat de las aves en la red espacial. Para una interpretación más fácil e intuitiva se multiplicó por -1 al índice integral de centralidad; para representar positivamente la centralidad de los parches en la red espacial. En otras palabras, a mayor índice integral de centralidad mayor conectividad espacial de la red. Los valores del índice varían entre 0-1. En adelante se referirá al índice integral de centralidad como 'centralidad de parche'.

La conectividad de la red espacial (centralidad de parche) fue evaluada mediante modelos lineales de regresión múltiple (LMs). El índice de centralidad del parche por cada gremio de preferencia de hábitat, fue usado como variable dependiente y relacionado con el área del parche, el índice de forma del parche, la elevación, la influencia del páramo en el parche (PCI de la estructura y composición del hábitat) y la heterogeneidad del parche (PCII de la estructura y composición del hábitat) como variables independientes. Sin embargo, al inspeccionar los residuos de la regresión, se encontró autocorrelación espacial en clases discretas de 1500 m (Anexo 2), violando los supuestos de independencia de los residuos. Por tal motivo, se usaron modelos espaciales simultáneos autorregresivos (SARs), estos modelos incorporan información espacial (latitud y longitud) de cada uno de los parches. Dado que los SARs son generalmente más robustos que los LMs se retuvo a los primeros como modelo final (Lichstein et al 2002; Dormann et al. 2007). Al inspeccionar los residuos de los modelos SARs estos mostraron mayor independencia espacial (Anexo 2).

III. RESULTADOS

La centralidad de los parches de *Polylepis* en la red espacial difiere considerablemente entre los gremios de preferencia de hábitat de las aves y al respecto de las características de cada parche. Los dos únicos gremios de preferencia de hábitat que mostraron resultados significativos fueron las aves especialistas de *Polylepis* y las generalistas (Figura 1).

Para los especialistas de bosques de *Polylepis* la centralidad decrece mientras aumenta el área ($Z = -3,65$; $P < 0,001$), el índice de forma ($Z = -3,51$; $P < 0,001$), la influencia de la matriz de páramo dentro del parche (PCI; $Z = -10,36$; $P < 0,001$) y la heterogeneidad del parche (PCII; $Z = -3,78$; $P < 0,001$), aunque la centralidad incrementa mientras aumenta la elevación ($Z = 3,86$; $P < 0,001$).

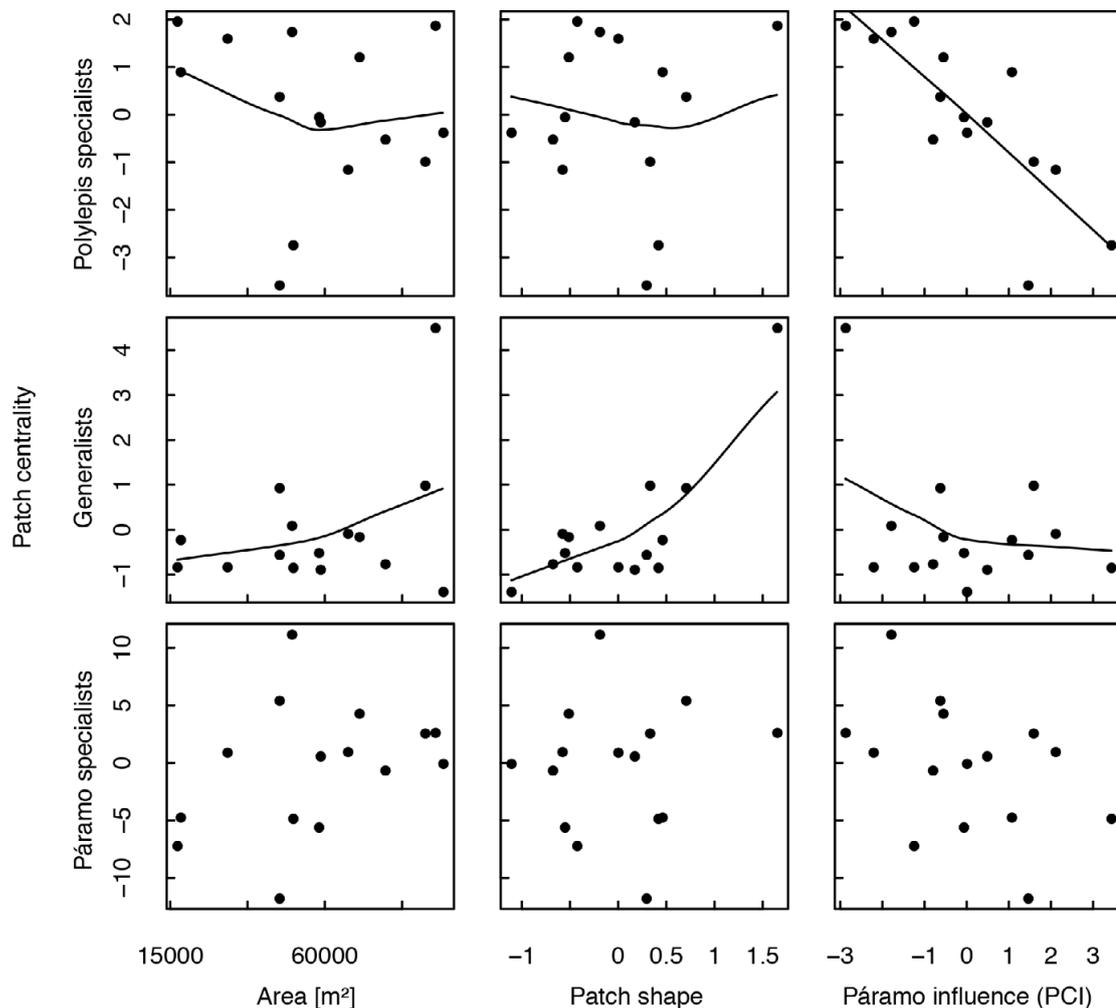


Figura 1. Relación del índice de centralidad frente a las características de 15 parches de Polylepis para dos gremios de preferencia de hábitat de aves, Altoandinos, sur del Ecuador.

Para los generalistas la centralidad incrementa mientras aumenta el área ($Z= 2,28$; $P= 0,023$) y el índice de forma ($Z= 2,30$; $P= 0,022$); aunque disminuye mientras aumenta PCI ($Z= -2,84$; $P= 0,004$). Al respecto de la elevación y PCI no existen variaciones significativas.

Al identificar los parches de Polylepis importantes para la conectividad de aves especialistas de bosques de Polylepis se evidencia que los fragmentos con menor influencia de la matriz de páramo, con áreas pequeñas y con formas menos irregulares son nodos importantes de la red espacial. Mientras que fragmentos con áreas grandes, con menor influencia de la matriz del páramo y, con formas más irregulares son nodos importantes para la conectividad de aves generalistas en la red espacial. Finalmente, los parches de Polylepis no influyen en la conectividad de aves especialistas de páramo (Figura 2).

IV. DISCUSIÓN

Al usar el enfoque de red espacial, se encontró que los parches de Polylepis son nodos importantes en la conectividad (basado en la centralidad de parche) de la comunidad de aves alto-Andina, sur del Ecuador. La aproximación de centralidad

dentro de la relación parche-aves por cada gremio de preferencia de hábitat difiere al respecto de las características (i.e., área, forma, elevación, vegetación) del parche de Polylepis.

Mientras incrementa el área del parche como así también la irregularidad en su forma, se reduce la centralidad del parche para aves especialistas de Polylepis; aunque parches con estas características incrementan la centralidad de aves generalistas. Al respecto de la elevación, la centralidad del parche incrementa en aves especialistas de Polylepis, pero no hay efecto para las generalistas. La mayor influencia de la matriz de páramo que rodea los parches de Polylepis (PCI de la estructura y composición del hábitat) reduce la centralidad para ambos gremios, especialistas de Polylepis y generalistas. De hecho, la centralidad de especialistas de Polylepis responde negativamente a la influencia del páramo dentro del parche, indicando su fuerte asociación con la calidad de la matriz de páramo que rodea cada parche de Polylepis. Definitivamente, el presente estudio demostró que la aproximación en red espacial es una herramienta conveniente para mejorar el conocimiento de la condición (i.e., cantidad y calidad) de los hábitats alto-Andinos en paisajes modificados por actividades humanas.

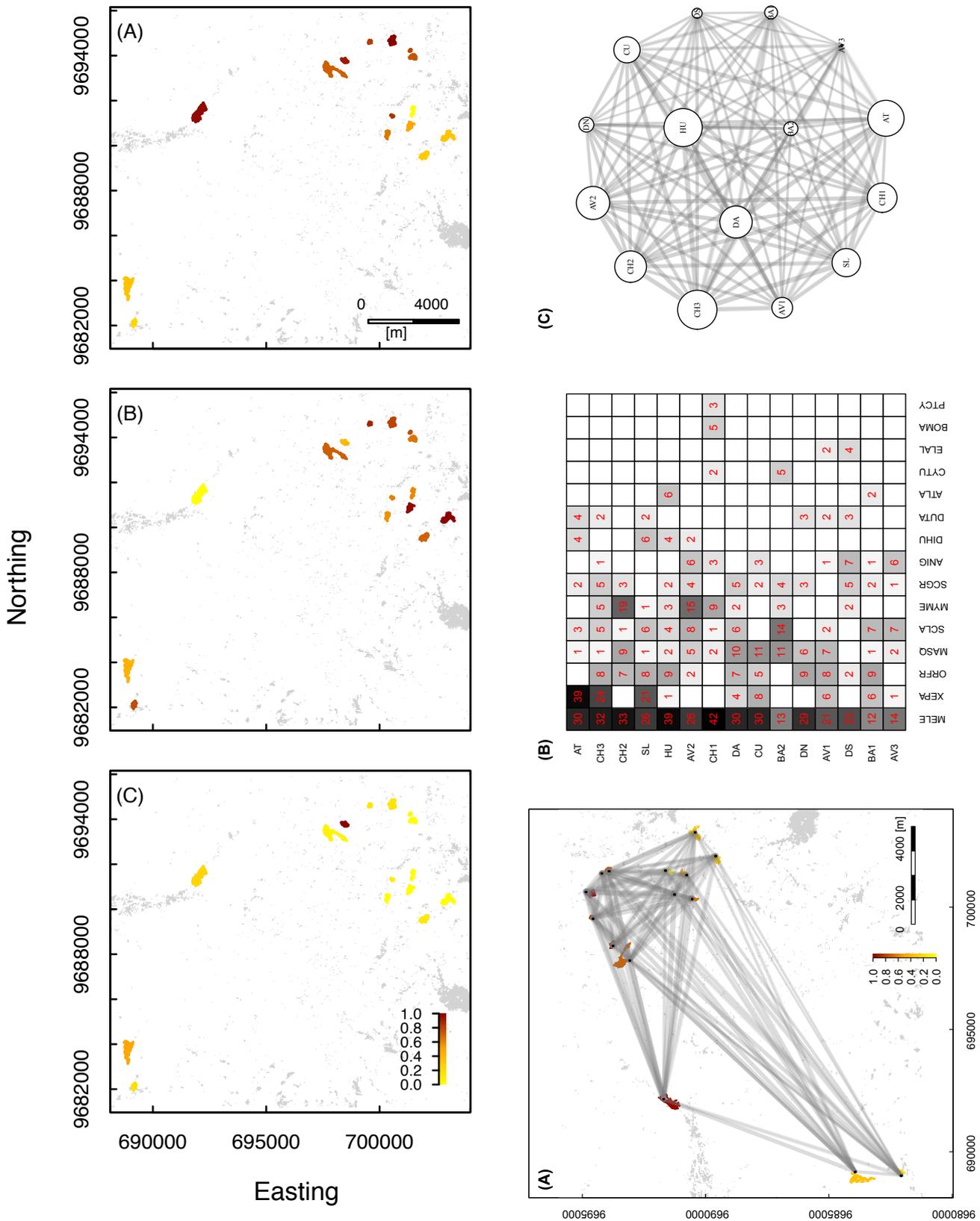


Figura 2. Visión topológica de la contribución de diversidad de aves para la conectividad de 15 fragmentos de Polylepis, Altoandinos, sur de Ecuador. Los índices de centralidad varían de 0-1, valores cercanos a 1 representan mayores valores de centralidad. La visión topológica está basada en índices de centralidad y se presenta separadamente: (A) aves especialistas de bosque de Polylepis; (B) aves generalistas; (C) aves especialistas de páramo. Para (A) se muestra la contribución de la diversidad de aves, líneas que tienden a ser más oscuras representan una mayor tasa de recambio en la diversidad de aves especialistas de Polylepis.

IMPORTANCIA DE LOS PARCHES DE POLYLEPIS

Las medidas de centralidad, basadas en el recambio de la diversidad de especies de aves, demostraron que la importancia de los parches de Polylepis difiere entre gremios de preferencia de hábitat. Los parches más importantes para los especialistas de Polylepis son aquellos que tienen formas regulares, es decir, que tienen un débil efecto de borde, tienen una baja influencia de la matriz de páramo y, que están distribuidos a mayores elevaciones. Estos hallazgos corroboran que los especialistas de Polylepis evitan los parches alterados, sus bordes y son altamente dependientes de la calidad de la estructura y composición del hábitat (Cahill & Matthysen 2007; Tinoco et al, 2013). En consecuencia, la calidad de los parches de Polylepis en el área de estudio fue más importante que la cantidad. Resultados similares se han reportado para los Andes centrales de Suramérica, en donde las aves especialistas de Polylepis incrementan su abundancia en parches pequeños y aislados (Fjeldsá 1993). De este modo, la conservación de aves alto-Andinas dependiente de los bosques de Polylepis, debería considerar la importancia de parches pequeños y con vegetación madura; en especial una mayor densidad de árboles de Polylepis y vegetación propia de este tipo de bosques pueden ser particularmente ventajosa (Fjeldsá 1993; Lloyd 2008b).

Contrariamente a los efectos reportados en los especialistas de Polylepis, las aves generalistas responden positivamente a mayores áreas. Estudios previos en el área de estudio han reportado efectos positivos en la riqueza de aves al respecto del área de parche de Polylepis (Tinoco et al, 2013). Sin embargo, este mismo estudio argumenta que los efectos en la riqueza pueden variar a través de las diferentes especies, regiones y enfoques de investigación (Fjeldsá 1993; Lloyd 2008a; Tinoco et al, 2013). En este contexto, agrupar a las especies dentro de gremios de preferencia de hábitat mejora el conoci-

miento sobre la respuesta de aves altamente especializadas en los hábitats que ocupan. En adición, la centralidad de aves generalistas respondió positivamente a mayor irregularidad en la forma del parche, este resultado refleja que las especies generalistas son capaces de soportar efectos de borde, e influencia de la matriz de páramo dentro de cada parche de Polylepis; parches con estas características contienen mayor diversidad de generalistas que especialistas de bosque (Grass et al, 2014). Finalmente, los especialistas de Polylepis dependen de una mayor calidad del parche y, la centralidad de los generalistas está más relacionada con la cantidad del parche; un aspecto importante en estos resultados divergentes es la elevación. Parches de Polylepis distribuidos en zonas de mayor elevación usualmente están más aislados de actividades humanas como la agricultura y construcción de carreteras (Astudillo et al, 2014), evidenciando de esta manera una mejor calidad del hábitat. Mientras que las aves generalistas tienen rangos de distribución más amplios (eg., 3400 - 4200 m; Astudillo et al, 2015), lo cual es una evidencia de la flexibilidad en el uso de parches alterados y a la vez de hábitats de páramo.

Futuros estudios deberían usar esta aproximación de red espacial para investigar la distribución y el aporte de la diversidad de aves alto-Andinas a una escala de paisaje. Las medidas de centralidad al considerar información de la diversidad de aves por gremios de preferencia de hábitat demuestra un enfoque muy conveniente para entender la conectividad de fragmentos a través del paisaje; así fragmentos que contienen diversidades muy similares estarían más conectados y a la vez serían más importantes para la conservación. Este enfoque de conectividad dentro de la red espacial demuestra una contribución funcional de la comunidad de aves (Rodríguez-Pérez et al, 2014) y cómo esta función ecológica varía en paisajes alterados por actividades humanas. Por último, esta información puede ser valiosa ya que ayuda a tomar mejores decisiones para la conservación en el mosaico de paisajes.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio estuvo financiado por la Universidad del Azuay (Fondos UDA 2013-33) y la Fundación Alemana para la Investigación (DFG FA925/5-1; C2: DFG PAK825). Agradecemos a Jacinto Guillén de la Universidad del Azuay por el apoyo constante a las investigaciones en aves alto-Andinas. El apoyo logístico fue proporcionado por personal del Parque Nacional Cajas.

REFERENCIAS

- Astudillo, PX., Samaniego, GM., Machado, PJ., Aguilar, JM., Tinoco, BA., Graham, CH., & Farwig, N. (2014). The impact of roads on the avifauna of páramo grasslands in Cajas National Park, Ecuador. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 49(3), 204-212.
- Astudillo, PX., Tinoco, BA., & Siddons, DC. (2015). The avifauna of Cajas National Park and Mazán Reserve, southern Ecuador, with notes on new records. *Cotinga*, 37, 1-11.
- Benham PM, Beckman EJ, Dubay SG, Flores LM, Johnson AB, Lelevier MJ & Witt CC (2011). Satellite imagery reveals new critical habitat for endangered bird species in the high Andes of Peru. *Endangered Species Research*. 13: 145-157.
- Bryan K. & Leise T. (2006). The \$25,000,000,000 eigenvector: the linear algebra behind Google. *SIAM Review*. 48: 569-581.
- Cahill JR & Matthysen E (2007). Habitat use by two specialist birds in high-Andean Polylepis forests. *Biological Conservation*. 140: 62-69.
- Delgado O, López F, Aguilar M & Cordero M (2006). Componente geomorfología glaciar del Parque Nacional Cajas - Ecuador. Reporte técnico no publicado. (Cuenca, Ecuador): Universidad del Azuay.
- Dormann CF, McPherson JM, Araújo MB, Bivand R, Bolliger J, Carl G & Wilson R (2007). Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*, 30: 609-628.
- Fjeldsá J (1993). The avifauna of the Polylepis woodlands of the Andean highlands: the efficiency of basing conservation priorities on patterns of endemism. *Bird Conservation International*. 3: 37-55.
- Foley JA, Defries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR & Snyder PK (2005). Global consequences of land use. *Science*. 309: 570-574.
- Gardner TA, Barlow J, Chazdon R, Ewers RM, Harvey CA, Peres CA & Sodhi NS (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*. 12: 561-582.

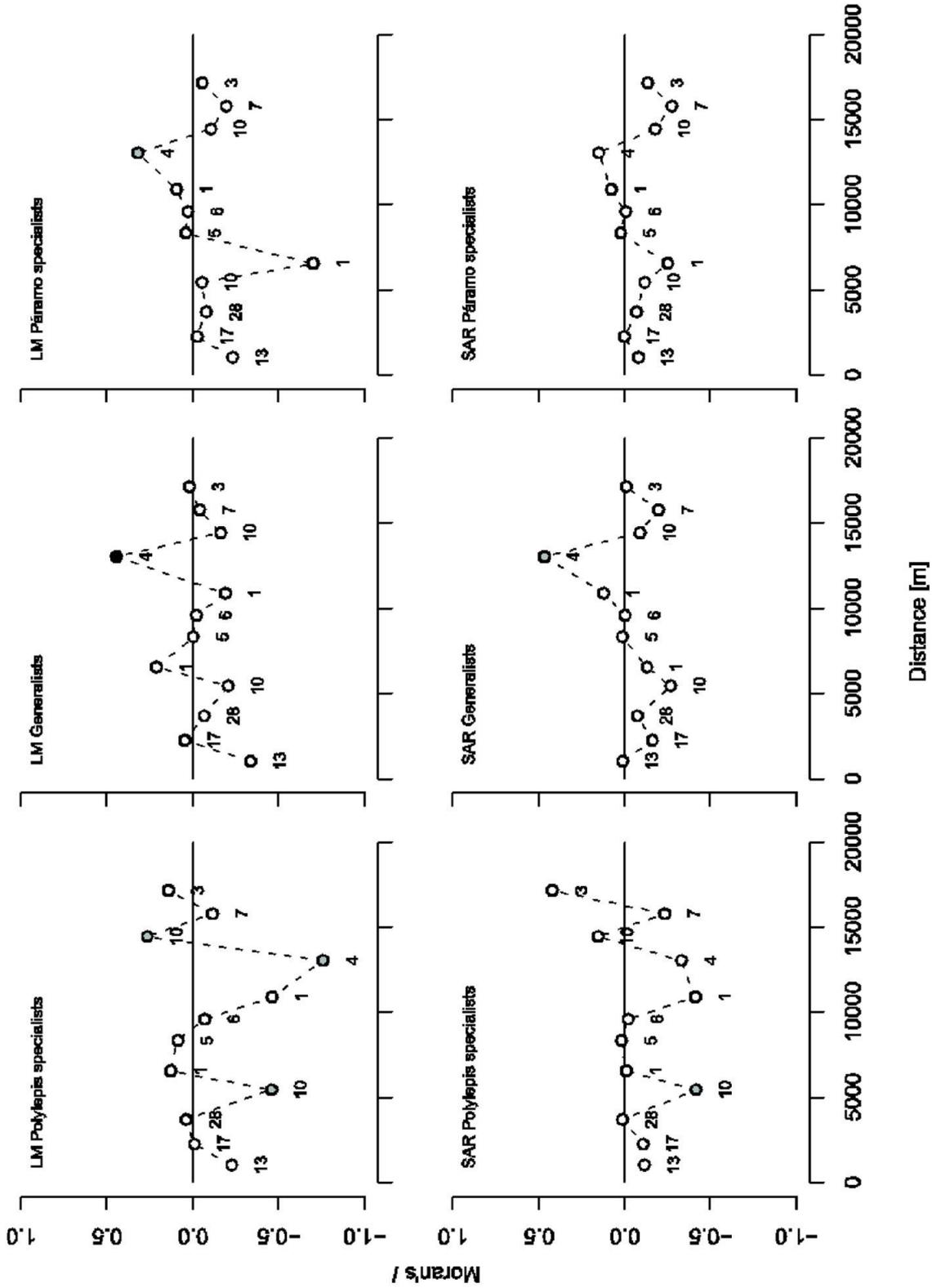
- Gareca EE, Hermy M, Fjeldsa J & Honnay O (2010). Polylepis woodland remnants as biodiversity islands in the Bolivian high Andes. *Biodiversity and Conservation*. 19: 3327–3346.
- Girvan M & Newman MEJ (2002). Community structure in social and biological networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 99: 7821–7826.
- Gómez JM, Nunn CL & Verdú M (2013). Centrality in primate-parasite networks reveals the potential for the transmission of emerging infectious diseases to humans. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 110: 7738–41.
- Grass I, Berens DG & Farwig N (2014). Guild-specific shifts in visitation rates of frugivores with habitat loss and plant invasion. *Oikos*. 123: 575–582.
- IERSE (2004). Estaciones meteorológicas de la cuenca del río Paute. (Cuenca, Ecuador): Reporte técnico no publicado. Universidad del Azuay.
- Jordán F, Benedek Z & Podani J (2007). Quantifying positional importance in food webs: a comparison of centrality indices. *Ecological Modelling*. 205: 270–275.
- Laurance WF, Sayer J & Cassman KG (2013). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology & Evolution*. 1–10.
- Lichstein J, Simons T, Shriver S & Franzreb K (2002). Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecological Monographs*. 72: 445–463.
- Lloyd H (2008a). Abundance and patterns of rarity of Polylepis birds in the Cordillera Vilcanota, southern Perú: implications for habitat management strategies. *Bird Conservation International*. 18: 164–180.
- Lloyd H (2008b). Influence of within-patch habitat quality on high-Andean Polylepis bird abundance. *Ibis*. 150: 735–745.
- Minga D & Verdugo A (2007). Riqueza florística y endemismo del Parque Nacional Cajas. Reporte técnico no publicado. (Cuenca, Ecuador): Herbario Azuay, Universidad del Azuay.
- Neuschulz E, Brown M & Farwig N. (2013). Frequent bird movements across a highly fragmented landscape: the role of species traits and forest matrix. *Animal Conservation*. 16: 170–179.
- Purcell J & Brelsford A (2004). Reassessing the causes of decline of Polylepis, a tropical subalpine forest. *Ecotropica*. 10: 155–158.
- Ridgely R & Greenfield P (2001). *The Birds of Ecuador: Field Guide*. Ithaca (New York): Cornell University Press.
- Rodríguez-Pérez J, García D & Martínez D (2014). Spatial networks of fleshy-fruited trees drive the flow of avian seed dispersal through a landscape. *Functional Ecology*. 28: 990–998.
- Sekercioglu C (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*. 21: 464–471.
- Tinoco BA & Astudillo PX (2007). *Guía de campo de las aves del Parque Nacional Cajas*. (Cuenca, Ecuador): ETAPA.
- Tinoco BA, Astudillo PX, Latta SC, Strubbe D & Graham CH (2013). Influence of patch factors and connectivity on the avifauna of fragmented Polylepis Forest in the Ecuadorian Andes. *Biotropica*. 45: 602–611.
- Verboom J, Foppen R, Chardon P, Opdam P & Luttikhuisen P (2001). Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation*. 100: 89–101.

Anexo 1

Variables de estructura y composición de hábitat de 15 parches de Polylophis, Altoandinos, sur del Ecuador. Las columnas 3-9 fueron usadas para calcular el análisis de componentes principales de cada parche (PCA; TABLA I). El área, el índice de forma, la elevación y los dos primeros componentes del PCA fueron usados para predecir la centralidad (conectividad) del parche de cada gremio de preferencia de hábitat dentro de una red espacial. Información espacial (longitud y latitud de los parches de Polylophis) fue incluida en los modelos espaciales autorregresivos (SARs).

NOMBRE DE LA LOCALIDAD	CÓDIGO DEL PARCHÉ	DIVERSIDAD VEGETAL	PERFIL DE LA VEGETACIÓN	COBERTURA DE DOSEL (0-4)	PROMEDIO DE ÁRBOLES Y ARBUSTOS	PLANTAS NATIVAS DE PÁRAMO[%]	PLANTAS COSMOPOLITAS [%]	ÁRBOLES DE POLYLEPIS [%]	LONGITUD	LATITUD	PERÍMETRO [M]	ÁREA [M ²]	FORMA	ELEVACIÓN [M]
Ataudcocha	AT	1,21	2,24	3	93	3	60	37	698422	9693829	1467	44659	1,96	3929
Avilahuayco 1	AV1	1,56	2,21	2	101	17	50	32	701282	9690858	2221	57795	2,61	3947
Avilahuayco 2	AV2	1,88	1,96	3	77	23	50	26	700498	9691349	908	16484	1,99	3868
Avilahuayco 3	AV3	1,44	2,13	3	126	33	49	18	701464	9691717	1659	40004	2,34	3549
Barrancos 1	BA1	1,42	2,08	2	121	29	55	16	702057	9689684	2127	73926	2,21	3828
Barrancos 2	BA2	1,37	2,18	3	71	14	58	28	703010	9690515	3129	103371	2,76	3703
Chuspipuñuna 1	CH1	1,99	2,20	3	109	14	49	37	701443	9693991	1577	56993	1,86	3690
Chuspipuñuna 2	CH2	1,97	2,10	3	44	3	55	42	701354	9694282	492	15982	1,11	3745
Chuspipuñuna 3	CH3	1,35	2,13	3	117	9	56	34	700603	9694921	2480	81880	2,45	3863
Cucheros	CU	1,26	2,15	3	73	15	62	24	700314	9690636	1948	39960	2,75	4002
Derrumbo Amarillo	DA	1,16	2,23	4	92	4	69	27	699527	9694637	968	25107	1,72	4029
Dublaycocha 1	DN	1,75	1,99	3	82	33	45	21	689285	9684050	6439	147872	4,72	3947
Dublaycocha 2	DS	1,63	2,02	2	197	29	50	18	689133	9682190	1941	45206	2,58	3921
Huagrahuma	HU	1,12	2,03	3	28	3	27	70	692218	9691789	9067	162103	6,35	3767
San Luis	SL	1,35	2,13	3	99	15	67	18	697837	9693155	5677	173634	3,84	3913

Anexo 2
 Autocorrelación espacial, basado en el índice de Moran's I, de los residuos estandarizados de modelos de regresión lineal (LMs) y modelos espaciales autorregresivos (SARs) por cada gremio de afinidad de hábitat de las aves. El índice de Moran's I fue evaluado en clases discretas de 1500 m. Los círculos representan los 15 parches de Polylepis, Altoandinos, sur del Ecuador. Los colores de cada círculo indican los niveles de significancia (negro: $P < 0.01$; gris: $P < 0.05$; blanco: $P > 0.1$).



Análisis y modelado de episodios de intensa contaminación por PM₁₀ en Madrid con Sistemas de Información Geográfica

Cañada Torrecilla, María Rosa¹, Moreno Jiménez, Antonio¹

¹ Departamento de Geografía/Facultad de Filosofía y Letras/Universidad Autónoma de Madrid
Francisco Tomás y Valiente, 1.
28049 Madrid (España)
rosa.canada@uam.es, antonio.moreno@uam.es

RESUMEN

La conjunción de técnicas estadísticas y SIG está facilitando clarificar la relación entre la atmósfera urbana y la polución del aire y en esta investigación, profundizando en trabajos previos, se abordan dos objetivos principales: primero, determinar y caracterizar los tipos de tiempo asociados a concentraciones altas y severas de PM₁₀ en Madrid y, segundo, tras elegir un episodio de severa contaminación, estimar y visualizar su distribución intraurbana diaria durante el periodo que dura.

La información (diaria) utilizada ha sido la concentración media de PM₁₀ y datos de diferentes variables meteorológicas para caracterizar los tipos de tiempo, considerando un periodo sexenal desde 2010 a 2015.

La metodología ha consistido en la aplicación de técnicas estadísticas para definir qué es contaminación elevada y extrema, y de técnicas de interpolación espacial para modelar la concentración de PM₁₀ en la ciudad de Madrid.

Los resultados evidencian, por un lado, que los episodios de alta contaminación abundan más en verano, donde la principal fuente de emisión de partículas es el polvo sahariano, y en invierno, donde lo son los procesos de combustión, favorecidos por la baja capacidad de dispersión de la atmósfera en esta época. Por otro lado, los mapas interpolados para el periodo crítico estival examinado han posibilitado identificar y visualizar los niveles de polución por PM₁₀ que se soportan en las distintas zonas de la ciudad. Todo ello abre vías para políticas preventivas mejor fundadas, discriminando incluso zonas dentro de la ciudad, y para análisis de salud pública y de justicia ambiental.

Palabras clave: **Contaminación urbana, PM₁₀, tipo de tiempo, interpolación espacial, Madrid.**

ABSTRACT

Joint use of statistics and GIS are considerably aiding to elucidate the relations between urban atmosphere and air pollution. In this paper, deepening in previous works, two main objectives are addressed: First, to outline and characterize the weather types associated to high and severe PM₁₀ concentrations in Madrid, and second, focusing on one severe pollution episode, to estimate and visualize the daily intra urban distribution of a pollutant along the period.

The information used includes the daily medium average of PM₁₀ as well as some other meteorological variables, in order to better characterize the weather types, considering a sexennial period from 2010 to 2015.

Methodologically, various statistical techniques have been applied for a precise definition of High and Extreme pollution levels, and spatial interpolation has been used to estimate surface models of PM₁₀ concentrations in the city of Madrid.

Results show, on the one hand, that episodes of high pollution occur more commonly in summer, when the main source of particle's emission is the Saharan dust. It also happens in winter, due to combustion processes increased by the low capacity of dispersion in the atmosphere in this season. Interpolated maps for the critical summer period examined have allowed to identify and to visualize the PM₁₀ pollution levels affecting different areas of the city. These findings encourage better founded policies and prevention, even discriminating different areas within the city; as well as more refined analysis on public health and environmental justice issues.

Keywords: *Urban pollution, PM₁₀, weather types, spatial interpolation, Madrid.*

I. INTRODUCCIÓN

Las partículas son uno de los contaminantes más peligrosos para la salud en las grandes ciudades como Madrid. Este contaminante es uno de los indicadores más utilizados en los informes sobre calidad y salud de la OMS, en los de la Agencia Europea de Medio ambiente (AEMA), en el Programa APHEIS (Contaminación atmosférica y Salud: un Sistema de Información Europeo (Alonso et al., 2005) y, en general, en todos los informes que se elaboran sobre calidad del aire.

Las partículas en suspensión abarcan un amplio espectro de sustancias orgánicas e inorgánicas, dispersas en el aire, procedentes de fuentes naturales y artificiales (Gurjar et al., 2010). La combustión de carburantes fósiles generada por el tráfico (la principal fuente de contaminación por partículas en la ciudad de Madrid) puede producir diversos tipos de partículas: partículas grandes, por la liberación de materiales no quemados (cenizas volátiles), partículas finas, formadas por condensación de materiales vaporizados durante la combustión, y partículas secundarias, generadas mediante reacciones químicas entre los contaminantes desprendidos como gases en la atmósfera. Tampoco hay que olvidar las procedentes por la resuspensión de materiales procedentes del firme de la calzada, como consecuencia de la abrasión mecánica de vehículos, frenos, ruedas, etc. y las derivadas de obras de construcción, demolición, etc. A ello hay que añadir el polvo mineral procedente del Sahara que con frecuencia alcanza el centro de la Península Ibérica (Salvador et al. 2004, 2008) e incluso llega hasta Atenas (Grigoropoulos et al., 2009; Remoundaki et al., 2011).

En relación con sus efectos sobre la salud se suelen distinguir las PM₁₀ (partículas "torácicas" menores de 10 micras (μm), que pueden penetrar hasta las vías respiratorias bajas), las PM_{2.5} (partículas "respirables" menores de 2,5 μm, que pueden penetrar hasta las zonas de intercambio de gases del pulmón), y las partículas ultrafinas, menores de 100 nm (nanómetros), que pueden llegar a pasar al torrente sanguíneo. Los estudios toxicológicos indican que las partículas finas de origen antrópico, especialmente las generadas por la combustión de carburantes fósiles, provocan mayores daños sobre la salud que las partículas de origen geológico, como el polvo sahariano, al que a veces se suele imputar la contaminación.

Numerosos estudios epidemiológicos afirman que existe una relación entre la exposición al material particulado atmosférico y diversos efectos adversos sobre la salud, tales como afecciones respiratorias y cardiovasculares. Su influencia

sobre el clima se recoge también en algunos estudios que tratan de evaluar la influencia de las partículas sobre el balance radiativo, formación de nubes y albedo. Finalmente, los ecosistemas también sufren los efectos de la exposición a las partículas atmosféricas ya que su deposición puede suponer la acidificación y eutrofización de suelos y aguas superficiales y repercutir sobre la composición de las aguas subterráneas (Querol et al., 2006).

Su inmisión depende de la dinámica atmosférica, que influye en su dispersión, estancamiento o en su transporte, como se ha puesto de manifiesto en numerosos estudios sobre Barcelona, el Mediterráneo Occidental (Viana et al., 2005; Querol et al., 2003; Rodríguez et al., 2002) o sobre Madrid (Cañada, 2017).

Esta comunicación se sitúa en esta línea de estudio y arranca de un trabajo previo donde se elaboró una tipología de tipos de tiempo en la ciudad de Madrid y una caracterización de los mismos según la concentración de contaminantes asociada (Cañada, 2017). Ahora se pretende avanzar un paso más, estableciendo primero los periodos de intensa y extrema contaminación por partículas (PM₁₀) en la ciudad de Madrid durante el sexenio 2010-2015 y su relación con el tipo de tiempo dominante durante los mismos, lo que permitirá identificar los escenarios atmosféricos singularmente críticos. Seguidamente, y tras elegir uno de esos periodos, se procederá a modelar el comportamiento espacial del contaminante en la ciudad, con el fin de hacer visible cartográfica y diacrónicamente el decurso de la concentración de PM₁₀ a lo largo de la secuencia de días que duró el episodio. En síntesis, se espera profundizar en el conocimiento del nexo entre tipos de tiempo y alta polución del aire y desvelar las condiciones ambientales vividas por la población en las distintas zonas de la ciudad.

En el apartado siguiente se presentan brevemente los aspectos metodológicos, para luego extendernos en el análisis de resultados, particularmente la frecuencia de días de alta y severa contaminación en cada tipo de tiempo y el estudio espacio-temporal de un episodio ejemplar en 2012, breve pero de intensa concentración de PM₁₀. Se terminará con unas breves conclusiones y perspectivas.

II. DATOS Y MÉTODOS

La tipología de tipos de tiempo se ha establecido con información meteorológica diaria de superficie y de altura de la estación sinóptica de Madrid (Barajas) (vid. Cañada, 2017), aunque para averiguar las causas meteorológicas del periodo de intensa contaminación por PM₁₀ seleccionado se ha recurrido

además a información de las estaciones sinópticas de Cuatro Vientos y Getafe de esos mismos días. Las variables meteorológicas empleadas han sido de superficie: la presión, temperatura máxima y mínima, dirección y velocidad del viento, humedad relativa y cubierta nubosa. Los datos de altura corresponden a la superficie de 850 hPa y han sido: altura a que se encuentran los 850 hPa, temperatura a esa altura, temperatura del punto de rocío y dirección y velocidad del viento. El indicador utilizado para el estudio de episodios de elevada concentración de PM_{10} por m^3 es la media diaria. Al ser reducido el número de estaciones del Ayuntamiento de Madrid que miden partículas (sólo doce), para el modelado de la distribución espacial de la contaminación por PM_{10} en el periodo anómalo seleccionado (entre el 26 y el 29 de junio de 2012), se ha recurrido además a datos de seis estaciones de municipios limítrofes a Madrid, pertenecientes a la red de calidad del aire de la Comunidad de Madrid (figura 1).



Figura 1. Ubicación de las estaciones de medida de contaminación por PM_{10} en Madrid y área limítrofe
Fuente: Elaboración propia

El foco de interés recae en el área urbana poblada (AUP 2015), esto es, la zona donde hay presencia habitual de residentes y que excluye las grandes áreas de uso industrial y de transporte. Su delimitación se realizó a partir del manejo y contraste de información de más de 30 capas cartográficas diferentes procedentes de diversas fuentes (IGN, Ayuntamiento de Madrid, IECM, etc.). Destaca, sobre todo, la labor de interpretación de imágenes aéreas (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea del Instituto Geográfico Nacional) y de cartografía de usos del suelo (Corine Land Cover, CLC2006).

Como cartografía digital básica se ha usado la del Instituto de Estadística de la Comunidad de Madrid (IECM), vigente en 2015, para los distritos municipales y término municipal.

El método para el estudio de los episodios de contaminación por PM_{10} , habitualmente empleado en trabajos de semejantes características, se basa en establecer una diferenciación entre días con contaminación elevada y días con contaminación severa en el periodo que se extiende desde el 1 de enero de 2010 al 31 de diciembre de 2015. Se considera día con alta contaminación aquel en el que la concentración diaria del contaminante está entre 2 y 3 puntuaciones Z sobre el promedio diario de todo el periodo. Si el valor diario es igual o superior a 3 Z el día se considera con contaminación severa (Kalstein y Corrigan, 1986; Kassomenos et al., 2003). El recuento de estos días se ha realizado para cada tipo de tiempo establecido en un trabajo de investigación previo en vías de publicación (Cañada, 2017).

Para realizar una cartografía diacrónica del episodio de elevada contaminación por PM_{10} (26-29 junio de 2012) se ha recurrido a técnicas de interpolación espacial implementadas en la extensión Geostatistical Analyst de ArcGIS 10.2. Las capas resultantes se exportarán a raster con una resolución de 50 m. Por último, se recortarán para ajustarlas a los límites de la zona urbana poblada (AUP 2015), mediante una operación de álgebra de mapas. En el análisis se abordará la secuencia desde un día previo a uno posterior al periodo de alta intensidad de contaminación, para caracterizar su dinámica espacio-temporal en una perspectiva diacrónica.

III. ANÁLISIS DE RESULTADOS

III.1. FRECUENCIA DE LOS EPISODIOS DE ALTA CONTAMINACIÓN Y CONTAMINACIÓN SEVERA POR PM_{10} EN MADRID ENTRE 2010-2015

III.1.1. Episodios de alta contaminación por PM_{10}

Entre el 1 de enero de 2010 y el 31 de diciembre de 2015 se han contabilizado para toda la red un promedio de 45 días con alta polución de PM_{10} , es decir, con valores diarios entre 2 y 3 desviaciones típicas respecto de la media de todo el periodo (Kalstein y Corrigan, 1986; Kassomenos et al., 2003). El examen de la tabla I indica que estos episodios van asociados a tipos de tiempo diferentes (excepto el 1 y 4) y que se pueden desencadenar en varios momentos del año, si bien, hay dos tipos que destacan sobre el resto: el 9 y en menor medida el 6. Corresponden a dos estaciones del año donde la inmisión de partículas es importante, el verano, donde la principal fuente de partículas es el polvo sahariano, y el invierno donde lo son los procesos de combustión, favorecidos por la baja capacidad de dispersión de la atmósfera en esta época (Artiñano et al., 2003). El tipo 9, anticiclónico de verano, es el que presenta la máxima frecuencia, alcanzando una media de 22 días (tabla I). La configuración isobárica que desencadena este tipo de tiempo es una cresta sahariana centrada sobre la Península Ibérica, con su eje en torno a los 5° oeste (Martín Vide y Olcina Cantos, 2001) con un predominio de las altas presiones en altura y bajas presiones térmicas en superficie. Bajo estas condiciones meteorológicas se dificulta la dispersión de contaminantes. A nuestra región llegan masas de aire muy cálidas y secas, procedentes del norte de África que desencadenan polvo en suspensión y calima. Las temperaturas máximas son muy elevadas, alcanzan 32,3 °C de media, aunque las máximas diarias pueden llegar a 40 °C, y las mínimas llegan a 16 °C de media. Se acompañan de vientos del suroeste, tanto en superficie como en altura, velocidades entre 2,8 y 2,73 m/s (brisas suaves según Beaufort), valores exiguos de humedad relativa (22,4%) y mínima cubierta nubosa (2 octas), luego alto valor de insolación. La altura media a la que se alcanza los

850 hPa es de 1546,3 metros, donde la temperatura llega a de 17 °C (Cañada, 2017).

TABLA I
DÍAS DE ALTA CONTAMINACIÓN DE PM₁₀ POR TIPO DE TIEMPO Y ESTACIONES. MADRID, 2010-2015

ESTACIÓN	T. 2	T. 3	T. 5	T. 6	T. 7	T. 8	T. 9	TOTAL
C. Campo	3	3		5	2	3	21	37
C. aminos	3	1	1	14	9	1	18	47
E. Aguirre	3	2	1	9	11	3	34	63
Farolillo	4	3	1	12	6	3	24	53
M. Alvaro	4	2	2	17	12	2	21	60
Moratalaz	4		2	6	3	3	18	36
Castellana	3	1	2	9	1	5	19	40
P. Castilla	4		2	16	4	5	16	47
Sanchinarro	3	1	2		2	4	23	35
Tres Olivos	4	2	2	6	4	3	23	44
U. Embajada	4	2	2	2		3	20	33
Vallecas	5	4	2	6	1	4	23	45
Media	4	2	2	9	5	3	22	45

Fuente: Elaboración propia

Con una frecuencia media de 9 días le sigue el tipo de tiempo 6, anticiclónico de invierno (tabla I). La situación sinóptica de este tipo de tiempo dibuja un centro de altas presiones muy potente sobre el interior de la Península Ibérica que se corresponde con una dorsal en altura. La masa de aire, en origen tropical marítima, experimenta un enfriamiento paulatino en el interior de la Península hasta transformarse en una masa de aire fría y seca. Es un tipo de tiempo con amplias oscilaciones diurnas de temperatura y frecuentes heladas. Presenta las temperaturas mínimas más bajas de todos los tipos de tiempo, la mínima promedio es -0,41°C, debido al enfriamiento del aire en contacto con la superficie fría, por la fuerte irradiación nocturna, favorecida por cielos despejados; temperaturas más altas a 850 hPa (6,3°C de media), siendo, por tanto, frecuentes las inversiones térmicas; ellas impiden los movimientos ascendentes del aire y favorecen el estancamiento de los contaminantes. La temperatura media a 850 hPa es 6,3°C. Los vientos son del suroeste en superficie (0,83 m/s) y del noroeste en altura (1,21 m/s). Su máxima frecuencia se da en los meses de diciembre, enero y febrero. Este tipo de tiempo suele ser muy persistente y durar varios días seguidos (Cañada, 2017).

Los tipos de tiempo 7, 2 y 8, con frecuencias de 5, 4 y 3 días respectivamente (tabla I), corresponden a situaciones anticiclónicas, con características meteorológicas intermedias entre las dos anteriores. El tipo 7 presenta una configuración isobárica semejante al 6, pero con masas de aire más cálidas. La temperatura máxima alcanza un promedio de 23,3°C y la mínima 7,1°C. Vientos del sureste tanto en superficie, como en las capas altas de la atmósfera (0,95 m/s y 0,97 m/s respectivamente). Aire muy seco y escasas nubes (1,8 octas). Es más habitual en los meses de primavera (abril) y otoño (octubre). El tipo 2 agrupa los días con masas de aire polares marítimas que llegan a latitudes muy bajas a través de una gran vaguada atlántica, donde se calientan y envían a la Península vientos húmedos de componente suroeste en superficie (2,65 m/s) y de mayor velocidad (6,36 m/s) en las capas altas de la atmósfera. Sobre el interior de la Meseta hay altas presiones con temperaturas de 13,6°C (máximas medias) y 5,2°C (mínimas medias), un contenido en humedad del 68% y una cubierta nubosa de 7 octas. Este tipo de tiempo predomina principalmente en los meses de enero y diciembre, aunque noviembre también tiene alta frecuencia. El tipo 8 es un tipo de tiempo

con promedios de temperatura máxima de 23,8°C y mínima de 12,5°C, consecuencia de masas de aire tropicales marítimas que llegan a la región con procedencia suroeste a partir de una vaguada atlántica que se corresponde en superficie con una baja presión. La Meseta queda en una situación de altas presiones o de bajas presiones relativas. Los vientos del suroeste soplan desde brisa breve en superficie (4,73 m/s) a brisa moderada a 850 hPa (5,97 m/s). La humedad llega al 42% y la cubierta nubosa es de 5,4 octas. Este tipo de tiempo es representativo de los meses de octubre y septiembre, por un lado, y de abril y mayo por otro (Cañada, 2017).

Los tipos de tiempo 1 y 4 no registran ningún episodio de alta contaminación por PM₁₀ y no se han incluido en la tabla I ni en la figura 2. En el primer caso es un tipo tiempo anticiclónico con presiones no muy elevadas, con brisa leve del suroeste en superficie (5,29 m/s) y brisa moderada a 850 hPa (7,98 m/s) (según la escala Beaufort) y el segundo, es un tipo de tiempo inestable con una masa de aire polar continental procedente del interior de Europa, que llega a nuestra región a través de una vaguada con un eje NE-SW, canalizada por una borrasca ubicada en el mar Ligur. Los vientos son de componente NW en superficie (5,6 m/s) y del NE en altura (7,1 m/s) (brisa moderada en la escala de Beaufort).

El reparto espacial de los días de alta contaminación por partículas (tabla I, figura 2) nos indica que las estaciones que muestran las máximas frecuencias son las de tráfico y de fondo urbano. Las de Escuelas Aguirre y Méndez Álvaro registran 63 y 60 días respectivamente, en todo el período. Seis estaciones presentan entre 40 y 60 días. Por encima de 30 y por debajo de 40 días hay cuatro estaciones, donde además de la estación suburbana de Casa de Campo y de las estaciones urbanas de fondo de Sanchinarro y Urbanización Embajada, hay que mencionar a Moratalaz que es de tráfico. Esta distribución espacial que presentan las partículas en la ciudad se explica por la doble influencia en su formación del polvo arrastrado por el viento y de las emisiones de vehículos y otros medios de combustión (Fernández, 2005).

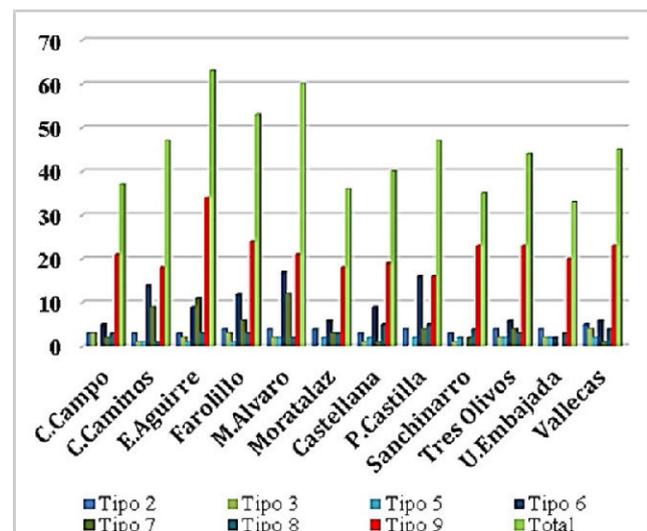


Figura 2. Número de días con alta contaminación de PM₁₀ por tipo de tiempo y estaciones. Madrid, 2010-2015

Fuente: Elaboración propia

III.1.2. Episodios de contaminación severa por PM₁₀

Se considera día con contaminación severa aquel cuyo valor diario es igual o superior a 3 puntuaciones Z (Kalstein y Corrihan, 1986; Kassomenos et al., 2003). El promedio de toda la red

asciende a 26 días en todo el periodo (tabla II). El tipo de tiempo de verano (9) es el que presenta la máxima frecuencia de estos episodios de contaminación severa, de manera bastante destacada sobre el resto. Se han contabilizado 18 días de media. Las masas de aire procedentes del norte de África son las responsables de que se alcancen elevados niveles de inmisión. Le siguen, a bastante distancia, el resto de tipos de tiempo en donde puede aparecer, de manera ocasional, algún día de severa contaminación. Como sucedía con los días de alta contaminación, los tipos de tiempo 1 y 4, tampoco presentan ningún día de contaminación severa y no se han incluido en la tabla II ni en la figura 3. Todas las estaciones de medición presentan valores por encima de 20 días de contaminación severa. El examen de la tabla II y de la figura 3 no permite establecer diferencias claras entre estaciones teniendo en cuenta su ubicación, es decir, si son de tráfico, de fondo urbano o suburbanas. Las que registran la máxima frecuencia son Moratalaz (33 días) y Sanchinarro (32 días) y la que menos Farolillo (20 días).

TABLA II.
DÍAS DE CONTAMINACIÓN SEVERA DE PM₁₀ POR TIPO DE TIEMPO Y ESTACIONES. MADRID, 2010-2015

ESTACIÓN	T. 2	T. 3	T. 5	T. 6	T. 7	T. 8	T. 9	TOTAL
Casa Campo	3	2	3				19	27
C. Caminos	4	2	1	2	1	1	14	25
E. Aguirre	3	2	1	2	2		12	22
Farolillo	2	1	2	4			11	20
M. Álvaro	3	1	1	3			13	21
Moratalaz	4	4	1	1	1		22	33
Castellana		3	1	1	1		17	23
P. Castilla	2	4		4	1	1	15	27
Sanchinarro	2	3	1	1	1		24	32
Tres Olivos	4	2	1	1	1		20	29
U.Embajada	2	3	1				23	29
Vallecas	2	2	2		2		20	28
Media	3	2	1	2	1	1	18	26

Fuente: Elaboración propia

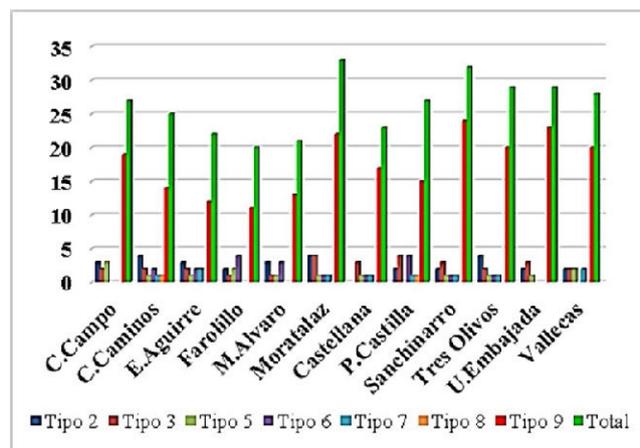


Figura 3. Número de días con contaminación severa de PM₁₀ por tipo de tiempo y estaciones. Madrid, 2010-2015
Fuente: Elaboración propia

III.2. ANÁLISIS DEL EPISODIO DE CONTAMINACIÓN POR PM₁₀ DEL 26 AL 29 DE JUNIO DE 2012

III.2.1. Caracterización sinóptica y variables meteorológicas

Entre los días 26 y 29 de junio de 2012 se produce una invasión de aire sahariano que alcanza nuestra zona de estudio y queda reflejada en los datos registrados en todas las esta-

ciones de Madrid, que duplican y casi triplican el valor diario permitido por la legislación, fijado en 50 µg/m³, como se puede apreciar en la figura 4. No todos los días se pueden clasificar de la misma manera. Así, los días 25 y 30 de junio estarían fuera de lo que se ha denominado episodio de alta contaminación; el día 26 si sería un día de elevada contaminación y el resto de días (27, 28 y 29 de junio) serían días de contaminación severa, pues sus valores superan 3 desviaciones típicas respecto a la media del periodo (2010-2015). Todo el episodio se enmarca dentro del tipo de tiempo 9, anticiclónico característico de la estación estival, y ligado a la influencia de masas de aire tropical marítimo y tropical continental.

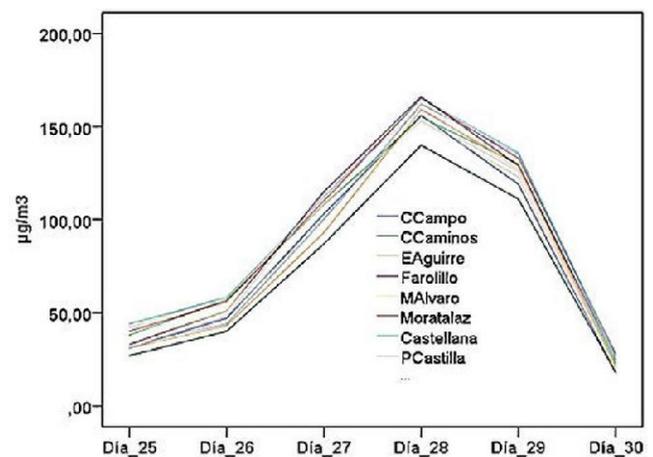


Figura 4. Evolución de la concentración de PM₁₀ en las estaciones de la red de calidad del aire de Madrid, durante el episodio del 26 al 29 de junio de 2012

Fuente: Elaboración propia

Este episodio de alta contaminación va precedido de una ola de calor que se inicia días antes de la irrupción de la masa de aire africana. El día 25, como se puede apreciar en la tabla III, se superan los 38°C de máxima en las tres estaciones sinópticas de Madrid (Barajas, Cuatro Vientos y Getafe) y se alcanzan casi los 40°C al día siguiente, permaneciendo el resto de los días entre 37 y 39°C. Las temperaturas mínimas superan los 20°C todos los días (noches tropicales) excepto el día 30, cuando se aproxima una masa de aire más fresca procedente del Atlántico. El viento de componente sur, que es el que arrastra el polvo en suspensión, no empieza a llegar hasta el 26 y continúa durante los días 27, 28 y 29 con dirección SSW, aunque la máxima concentración de partículas se produce el día 28, cuando las temperaturas ya no son tan elevadas como la de los dos días precedentes.

La situación sinóptica está caracterizada por bajas presiones relativas en superficie ligadas al calentamiento del aire superficial y por una cresta anticiclónica a 850 hPa, que favorece la advección de masas de aire cálido y seco hacia la Península durante los días 26 al 29 (véase figura 5). Existe una subsidencia generalizada que propicia el calentamiento adiabático adicional y valores elevados de radiación solar. En la secuencia de mapas de la figura 5 se aprecia que el día 25 una lengua de aire cálido alcanza el suroeste de la Península Ibérica donde la temperatura a 1560 m, es de 25°C. De manera progresiva se va extendiendo hacia el interior y hacia el norte los días 26 y 27. El 28 se desplaza hacia el sureste de la Península y poco a poco se sitúa en el Mediterráneo al oeste de las Islas Baleares, dejando paso, el día 30, a otra masa de aire más fresca de procedencia atlántica, que produce una bajada de las temperaturas, tanto diurnas como nocturnas (véase tabla III y figura 5). La Agencia Espacial de Meteorología (AEMET, 2012) señala el

mes de junio de 2012 como el mes más cálido desde 1960, por detrás de 2003, 2004 y 2005. Las temperaturas mensuales superaron en más de 3°C el valor medio normal en la mayor parte de las zonas incluidas en la mitad suroriental peninsular.

TABLA III
CARACTERÍSTICAS METEOROLÓGICAS DE LOS DÍAS 25 AL 30 DE JUNIO DE 2012 EN OBSERVATORIOS DE MADRID

DÍAS	ESTACIÓN	T. MÁX.	T. MÍN.	HR %	DIRECCIÓN VIENTO	VELOCIDAD KM/H
25	Barajas	38,5	21,8	22,5	N	10
	Cuatro Vientos	38	22,8	30,6	NNE	1,9
	Getafe	38,2	23,4	32,6	NNE	6,3
26	Barajas	39,9	22,3	21,9	N	8,3
	Cuatro Vientos	39,8	24,4	27,6	S	8,6
	Getafe	39,6	23,6	32	S	6,3
27	Barajas	37,9	22,2	20,1	SSW	11,5
	Cuatro Vientos	38,2	25	26,6	SW	11,7
	Getafe	39,2	25,4	31,2	SSW	11,5
28	Barajas	37,2	23,2	19,8	SW	20,3
	Cuatro Vientos	37,2	23,9	27	SW	21
	Getafe	38	23,8	34	SW	27,1
29	Barajas	34	20,9	24,1	SW	20,3
	Cuatro Vientos	33,5	20	33,3	SW	20,4
	Getafe	34,4	20,4	39,8	WSW	21,8
30	Barajas	29,2	18	27,2	SW	17,8
	Cuatro Vientos	28,2	16	34,3	WSW	19,1
	Getafe	29	16,8	42,4	W	19,3

Fuente: Elaboración propia

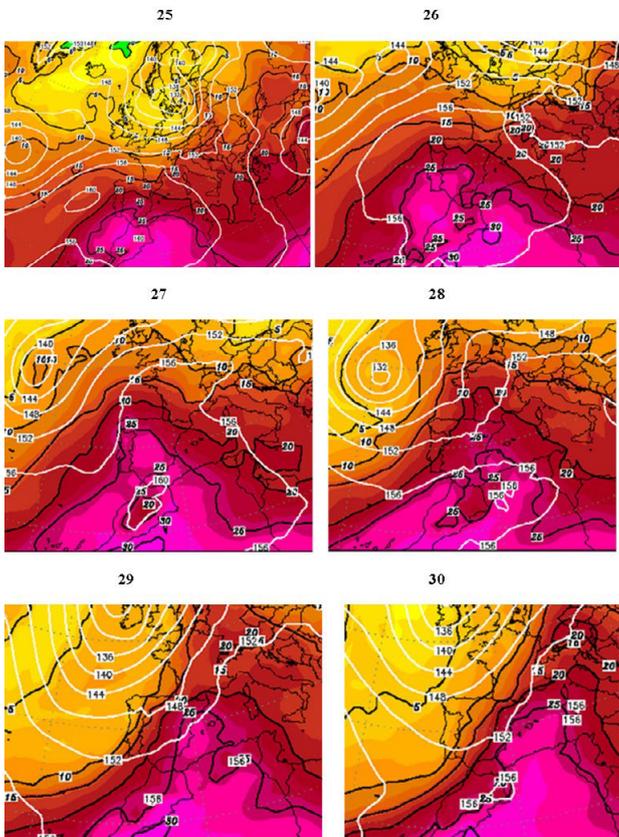


Figura 5. Altura geopotencial (Dm) y temperatura (°C) a 850 hPa durante los días 25-30 de junio de 2012
Fuente: www.wetterzentrale.de

III.2.2. Modelado de la distribución espacial de PM₁₀ durante el episodio del 26 al 30 de junio del 2012

Para disponer de datos de contaminación en todo el espacio urbano se ha interpolado con el método media ponderada por el inverso de la distancia (IDW, inverse distance weighting). Se descartó el método Kriging porque producía excesivo suavizado, aumentando la distancia media entre valores medios observados y estimados. Detalles del proceso de cálculo se pueden consultar en Cañada et al. (2014)

Los parámetros utilizados en la interpolación han variado según los días. Los únicos que han permanecido constantes son, el número de vecinos, que ha variado entre un máximo de 5 y un mínimo de 2, y el número de sectores en que se ha dividido la elipse, que han sido cuatro de 45°. Al considerar que existe influencia direccional en los datos, la forma de búsqueda de vecindad ha sido una elipse, cuyos ejes mayor y menor también varían según los días. El eje mayor ha oscilado entre 9500 m y 8000 m; el eje menor entre 8000 m y 4000 m. Igualmente ha variado el ángulo hacia donde apunta el eje mayor de la elipse, que oscila entre 36° y 40°, aunque para el día 30 se ha utilizado 325° porque resultaba más ajustado a la realidad geográfica que cualquier otra opción (Tabla IV).

La bondad de ajuste permite constatar que a medida que los valores de contaminación aumentan también lo hace el error cuadrático medio (root mean square) y la media de los errores. El día 28 de junio se alcanzan valores de PM₁₀ superiores a 150 µg/m³ en todas las estaciones, dando como resultado un RMS muy elevado si lo comparamos con el obtenido para el día 30 donde la contaminación es inferior a 30µg/m³ (tabla IV).

TABLA IV
PARÁMETROS UTILIZADOS Y BONDAD DE AJUSTE DEL MÉTODO DE INTERPOLACIÓN IDW

MODELO	PARÁMETROS	PERIODO 26-30 DE JUNIO DE 2012				
		DÍA 26	DÍA 27	DÍA 28	DÍA 29	DÍA 30
IDW anisotrópico	Nº vecinos	5/2	5/2	5/2	5/2	5/2
	Valor p	2,4	1,9	1,8	1,5	2
	Vecindad de búsqueda	Elipse 4 partes, 45°, 8000/7500	Elipse 4 partes, 45°, 8000/4000	Elipse 4 partes, 45°, 9000/4500	Elipse 4 partes, 45°, 9500/4000	Elipse 4 partes, 45°, 9000/8000
	Ángulo	37	36	36	40	325
	Bondad de ajuste	Media errores (mean error)	3,26	4,44	7,06	5,48
	Error cuadrático medio (RMS)	6,77	14,06	24,26	20,09	4,43

Fuente: Elaboración propia

Si cotejamos los estadísticos descriptivos de los datos observados de contaminación con los estimados por el modelo de interpolación se percibe que el ajuste es muy bueno (tabla V). Los valores máximos coinciden plenamente, si bien en los mínimos se produce una cierta diferencia que se explica porque al recortar la capa interpolada por la AUP, las estaciones limítrofes al municipio de Madrid, que registran cifras más bajas, son excluidas. Este hecho también se refleja en unos mayores valores medios, sin embargo, la desviación típica es menor.

TABLA V
ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS DE PM₁₀ DE DATOS OBSERVADOS Y ESTIMADOS

DÍAS	VALORES	MÁX.	MÍN.	MEDÍA	DES. TÍPICA
26	Obs.	59	27	46	8,85
	Estima.	58,99	35,52	49,47	4,5
27	Obs.	115	66	96,29	16,21
	Estima.	114,99	74	102,62	7,55
28	Obs.	166	88	142,94	25,19
	Estima.	165,99	109,52	152,56	9,2
29	Obs.	136	64	111,67	23,12
	Estima.	135,99	83,61	121,08	9,55
30	Obs.	28	15	21,67	3,68
	Estima.	27,99	17,01	22,44	1,69

Fuente: Elaboración propia

III.2.3. Análisis del patrón espacial de PM₁₀ durante los días 26 a 30 de junio de 2012

Como resultado del modelado de la concentración media diaria de PM₁₀ se han obtenido cinco mapas en los cuales la distribución espacial del contaminante varía de un día a otro en función de cómo ha ido aumentando la concentración de partículas a la atmósfera, lo que ha motivado que la construcción de los intervalos se haya realizado con una amplitud diferente según los días.

El mapa del día 26 de junio muestra un patrón espacial con una clara diferenciación entre una zona con colores verdes, donde la inmisión de PM₁₀ es inferior a 50 µg/m³ y otra zona con colores rosáceos donde se supera ese valor límite de protección a la salud humana fijado por la legislación europea y española (figura 6). La superficie de ésta última representa el 47,2% de la AUP, donde se puede establecer una distinción entre una zona central, en torno a los distritos de Tetúan, Chamberí, Salamanca y Centro, con valores que fluctúan entre 55 µg/m³ y 58,99 µg/m³ y una corona en torno a este sector central que se prolongan por el sureste (Moratalaz) y por el sur-suroeste (Arganzuela, Usera y Carabanchel), con cifras entre 50 y 55 µg/m³. La superficie por debajo de 50 µg/m³ alcanza el 52,8% y se extiende por las zonas periféricas de la AUP, principalmente por Fuencarral-El Pardo al norte, por Hortaleza y Barajas al noreste, Villaverde y Vallecas al sur-sureste y Aravaca-Moncloa al oeste. Este día comienza la llegada de la masa de aire sahariano con viento de componente sur que arrastra partículas de polvo hasta la región, a las que hay que sumar las partículas procedentes del tráfico que de manera habitual predominan donde hay mucha circulación de vehículos.

El día 27 de junio aumenta la concentración de PM₁₀ en la atmósfera, arrastradas por vientos de mayor velocidad y procedencia SSW. Todo el espacio urbano poblado (AUP) incumple el límite legal. El 80,6% de la AUP tiene valores medios diarios entre 95 µg/m³ y 115 µg/m³ y el 19,4% entre 74 y 95 µg/m³. Se trata de un día de contaminación severa con unos máximos que se sitúan en los distritos centrales y se prolongan hacia el sur y sureste, para después disminuir de manera generalizada hacia la periferia de la ciudad en todas direcciones (figura 7).

En el día 28 (figura 8) la inmisión de PM₁₀ empeora, alcanzándose los máximos valores de todo este periodo de severa contaminación. El 72,4% de la AUP registra valores por encima de 150 µg/m³ y otro 23,6% entre 130 y 150 µg/m³. Aunque la masa de aire cálido procedente del norte de África se desplaza hacia el este, siguen llegando vientos de componente SSW a nuestra región que traen partículas en suspensión. Además, la subsidencia anticiclónica en las capas altas de la atmósfera

impide la dispersión de las partículas y favorece su persistencia en el aire.

En el día 29 se produce ya una disminución en las concentraciones atmosféricas de PM₁₀ respecto al día anterior, aunque siguen siendo elevadas, y se incumple la normativa en todo el espacio urbano. El 67,7% de la AUP con valores entre 120 y 136 µg/m³ ocupa una gran mancha central de color rojo oscuro y desde ahí los valores disminuyen hacia la periferia, reflejados en unos tonos rojos cada vez más claros (figura 9).

El día 30 hay un cambio atmosférico radical, consecuencia de un tipo de tiempo diferente. La masa cálida de aire africano se ha desplazado al Mediterráneo y llega a nuestra región otra masa de aire atlántico sin partículas, con vientos más húmedos y más frescos que producen una bajada generalizada de las temperaturas (figura 10). Las máximas no superan los 30°C y las mínimas bajan de 20°C (tabla III).

Los colores rojos de los mapas de los tres días anteriores son sustituidos por colores verdes que indican que en toda el área urbana poblada la concentración media diaria está por debajo de 50 µg/m³, valor límite diario para la protección de la salud humana establecido por la directiva europea y española, incluso no se superan los 30 µg/m³. La superficie con cifras más elevadas, entre 24,5 y 27,99 µg/m³, representa el 9%. Comprende un espacio que se extiende desde Plaza Castilla por el Paseo de la Castellana hasta Chamberí; Moratalaz y una pequeña área en torno a Sanchinarro y Farolillo. El 91% de la AUP registra valores entre 17 y 24,5 µg/m³. Este patrón refleja la situación normal de distribución de PM₁₀, es decir cifras más altas donde hay más tráfico y menores valores en zonas periféricas como Casa de Campo o Fuencarral.

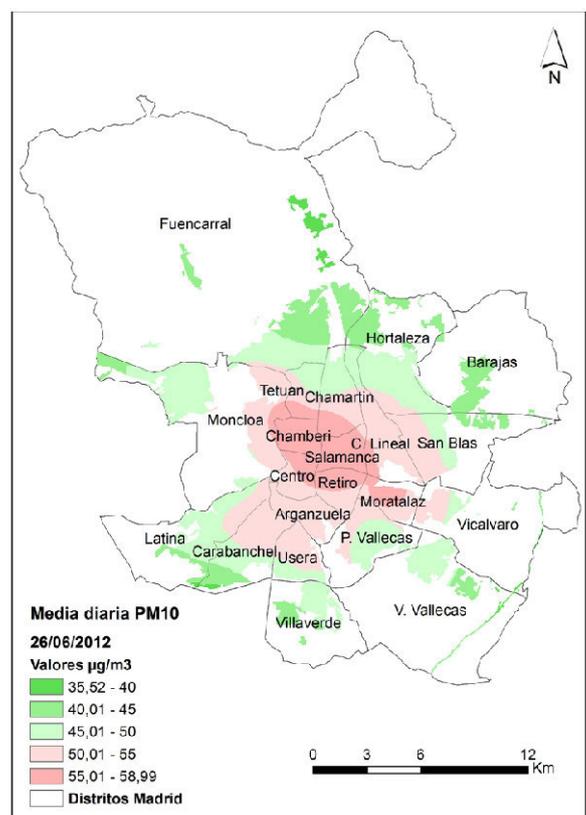


Figura 6. Distribución espacial de PM₁₀ el 26 de junio de 2012
Fuente: Elaboración propia

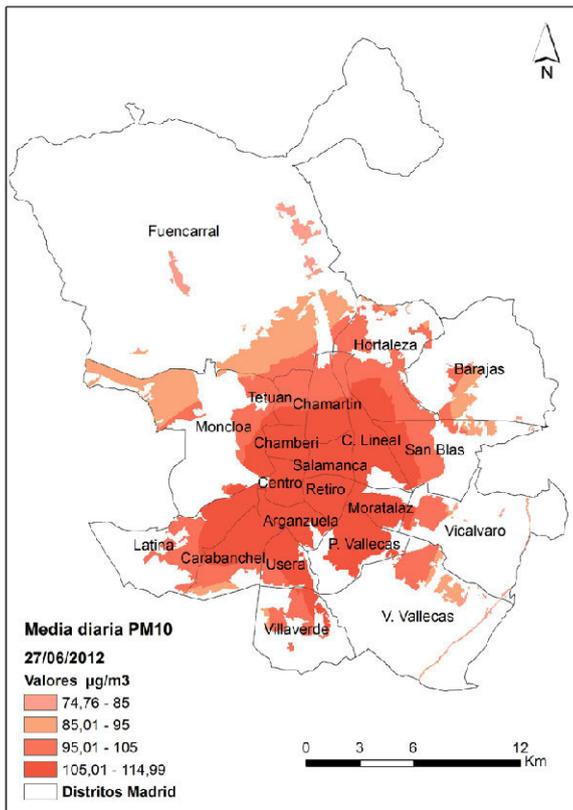


Figura 7. Distribución espacial de PM10 el 27 de junio de 2012
Fuente: Elaboración propia

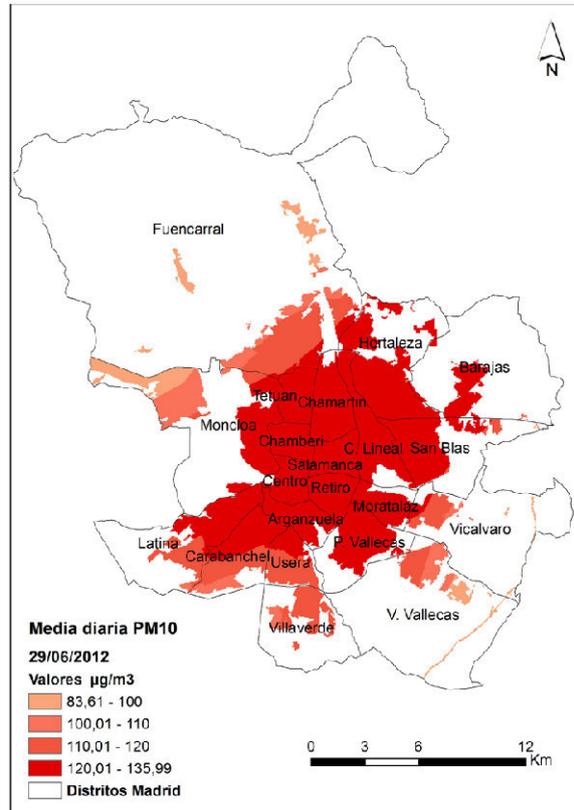


Figura 9. Distribución espacial de PM10 el 29 de junio de 2012
Fuente: Elaboración propia

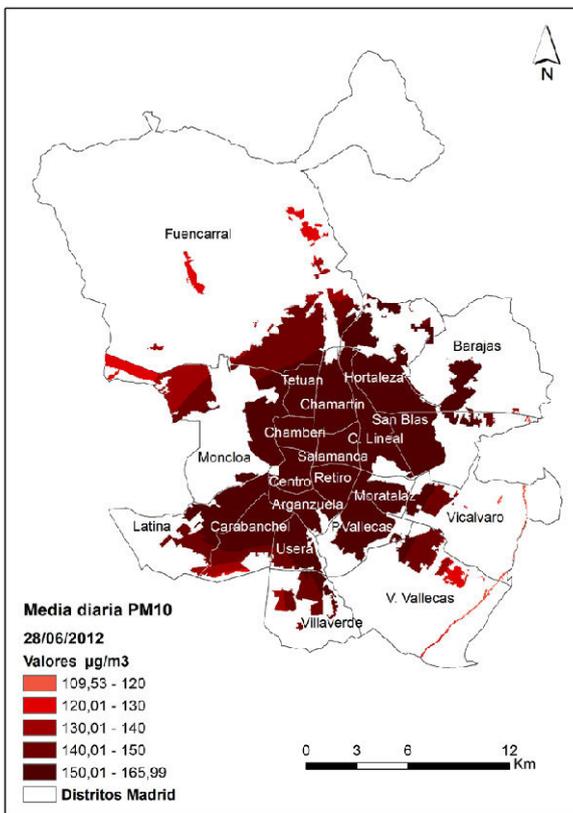


Figura 8. Distribución espacial de PM10 el 28 de junio de 2012
Fuente: Elaboración propia

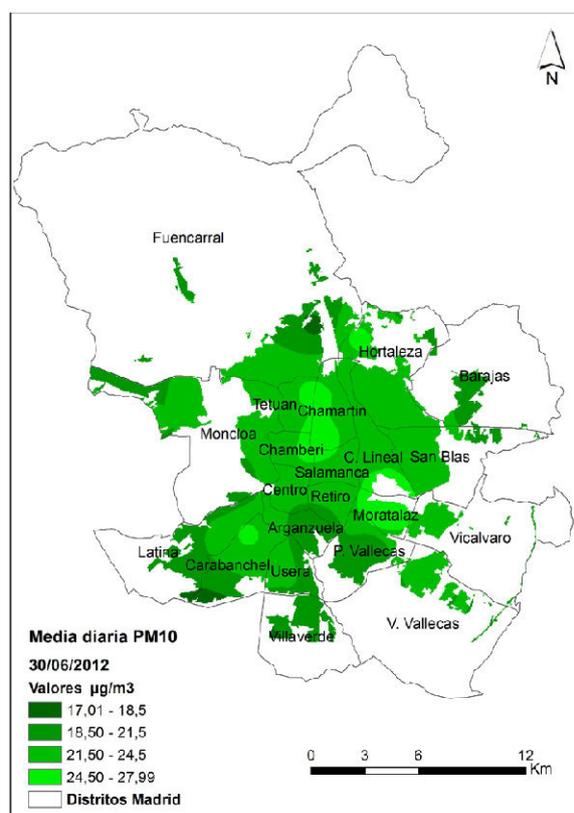


Figura 10. Distribución espacial de PM10 el 30 de junio de 2012
Fuente: Elaboración propia

IV. CONCLUSIONES

Por la fuerte concentración humana en las ciudades, el deterioro que su medio ambiente exhibe y los intensos impactos que se están constatando en muchas de ellas, la calidad del aire urbano está siendo objeto de atención preferente gubernativa, social y científicamente.

Es bien conocido que la dinámica atmosférica constituye un condicionante principal de los niveles de contaminación del aire y ello se ha evidenciado en estudios realizados a escalas medias (Rodríguez et al., 2002; Querol et al., 2003) o considerando episodios singulares en ciertas ciudades (e.g. Remoundaki et al. 2011; Viana et al., 2005). Nuestro estudio se inserta en ese frente de indagación, aunque presenta dos diferencias novedosas respecto a otros.

En primer lugar, parte y se sustenta en un plan sistemático que ha buscado establecer una tipología de tipos de tiempo en la ciudad de Madrid, durante el período 2010-2015, para determinar luego los rasgos generales de polución aérea que presentaba cada uno de ellos. Tal fue el resultado de un trabajo anterior (Cañada, 2017). En la presente contribución se ha pretendido avanzar un paso más, definiendo primero los periodos de intensa y extrema contaminación por partículas (PM₁₀) en la ciudad de Madrid durante dicho sexenio y su relación con el tipo de tiempo dominante durante los mismos, lo que permite identificar los escenarios atmosféricos singularmente críticos. De acuerdo con ello, se ha analizado la frecuencia con la que aparecen días de alta y severa contaminación por PM₁₀ en los distintos tipos de tiempo. Ello ha desvelado como especialmente proclives a alta polución los tipos de tiempo 9 (anticiclónico de verano) y 6 (anticiclónico de invierno) y a severa el tipo de tiempo 9 ya mencionado. Este hallazgo, en combinación con las previsiones de tiempo a corto plazo, posibilitaría orientar acciones preventivas generales que paliasen situaciones graves en la ciudad.

En segundo lugar, se ha estudiado un episodio, bien definido temporalmente, que resulta representativo de un tipo de tiempo que acarrea niveles severos de concentración por partículas en el aire urbano. El recurso a técnicas de interpolación espacial ha permitido desvelar la secuencia temporal de las PM₁₀ en las distintas zonas de la ciudad de Madrid durante varios días, lo que proporciona una apreciación de dónde y con qué intensidad se sufre esa atmósfera adversa.

El esfuerzo realizado en esas dos direcciones complementarias y significativas representa utilidades potenciales en dos direcciones: primero, aporta bases para plantear acciones preferentes y más intensas en aquellos ámbitos donde los niveles de polución se han mostrado más graves; y segundo, abre vías tanto para ulteriores análisis más refinados sobre impactos en la salud humana, como para aflorar desigualdades entre grupos de población y, por ende, medir discriminaciones lesivas desde el principio de justicia ambiental. Estas serán líneas en las que se espera continuar ampliando la indagación en el próximo futuro.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto de investigación "Polución del aire, poblaciones vulnerables y salud: análisis de injusticias ambientales basados en geotecnologías" (Ref. CSO2014-55535-R), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España. Se agradece la ayuda de Heizer González Lorenzo, Ana Mellado San Gabino y Pedro Martínez Suárez en el tratamiento de datos y preparación de resultados.

REFERENCIAS

- AEMET (2012). Informe mensual climatológico junio 2012. Área de climatología y aplicaciones operativas, 10 pp.
- Alonso, E., Martínez, T., Cambra, K., López, L., Boldo, E., Zorrilla, B., Daponte, A., Aguilera, I., Toro, S., Iñiguez, C., Balles-ter, F., García, F., Plasencia, A., Artazcoz, L. y Medina, S. (2005). Evaluación en cinco ciudades españolas del impacto en salud de la contaminación atmosférica por partículas. Proyecto europeo Apheis. Rev. Esp. Salud Pública, 79, pp. 297-308.
- Artiñano, B., Salvador, P., Alonso, D.G., Querol, X., Alastuey, A. (2003). Anthropogenic and natural influence on the PM₁₀ and PM_{2.5} aerosol in Madrid (Spain). Analysis of high concentration episodes. Environmental Pollution, 125, 3, 453-465.
- Cañada Torrecilla, M.R., Moreno Jiménez, A. y González Lorenzo, H. (2014). Modelado de la calidad del aire urbano. Un experimento metodológico con técnicas de interpolación espacial. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, nº 65, 317-342.
- Cañada Torrecilla, M.R. (2017). Clasificación de tipos de tiempo y su influencia en las concentraciones de dióxido de nitrógeno, material particulado (PM₁₀) y ozono en la ciudad de Madrid, España. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, nº 75 (aceptado para su publicación).
- Fernández García, F. (2005). Contaminación atmosférica y calidad del aire en Madrid: análisis de las concentraciones de SO₂, CO, NO₂, ozono y PM₁₀ (1980-2003). Estudios Geográficos, vol.56, nº 259, 507-532.
- Grigoropoulos, K.N., Nastos, P.T. y Ferentinos, G. (2009). Spatial distribution of PM₁₀ and PM₁₀ during Saharan dust episodes in Athens, Greece. Advances in Science and Research, 3, 59-62.
- Gurjar, B.R., Molina, L.T. y Ojha, C.S.P. (Eds.) (2010). Air pollution. Health and environmental impacts. New York, CRS Press. Taylor and Francis Group, 518 pp.
- Kalstein, L.S. y Corrigan, P. (1986). A synoptic climatological approach for geographical analysis: assessment of sulfur dioxide concentrations. Annals of the Association of American Geographers, 76 (3), pp. 381-395.
- Martín Vide, J. y Olcina Cantos, J. (2001). Climas y tiempos de España. Madrid, Alianza Editorial, 258 pp.
- Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T., Viana, M.M., Castillo, S., Pey, J., Rodríguez, S., Cristóbal, A., Jiménez, S., Pallarés, M., de la Rosa, J., Artiñano, B., Salvador, P., Sánchez, M., García, S., Herce, M.D., Fernández-Patier, R., Moreno-Grau, S., Negral, L., Minguillón, M.C., Monfort, E., Sanz, M. J., Palomo-Marín, R., Pinilla Gill, E. y Cuevas, E. (2006). Material particulado en España: niveles, composición y contribución de fuentes. Madrid CSIC y Ministerio de Medio Ambiente, 41 pp.
- Querol, X., Alastuey, A., Rodríguez, S., Viana, M.M., Artiñano, B., Salvador, P., Mantilla, E., Santos, S.G.D., Patier, R.F., Rosa, J.D.L., Campa, A.S.D.L., Menedez, M. (2003). Estudio y evaluación de la contaminación atmosférica por material particulado en España: Informes finales. IJA-CSIC, ISCIII, CIEMAT, Universidad de Huelva, Universidad del País Vasco.
- Remoundaki, E., Bourliva, A., Kokkalis, P., Mamouri, R.E., Papayannis, A., Grigoratos, T., Samara, C. y Tsezos, M. (2011). PM₁₀ composition during an intense Saharan dust transport event over Athens (Greece). Science of the Total Environment, 409, 20, 4361-4372.
- Rodríguez, S., Querol, X., Alastuey, A., Plana, F. (2002). Sources and processes affecting levels and composition of atmospheric aerosol in the Western Mediterranean. Journal of Geophysical Research, 107 (D24), 4777.
- Salvador, P., Artiñano, B., Alonso, D.G., Querol, X. and Alastuey, A. (2004). Identification and characterisation of sources of PM₁₀ in Madrid (Spain) by statistical methods. Atmospheric Environment, 38, 3, 435-447.
- Salvador, P., Artiñano, B., Querol, X. and Alastuey, A. (2008). A combined analysis of backward trajectories and aerosol chemistry to characterise long-range transport episodes of particulate matter: The Madrid air basin, a case study. Science of the Total Environment, 495-506.
- Viana, M., Pérez, C., Querol, X., Alastuey, A., Nickovic, S. y Baldasano, J.M. (2005). Spatial and temporal variability of PM levels and composition in a complex summer atmospheric scenario in Barcelona (NE Spain). Atmospheric Environment, 39, 5343-5361.

Optimización de una red de monitoreo de precipitación usando modelos Geoestadísticos: caso de estudio en la cuenca del río Paute, Ecuador

Contreras Juan^{1,2}, Ballari Daniela^{1,2,3}, Samaniego Esteban^{1,2}

1 Facultad de Ingeniería/Universidad de Cuenca
Avenida 12 de Abril s/n, 10150
Cuenca/Azuay/Ecuador
juanjosecs91@gmail.com

2 Departamento de Recursos Hídricos y Ciencias Ambientales/ Universidad de Cuenca
Víctor Manuel Albornoz y los Cerezos/Azuay/Ecuador
esteban.samaniego@ucuenca.edu.ec

3 IERSE/Facultad de Ciencia y Tecnología/Universidad del Azuay
Avenida 24 de Mayo 7-77 y Hernán Malo, 10150 Cuenca /Azuay/Ecuador
dballari@uazuay.edu.ec

RESUMEN

En regiones de montaña como los Andes, la densidad de la red de pluviómetros es pobre y a menudo dispersa. Por lo tanto, es incapaz de proporcionar una adecuada estimación de la precipitación, por lo que la densificación de estas redes constituye un tema de gran relevancia para una adecuada gestión ambiental y de los recursos hídricos. El presente estudio tiene como objetivo identificar el diseño óptimo para extender la red de pluviómetros existente en una cuenca de montaña en el sur del Ecuador (Cuenca del Río Paute) mediante el uso de modelos geoestadísticos. Imágenes satelitales de precipitación TRMM 3B43 e imágenes MODIS de distintas variables atmosféricas, así como variables topográficas derivadas de un Modelo Digital de Elevación (DEM), fueron utilizadas como información auxiliar para definir distintos modelos de regresión para la optimización de la red por medio de Kriging Universal (KU). Con el mejor modelo de regresión la red fue densificada, reduciendo la Varianza Media de Kriging Universal (VMKU) como función objetivo por medio del algoritmo de optimización Spatial Simulated Annealing (SSA). Con el propósito de comparar los resultados, Kriging Ordinario (KO) también fue utilizado. La red fue densificada sobre 63 puntos (42 añadidos). Con KU se obtuvo una varianza media 18% menor a KO. La varianza entre la red actual y propuesta se redujo en un 55% y un 64% con KO y KU, respectivamente. La red de diseño obtenida en el estudio permite captar adecuadamente la variabilidad espacial de la precipitación en relación a la red actual y puede ser usada como guía para la densificación paulatina de estas redes en la región.

Palabras clave: **Red de pluviómetros, modelos geoestadísticos, kriging universal, imágenes satelitales, Spatial Simulated Annealing.**

ABSTRACT

In mountain regions like the Andes, the density of the rain gauge network is poor and often dispersed. This situation affects the ability to provide an adequate estimation of precipitation. Therefore, the densification of these networks is an issue of great relevance for an adequate management of environment and water resources. The present study aims to identify the optimal design to extend the existing rain gauge network in a mountain basin of southern Ecuador (Paute River basin) through the use of geostatistical models. Precipitation satellite images TRMM 3B43 and MODIS images of different atmospheric variables,

as well as topographic variables derived from a Digital Elevation Model (DEM), were used as auxiliary information to define different regression models for network optimization using Universal Kriging (KU). With the best regression model the network was densified, reducing the Mean Universal Kriging Variance (VMKU) as an objective function by means of the Spatial Simulated Annealing (SSA) optimization algorithm. In order to compare the results, Ordinary Kriging (KO) was also used. The network was densified over 63 points (42 added). With KU a mean variance 18% lower than KO was found. The variance between the current and proposed network was reduced by 55% and 64% with KO and KU, respectively. The design network obtained in the study allows to adequately capture the spatial variability of precipitation in relation to the current network and can be used as a guide for the gradual densification of these networks in the region.

Keywords: Rain gauge network, geostatistical models, universal kriging, satellite images, Spatial Simulated Annealing.

I. INTRODUCCIÓN

La precipitación es el componente más importante del ciclo hidrológico y tiene un papel fundamental en diferentes actividades socioeconómicas. Por lo tanto, un conocimiento exacto de la variabilidad espacial y temporal de la precipitación es esencial para muchos campos científicos y de gestión como la hidrología, meteorología, ecología, modelación climática, planificación de riego, control y prevención de inundaciones y la gestión de los recursos hídricos (Celleri et al., 2007; Padrón et al., 2015; Shaghaghian & Abedini, 2013; Tapiador et al., 2012).

Para capturar y cuantificar la variabilidad espacial y temporal de la precipitación, pluviómetros son comúnmente instalados en un área determinada o una cuenca (Adhikary et al., 2014). Estas mediciones son posteriormente extrapoladas para obtener estimaciones promedio de la precipitación sobre un área. A pesar de los adelantos en la teledetección remota por medio de imágenes satelitales y radares meteorológicos para capturar la variabilidad de la precipitación, los pluviómetros siguen siendo la fuente más precisa de información (Michaelides et al., 2009; Tapiador et al., 2012). En regiones de montaña como los Andes, la densidad de estas redes es pobre y a menudo dispersa y, por lo tanto, incapaz de proporcionar una adecuada estimación de la precipitación. Estas estimaciones sólo mejorarán si, con el tiempo, se aumenta la densidad de la red de pluviómetros (Celleri et al., 2007; Ochoa et al., 2014). Por esto, especial atención es requerida en el diseño y densificación de estas redes.

Uno de los métodos más utilizados en el diseño y optimización de redes de pluviómetros es el método de reducción de la varianza por medio de técnicas de Kriging (Cheng et al., 2008). La principal ventaja de kriging sobre los métodos de interpolación más sencillos es que las características escasamente muestreadas de la variable objetivo pueden ser complementadas por atributos secundarios que son muestreados más densamente (Goovaerts, 2000). El creciente interés por las herramientas geoestadísticas se basa en la disponibilidad de datos secundarios o auxiliares (ej. medidas indirectas de sensores remotos) que podrían utilizarse para producir modelos espaciales/temporales fiables de diversas variables ambientales (Hengl et al., 2012).

La mayoría de estudios de diseño y optimización de redes de precipitación se han enfocado en el uso de Kriging Ordinario (ej.: Adhikary et al., 2014; Chebbi et al., 2013; Chebbi et al., 2011; Feki et al., 2016; Pardo-Igúzquiza 1998); sin embargo, pocos estudios que utilicen métodos con variables auxiliares han sido reportados. Por ejemplo, Feki and Slimani (2015) compararon tres algoritmos geoestadísticos diferentes, como kriging con deriva externa, kriging de regresión y cokriging, que integran la elevación como variable secundaria con el objetivo de encontrar procedimientos eficientes para la optimización de la

red de precipitación. Ellos encontraron que el kriging de regresión fue el mejor modelo. Por otra parte Ge et al. (2014) diseñaron una red de monitoreo ecohidrológico mediante un muestreo multicriterio con el uso de cokriging universal. Ellos diseñaron la red para el monitoreo simultáneo de la precipitación, temperatura y humedad del suelo definiendo variogramas para cada variable mediante información satelital y variables auxiliares derivadas de un modelo digital de elevación. Encontraron que, comparado con un diseño de muestreo que no tiene en cuenta la correlación multivariada y la tendencia espacial, el método de muestreo utilizado redujo la varianza del error de predicción y fue eficiente en capturar la variación espacial de las variables objetivo.

En regiones poco monitoreadas como los Andes en Ecuador, conocer la estructura espacial de la precipitación por medio de mediciones in-situ es muy difícil debido a la poca densidad de pluviómetros y a una distribución dispersa de los mismos. La incorporación de variables auxiliares o explicativas con una cobertura espacial continua relacionadas con la precipitación sin duda es una alternativa fiable para un diseño más preciso de estas redes. Campozaño et al. (2016) ha reportado la gran utilidad de imágenes satelitales de nubosidad para identificar procesos de generación y el estudio espacio-temporal de la precipitación en terrenos complejos, como los Andes. Hasta el momento no existen estudios relacionados que utilicen información auxiliar a partir de productos satelitales de variables atmosféricas en la optimización de redes de precipitación. De esta manera, el objetivo de este estudio es densificar la red de precipitación existente en una cuenca Andina en el sur del Ecuador, la Cuenca del río Paute, mediante el uso de información auxiliar de variables atmosféricas además de variables topográficas y geográficas relacionadas con la variabilidad de la precipitación por medio de Kriging Universal. Con el propósito de comparar y resaltar la ventaja de utilizar variables auxiliares en la densificación de la red, Kriging Ordinario fue utilizado.

II. MÉTODO

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio es la cuenca del río Paute (Figura 1). La cuenca del Paute está ubicada entre la cordillera oriental y occidental de los Andes en Ecuador y tiene un área de 6.481 km². Su rango de elevación varía de 442 a 4.415 m.s.n.m. y alrededor del 40% de la cuenca está cubierta por páramo. El patrón climático en la región de estudio está influenciado por el régimen costero del Pacífico desde el oeste, y las masas de aire del Atlántico continental y tropical del este (Vuille et al., 2000). La cuenca se caracteriza por una alta variación espacial y temporal de la precipitación que puede clasificarse en tres regímenes pluviales, subregiones con un patrón de precipitación

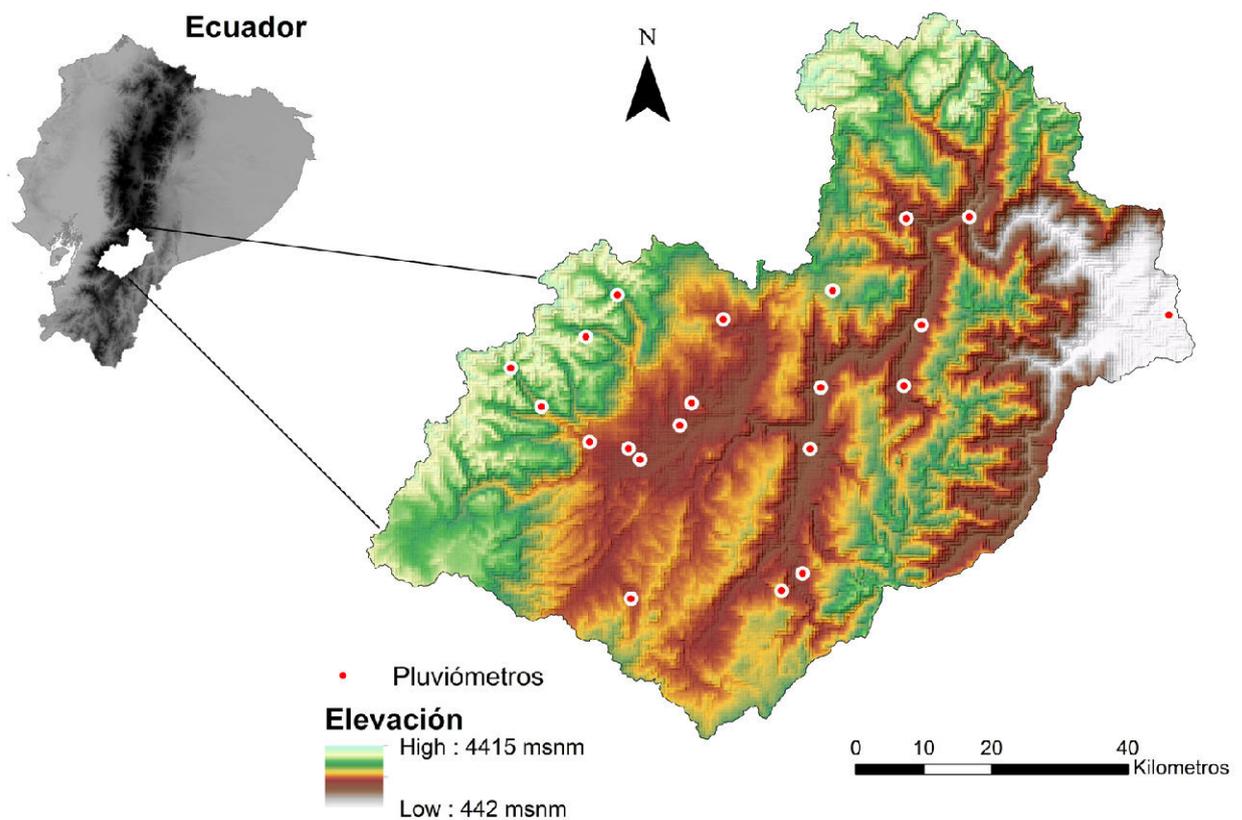


Figura 1. Ubicación del área de estudio y de la red de monitoreo de precipitación del INAMHI.

uni-, bi- y trimodal (Campozano et al., 2016; Celleri et al., 2007). La cuenca del río Paute alimenta varias centrales hidroeléctricas, Amaluza (1075 MW), El Labrado y Chanlud (38,4MW), Mazar (162,6 MW) y Sopladora (500 MW), generando alrededor del 40% de la producción hidroeléctrica del Ecuador. Además, varias ciudades de la región dependen directamente de los diversos servicios ecohidrológicos de la cuenca.

La Cuenca del Río Paute es una de las cuencas más monitoreadas de Ecuador debido a su importancia en la producción de energía hidroeléctrica. Actualmente, varias instituciones públicas a nivel nacional y local entre ellas principalmente el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI) y la Empresa de Telecomunicaciones Agua Potable y Alcantarillado de la ciudad de Cuenca (ETAPA EP) cuentan con redes de monitoreo de precipitación en la región. Estas redes, sin embargo, se encuentran dispersas de manera desigual por todo el territorio por lo que no existe una representación completa de la precipitación en toda la cuenca.

Para este estudio, la densificación de la red de monitoreo se realizó tomando en cuenta la red de pluviómetros existentes del INAMHI (Figura 1) debido a que es la red más extensa y de mayor antigüedad de la región, contando con 21 pluviómetros en la cuenca.

DATOS

Datos satelitales de precipitación

Debido a que el número de pluviómetros en la región es limitado, no es posible obtener una representación completa de la variabilidad espacial de la precipitación, por lo que los datos de precipitación obtenidos de imágenes satelitales con una cobertura espacial y temporal continua fueron utilizados. Los

datos de precipitación fueron obtenidos de la de la Misión de Observación de Precipitación Tropical (Tropical Rainfall Measuring Mission - TRMM), un proyecto conjunto lanzado por la NASA y la agencia espacial Japonesa JAXA diseñado para el monitoreo y estudio de la precipitación en zonas tropicales (1997-2015). TRMM estuvo compuesto por varios instrumentos de medición de precipitación, tales como el Radar de Lluvia (PR), el Generador de Imágenes por Microondas TRMM (TMI) y el Escáner de Radiación Visible e Infrarrojo (VIRS). La información de estos instrumentos se procesan con algoritmos de recuperación para generar estimaciones de precipitación a una escala cuasi-global (Condom et al. 2010). La precipitación es obtenida a una resolución espacial de 0.25° (aproximadamente 27 x 27 km a latitud de 0°) para áreas 50°N-50°S por medio del TRMM Análisis de Precipitación Multi-Satélite (TMPA), que fue diseñado para combinar estimaciones de precipitación de varios sistemas de satélites, así como de datos de precipitación en tierra cuando estos estuvieran disponibles (Huffman et al., 2007).

Para el estudio, datos mensuales de precipitación TRMM 3B43 durante el período Enero 2001 a Diciembre 2011 (120 imágenes) fueron descargados de la plataforma Giovanni de la NASA (<https://giovanni.sci.gsfc.nasa.gov/giovanni/>) y geo referenciados para el área de estudio. Las imágenes satelitales TRMM fueron reescaladas a una resolución de 5 km con el método de vecinos más cercanos (Mahmud et al., 2015). Este cambio de resolución espacial se justifica por el uso posterior de variables auxiliares de mejor resolución espacial. Posteriormente, las imágenes satelitales fueron promediadas mensualmente durante el período de estudio para finalmente obtener la precipitación anual en el área acumulando los 12 conjuntos de datos mensuales. En la Tabla I se presentan los estadísticos de la precipitación anual durante el período de estudio.

TABLA I
 ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LA PRECIPITACIÓN PROMEDIO ANUAL EN LA CUENCA DEL RÍO PAUTE CAPTADA POR LA IMAGEN TRMM.

PROMEDIO	MÁXIMA	MÍNIMA	MEDIANA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
1127.1 mm	1735.4 mm	709.9 mm	1095.7 mm	235.8 mm

Variables auxiliares

Con el objetivo de representar de mejor manera los patrones espaciales de la precipitación en el área de estudio, variables geográficas, topográficas, y atmosféricas relacionadas con la precipitación a una resolución más fina fueron utilizadas en el estudio para el diseño de la red de pluviómetros. A continuación se detallan los diferentes productos satelitales utilizados.

- Variables geográficas: Latitud y longitud.
- Variables topográficas: Datos de un Modelo Digital de Elevación (DEM) fueron obtenidos del proyecto Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), patrocinado por la Agencia Nacional de Inteligencia Geoespacial (NGA) y la NASA. El DEM fue descargado a una resolución espacial de 90 m de la página web <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/dataproduct.htm> y posteriormente reescalado a una resolución de 5 km mediante el método de vecinos más cercanos (Bostan et al., 2012). Parámetros topográficos como la elevación, el aspecto y la pendiente fueron derivados del DEM (Fig. 2a-c).
- Variables atmosféricas: Varios productos satelitales MODIS

(MOD06_L2 y MOD_08) fueron descargados a una resolución de 5 km para obtener mediciones mensuales de varios parámetros atmosféricos. La fracción de nubes (FN), la temperatura en la parte superior de las nubes (TSN) y el vapor de agua en la atmósfera (VAA) fueron considerados para el análisis (Fig. 2d-f). Las imágenes fueron descargadas de la página web <https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproduct/>.

Al igual que las imágenes de precipitación, las imágenes satelitales de todas las variables auxiliares antes mencionadas a excepción de las variables topográficas fueron descargadas a una resolución mensual durante Enero 2001 - Diciembre 2011. Estas imágenes fueron promediadas mensualmente durante el período de estudio. Posteriormente, una imagen a escala anual de cada variable fue obtenida promediando los 12 conjuntos de datos mensuales. En la Figura 2 se muestra el mapa de las variables auxiliares utilizadas en el estudio.

MÉTODOS

Análisis de regresión

Con el objetivo de definir relaciones entre la precipitación y las diferentes variables ambientales, modelos de regresión lineal simple fueron establecidos entre la imagen anual de precipitación TRMM y cada una de las variables auxiliares a una resolución de 5 km. Las variables con una correlación mayor a 0.3 y un valor de significancia del 95% ($p < 0.05$) fueron posteriormente analizadas para definir y evaluar modelos de regresión lineal múltiple como modelos de predicción para la red de diseño. El análisis de regresión simple y múltiple fue realizado en R.

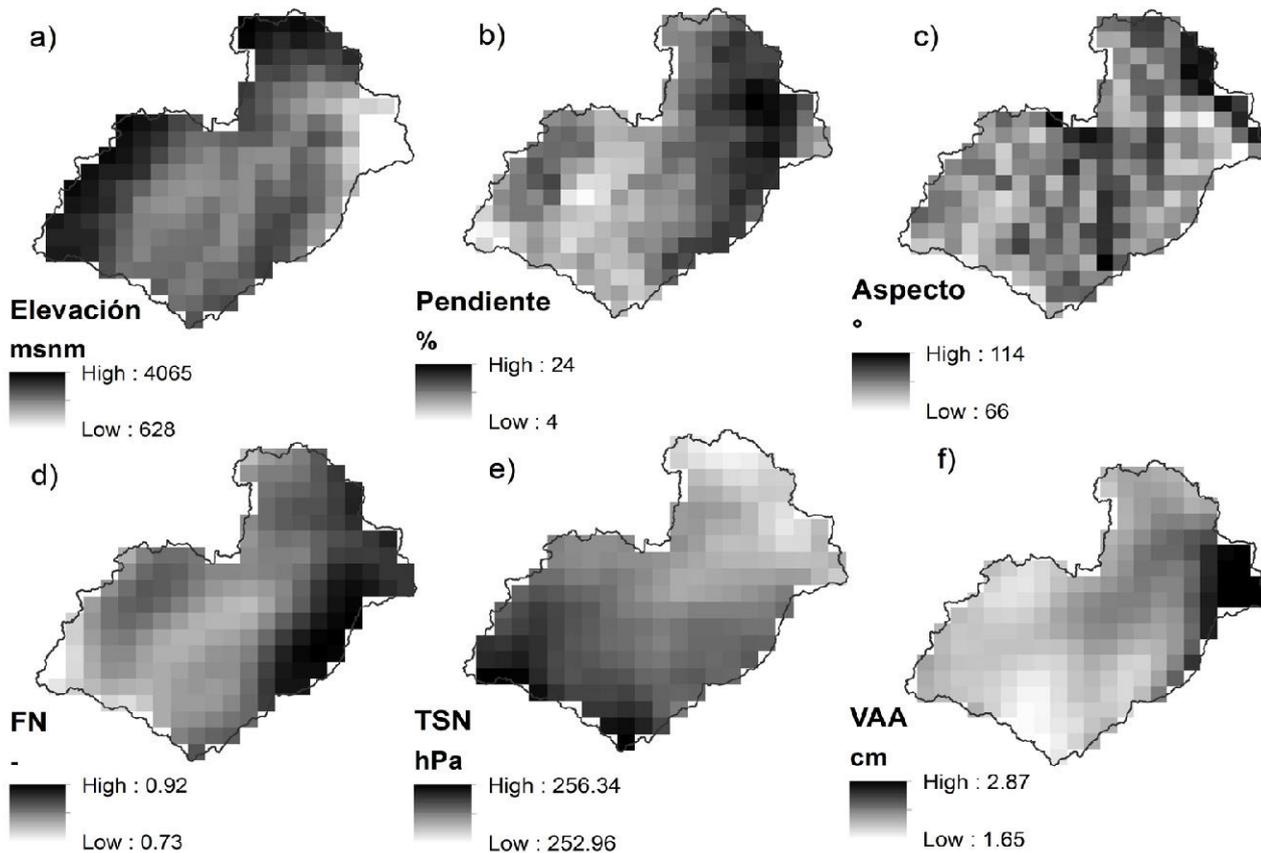


Figura 2. Mapa de las variables auxiliares utilizadas en el estudio a una resolución de 5 km x 5 km: a) elevación, b) pendiente, c) aspecto, d) FN: fracción de nubes, e) TSN: temperatura superior en las nubes y f) VAA: vapor de agua en la atmósfera.

MUESTREO ESPACIAL

Técnicas de interpolación

El muestreo espacial aquí utilizado se basa en dos métodos de interpolación geoestadísticos que no son nuevos y que se han descrito con frecuencia en la literatura. Por lo tanto, aquí se realiza una breve descripción de los mismos. El lector puede referirse a Hengl (2009) para más información.

Kriging Ordinario (KO)

Las estimaciones de Kriging Ordinario son una media ponderada de las observaciones, con pesos derivados del grado de correlación espacial. La estimación KO es un promedio ponderado lineal de las n observaciones disponibles definidas como:

$$\hat{Z}(s) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(s_i) \tag{1}$$

donde $Z(s)$ es la estimación de KO en la posición s, λ_i son los pesos de KO, y s_i son los lugares de observación. En KO, los pesos se obtienen de tal manera que la varianza de error de predicción se minimiza sujeto a la imparcialidad (es decir, los pesos de kriging se limitan a sumar a uno). La varianza del error de predicción (σ_{KO}^2) se define en la Ec. (2) como:

$$\sigma_{KO}^2(s_0) = E \left[\left(\hat{Z}(s_0) - (s_0) \right)^2 \right] \tag{2}$$

donde E es la esperanza matemática.

Kriging Universal (KU)

En KU, la distribución espacial de la variable objetivo se describe mediante la suma de una tendencia determinista, modelada por una regresión lineal sobre covariables, y la realización de un residuo estocástico, espacialmente autocorrelacionado. La predicción de KU es dada por la siguiente ecuación:

$$\hat{Z}(s) = \sum_{j=0}^n B_j x_j(s) + \varepsilon(s) \tag{3}$$

donde $Z(s)$ es la variable ambiental objetivo, $s \equiv (s_1, s_2)'$ es una coordenada espacial bidimensional, donde las $x_j(s)$ son covariables (observe que $x_0(s) \equiv 1$ para todo s), donde B_j son coeficientes de regresión, y donde $\varepsilon(s)$ es un residuo normalmente distribuido con media cero y varianza constante c (0). El residual ε está posiblemente autocorrelacionado espacialmente, cuantificado mediante una función de auto covarianza o un variograma.

En notación de matriz la ecuación (Ec. 3) se puede reescribir como:

$$\hat{Z}(s) = x'(s)\beta + \varepsilon(s) \tag{4}$$

donde x y β son vectores de columna de m+1 covariables y m+1 coeficientes de regresión, respectivamente. La predicción de KU en una posición no observada s_0 de n observaciones $z(s_i)$ está dada por:

$$\hat{Z}(s_0) = (c_0 + X(X'C^{-1}X)^{-1}(x_0 - X'C^{-1}c_0))'C^{-1}z \tag{5}$$

donde X es la matriz n × (m+1) de covariables en los lugares de observación, x_0 es el vector de covariables en la localización de predicción, C es la matriz de varianza-covarianza n × n de los n residuos, c_0 es el vector de covarianzas entre los residuos en las posiciones de observación y predicción, y donde z es el vector de observaciones $z(s_i)$. C y c_0 se derivan del variograma de ε .

La varianza del error de predicción universal (varianza de KU) en s_0 está dada por:

$$\sigma^2(s_0) = c(0) - c_0'C^{-1}c_0 + (x_0 - X'C^{-1}c_0)'(x_0 - X'C^{-1}c_0) \tag{6}$$

La varianza de kriging universal incorpora tanto la varianza del error de predicción del residuo como la varianza del error de estimación de la tendencia. Mediante la minimización del promedio espacial (o suma) de la varianza de kriging universal en los puntos, se obtiene automáticamente el equilibrio correcto entre la optimización del patrón de muestra en el espacio geográfico y de atributos (Brus & Heuvelink, 2007).

Análisis de variograma

Un requerimiento importante para aplicar técnicas de kriging es conocer la estructura espacial de la variable objetivo, la cual es definida por el variograma o semivariograma. De esta manera los semivariogramas (experimental y ajustado) de los modelos de regresión múltiple para KU y otro para KO fueron definidos a partir de las imágenes satelitales a una resolución de 5 km (Figura 2) por medio de la librería “gstat” en R (Pebesma, 2004). Los modelos de variograma exponencial, gaussiano y esférico fueron evaluados debido a que son los más utilizados en hidrología (Adhikary et al., 2014).

Función objetivo

El diseño de la red de pluviómetros requiere buscar una combinación entre todas las estaciones de medición que minimice la varianza de estimación y/o maximice el contenido de información de los datos observados. Esto se logra mediante el posicionamiento óptimo de estaciones redundantes o adicionales. En este estudio, la reducción de las Varianzas Medias de Kriging Ordinario (VMKO) (Ec. 2) y de Kriging Universal (VMKU) (Ec. 6) fueron consideradas como funciones objetivos como un indicador para lograr la red óptima. El principio subyacente es que el posicionamiento óptimo de estaciones adicionales en zonas de alta varianza reducirá el error de kriging en la red y por lo tanto mejorará el rendimiento de la red. Aplicando este principio repetidamente, se puede llegar a una combinación óptima entre las estaciones existentes y adicionales que producen un alto rendimiento de la red, encontrando así la red de pluviómetros óptima.

Optimización del muestreo

Para la optimización Spatial Simulated Annealing (SSA) fue usado en este estudio. SSA es un algoritmo que usa ligeras perturbaciones de diseños previos y una técnica de búsqueda aleatoria para resolver problemas de optimización espacial (Chebbi et al., 2011; Ge et al., 2014; Melles et al., 2011; Pardo-Igúzquiza, 1998). Este algoritmo combinatorio iterativo tiene cinco pasos (Baume et al., 2011):

1. Comenzar con un diseño inicial arbitrario y calcular la función objetivo seleccionada (VMKO o VMKU);
2. Calcular un nuevo diseño candidato del diseño actual por perturbaciones aleatorias de las ubicaciones de uno o varios sitios de medición;
3. Evaluar el nuevo diseño candidato con la función objetivo;
4. Aceptar el nuevo diseño cuando la función objetivo ha mejorado, o aceptar el mismo con alguna probabilidad cuando la función objetivo se ha deteriorado (esto asegura que el algoritmo escape de óptimos locales);
5. Detener cuando se ha alcanzado un número grande de iteraciones o cuando no se han aceptado nuevos diseños de candidatos para un número dado de veces.

Varios parámetros del algoritmo SSA deben ser definidos antes del proceso de optimización. La probabilidad inicial de aceptar diseños empeorados fue establecida en 0.2 ($p < 20\%$) para evitar la selección de óptimos locales. Otro parámetro a ser configurado es el 'cooling schedule', que hace referencia a la tasa con que p disminuye a cero. Para el estudio, p fue configurado a una función de disminución exponencial de acuerdo al número de iteraciones. Todos los parámetros del algoritmo fueron configurados según estudios previos realizados por Brus and Heuvelink (2007) y Melles et al. (2011). Las simulaciones se realizaron mediante el uso de la función optimizeNetwork del paquete "IntamapInteractive" disponible en R.

Implementación de la red densificada

Selección del modelo de variograma: Para la densificación de la red un modelo de variograma fue seleccionado entre los diferentes modelos de regresión múltiple definidos. El modelo de variograma utilizado fue el que menor semivarianza presentó en el análisis realizado por medio del semivariograma experimental.

Selección del número de estaciones: Para determinar el número óptimo de pluviómetros requerido en la cuenca del Paute, se investigó la relación entre el número de puntos de muestreo y el correspondiente valor de la función objetivo por medio de KO (considerando el peor escenario de optimización, sin variables auxiliares). Este análisis se lo realizó optimizando la red agregando puntos de monitoreo de 10 en 10 partiendo de la red actual hasta llegar a los 120 puntos por medio de SSA. La optimización de cada muestra fue realizada sobre 1000 iteraciones considerando toda el área de la cuenca. El número óptimo se estableció cuando VMKO se estabilizó a pesar del aumento de pluviómetros.

Restricciones por accesibilidad: Un aspecto importante a considerar al realizar el diseño de la red es tener en cuenta las limitaciones de acceso para realizar monitoreo ambiental en regiones montañosas y de difícil acceso. Por esta razón y con el fin de facilitar la instalación, el mantenimiento y la recolección de datos de los equipos se estableció un buffer de 1 km alrededor de las vías para delimitar posibles lugares dónde se podrían ubicar los nuevos puntos de monitoreo (Figura 3). Bajo estas consideraciones se determinó que aproximadamente el 61% del área de la cuenca cuenta con zonas de fácil acceso (cercanas a vías) sobre las cuales se realizó la densificación de la red (Figura 3).

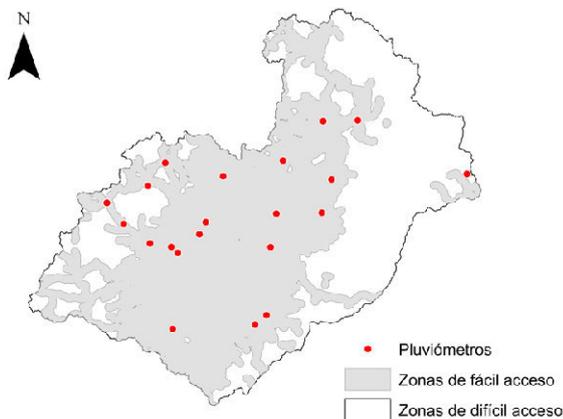


Figura 3. Zonas accesibles para la instalación de nuevos puntos de monitoreo de precipitación. Una vez definidos los puntos anteriores la red de monitoreo fue optimizada sobre 10000 iteraciones.

III. RESULTADOS

ANÁLISIS DE REGRESIÓN

Los resultados del análisis de regresión se presentan en la Tabla II y muestran el porcentaje de varianza en la precipitación que es explicado por cada variable (R^2). En general, las variables geográficas y atmosféricas tuvieron resultados similares y este fue mejor que las variables topográficas. Los coeficientes de determinación (R^2) de las variables geográficas variaron de 0.511 a 0.015, las variables atmosféricas variaron de 0.514 a 0.067 y las variables topográficas variaron entre 0.444 y 0.04. Se encontraron mayores valores de R^2 para la FN, la longitud y la elevación, mientras que los menores valores fueron encontrados para la latitud, el aspecto y la TSN. Todas las variables pasaron la prueba de significancia a excepción de la latitud y el aspecto.

TABLA II
RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE REGRESIÓN SIMPLE ENTRE LA PRECIPITACIÓN ANUAL Y LAS VARIABLES AUXILIARES EN LA CUENCA DEL RÍO PAUTE.

VARIABLES		R^2
Geográficas	Longitud	0.511*
	Latitud	0.0145
Topográficas	Elevación	0.444*
	Pendiente	0.341*
	Aspecto	0.0049
Atmosféricas	FN	0.514*
	VAA	0.357*
	TSN	0.067*

Nota: * indica que la variable tiene un nivel de significancia de $p < 0.05$; las variables en cursiva fueron excluidas del análisis multivariado.

Con las variables topográficas y atmosféricas que presentaron un valor de R^2 mayor a 0.3 (Tabla II) se realizó un análisis de regresión entre estos dos conjuntos de variables auxiliares con el fin de establecer de mejor manera las relaciones entre la precipitación y más de una variable auxiliar (multicolinealidad). Las correlaciones que se muestran en la Tabla III indican que existe una mayor correlación entre la elevación y el VAA, la FN y la pendiente, y entre la FN y el VAA. De esta manera, 3 modelos de regresión múltiple fueron establecidos con la precipitación: precipitación + elevación + VAA + longitud ($R^2 = 0.571$), precipitación + FN + pendiente + longitud ($R^2 = 0.547$), y precipitación + FN + VAA + longitud ($R^2 = 0.568$). La longitud ($R^2 = 0.51$, $p < 0.05$) fue incluida en los 3 modelos de regresión múltiple debido a que en estudios previos se ha evidenciado que las variables geográficas tienen una influencia importante en la variabilidad de la precipitación en la zona de estudio (Buytaert et al., 2006).

ANÁLISIS DE VARIOGRAMA

En la Figura 4 se muestra el variograma experimental de cada modelo y en la Tabla IV sus respectivos parámetros. En la Figura 4 se observa una disminución clara de la semivarianza al usar los diferentes modelos que incluyen variables auxiliares. Lo que a priori indica una mejora en la reducción de la varianza al aplicar estos modelos sobre KO. La Tabla IV indica que los modelos de regresión múltiple se ajustan a un modelo exponencial y que todos los parámetros de los diferentes modelos varían. Con el propósito de usar el mejor modelo de predicción, KU3 (precipitación + VAA + FN + longitud) fue seleccionado para la densificación de la red debido a que presentó una menor semivarianza en el variograma experimental en comparación a los otros modelos como se observa en la Figura 4.

TABLA III
VALORES DE R² ENTRE LAS VARIABLES TOPOGRÁFICAS Y ATMOSFÉRICAS EN LA CUENCA DEL RÍO PAUTE.

	ELEVACIÓN	PENDIENTE	FN	VAA
Elevación	1			
Pendiente	0.03	1		
FN	0.12	0.53	1	
VAA	0.54	0.25	0.31	1

Nota: las relaciones entre las variables en negrita y cursiva fueron utilizadas para establecer modelos de regresión múltiple con la precipitación. Todas las relaciones obtuvieron un valor de p < 0.05.

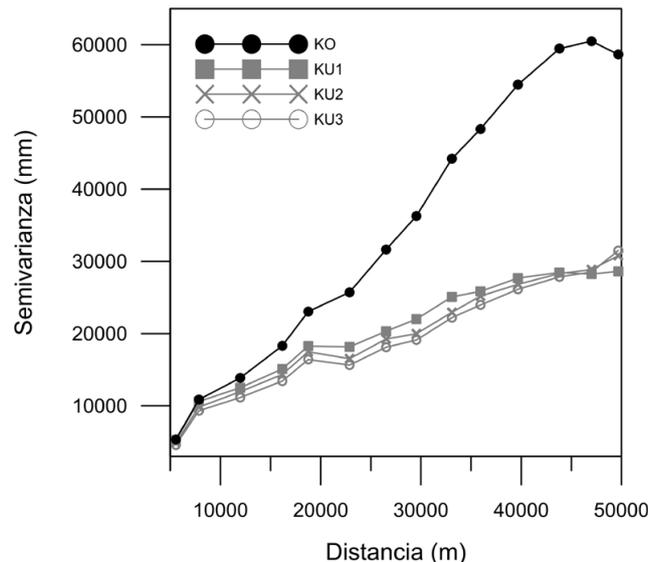


Figura 4. Semivariograma experimental de los diferentes modelos de regresión derivados de las imágenes satelitales.

TABLA IV
PARÁMETROS DE LOS MODELOS DE REGRESIÓN MÚLTIPLE AJUSTADOS AL VARIOGRAMA EXPERIMENTAL.

VARIABLES	CÓDIGO	MODELO	NUGGET	SILL	RANGE
Precipitación	KO	Gausiano	5059	62145	33213
Precipitación+ elevación+ VAA+longitud	KU1	Exponencial	0	35028	27736
Precipitación+ pendiente+FN +longitud	KU2	Exponencial	0	35732	30964
Precipitación+ VAA+FN+ longitud	KU3	Exponencial	157	37727	36609

DISEÑO DE LA RED DENSIFICADA DE PRECIPITACIÓN

En la Figura 5 se observa el valor de la VMKO para varios conjuntos de pluviómetros. Se encontró que la varianza disminuye con el aumento en el número de puntos. Cuando el número de puntos alcanzó los 60 aproximadamente, la disminución en la varianza media del error de predicción de KO no disminuyó substancialmente. De esta manera, se estableció un equilibrio entre el número de pluviómetros requeridos y la función objetivo. El total de pluviómetros requeridos cumple con las recomendaciones establecidas por la Organización Meteorológica Mundial (WMO) donde en regiones de montaña se requiere un pluviómetro por cada 100 km² aproximadamente para una adecuada captura de la variabilidad espacial de la precipitación (WMO, 1994, 2008).

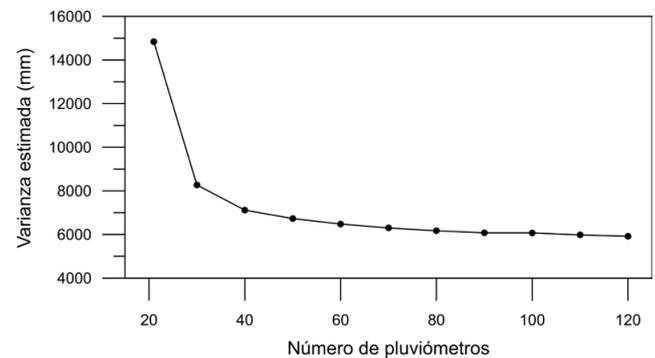


Figura 5. Balance entre la función objetivo (VMKO) y el número de pluviómetros.

Con el objetivo de densificar la red en dos fases, se estableció un número total de 63 pluviómetros requeridos en el área de estudio de los cuales 42 fueron añadidos a la red existente de 21. La densificación de la red se realizó: a) duplicando la red existente, es decir añadiendo 21 puntos a la red actual y b) triplicando la red existente añadiendo 21 puntos más a la red identificada en a. En la Figura 6 se muestra la ubicación de los nuevos puntos de muestreo obtenidos mediante la optimización con KO y KU. Se puede observar que tanto la red de muestreo identificada mediante la disminución de la varianza de KO y KU muestran un patrón similar con una distribución de los sitios por todo el territorio priorizando la cercanía a la red de vías; sin embargo, algunos de los sitios identificados con KO tendieron a localizarse en los bordes de la cuenca no así con KU.

En la Tabla V se muestra el valor de la varianza media de la red resultante optimizada con KO y KU para los 21 y 42 puntos. Tanto al duplicar como al triplicar la red, la menor varianza media fue obtenida con KU, este valor fue 4% menor al obtenido con KO al densificar los primeros 21 puntos y 18% menor al densificar con los 42 puntos. La red resultante redujo significativamente la varianza de la red actual en un 55% y 64% con KO y KU, respectivamente.

TABLA V
VARIANZA MEDIA OBTENIDA AL DENSIFICAR LA RED CON KO Y KU.

RED	VMKO	VMKU
Duplicada	7289.3	7054.9
Triplicada	6655.1	5421.8

IV. CONCLUSIONES

En regiones donde no se cuenta con información completa de la estructura espacial de la variabilidad de la precipitación, el uso de información auxiliar derivada de imágenes satelitales resulta una opción viable y confiable para el diseño y optimización de redes de monitoreo de precipitación. Con el propósito de identificar nuevos sitios de monitoreo para la precipitación en una cuenca Andina del sur del Ecuador, imágenes satelitales de variables atmosféricas y topográficas fueron empleadas para la densificación de la red mediante kriging universal.

El análisis de regresión simple y multivariado entre la imagen de precipitación y las distintas variables auxiliares mostraron mayores correlaciones entre la precipitación y la longitud, la FN y la elevación. Estos resultados concuerdan con Buytaert et al. (2006) y Campozano et al. (2016) quienes han reportado una influencia de las variables geográficas, la elevación

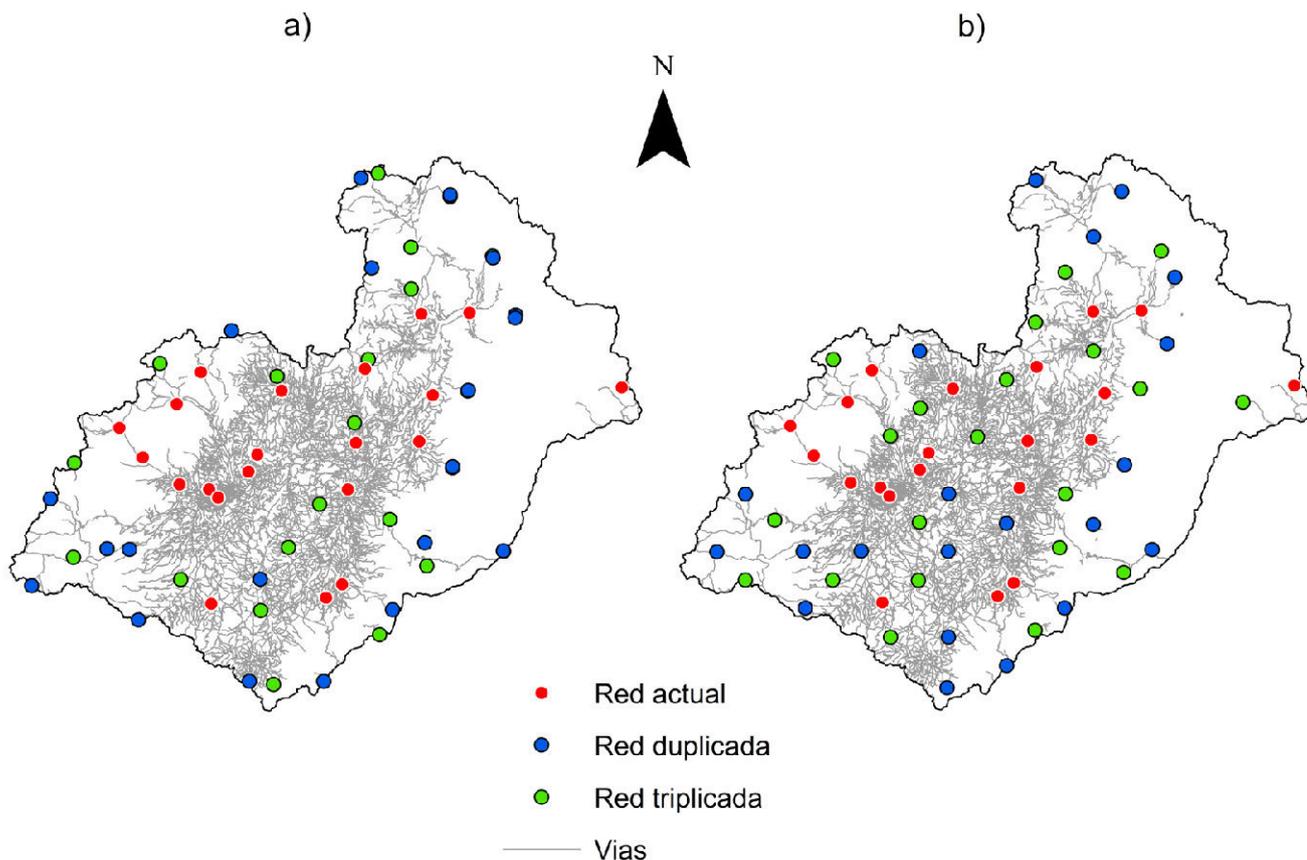


Figura 6. Ubicación de los nuevos lugares de monitoreo de precipitación. a) Red densificada con KO y b) red densificada con KU.

y de la dinámica de nubosidad en la variabilidad espacial y temporal de la precipitación en la zona de estudio. Por otra parte, la menor correlación fue encontrada con el aspecto y la TSN. A pesar de que se esperaba una buena correlación con la precipitación y TSN, esta no fue encontrada para la zona de estudio debido a las características orográficas y convectivas de la precipitación en la cuenca del Paute (Ward et al., 2011). El análisis multivariado indicó una interacción entre la elevación y VAA, la pendiente y la FN, y el VAA y la FN.

Mediante el análisis de variograma los tres modelos fueron evaluados con el fin de seleccionar el mejor modelo para la optimización de la red de precipitación. De esta manera, la red de diseño fue optimizada con el VAA la FN y la longitud como variables auxiliares mediante KU.

Los puntos resultantes de la optimización se ubicaron por todo el territorio cerca de las vías de acceso y estos presentaron una menor varianza en comparación con KO. Esta mejora en el muestreo mediante KU se debe a que este método optimiza el muestreo en dos componentes, tanto en el espacio geográfico como el de atributos. Para minimizar el primer componente, los puntos de muestreo deben cubrir lo más posible el espacio geográfico; esto explica la distribución uniforme de los puntos de muestreo que se observan en la Figura 6. Para minimizar el segundo componente, los puntos de muestreo deben cubrir lo máximo posible el espacio de atributos, de manera que las estimaciones de los coeficientes de regresión lineal sean más exactos (Brus & Heuvelink, 2007). Para mostrar de forma más clara la optimización de este úl-

timo componente, gráficos de la distribución de probabilidad de los puntos muestreados como el de toda la imagen satelital de precipitación se muestran en la Figura 7. Se observa en la Figura 7 que la forma de la curva de los puntos muestreados con KU se acerca más a la forma de la curva de toda la imagen satelital de la precipitación captada por TRMM. Esto corrobora la mayor representatividad de los puntos obtenidos por KU que con KO.

La red propuesta por KU puede ser usada como guía para una densificación paulatina de la red duplicándola en primera instancia hasta llegar al número óptimo de la misma (63 puntos) o puede ser usada también para la reubicación de otros puntos de monitoreo ya existentes en la zona pertenecientes a otras instituciones.

Sin embargo, es necesario analizar la relación de la precipitación con variables a escalas más pequeñas como la rugosidad del terreno, la temperatura en la superficie de la tierra, el contenido de humedad en el suelo, el albedo y el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) los cuales pueden ayudar a mejorar las estimaciones de precipitación y por ende a una mejor identificación de los sitios de muestreo (Alexakis & Tsanis, 2016; Fang et al., 2013). Además, se necesitan más investigaciones para establecer pautas para seleccionar adecuadamente predictores a partir de datos de teledetección y conjuntos de datos auxiliares que podrían ser de interés, especialmente para modelar conjuntos de datos correspondientes a diferentes escalas de tiempo (Bajat et al., 2013).

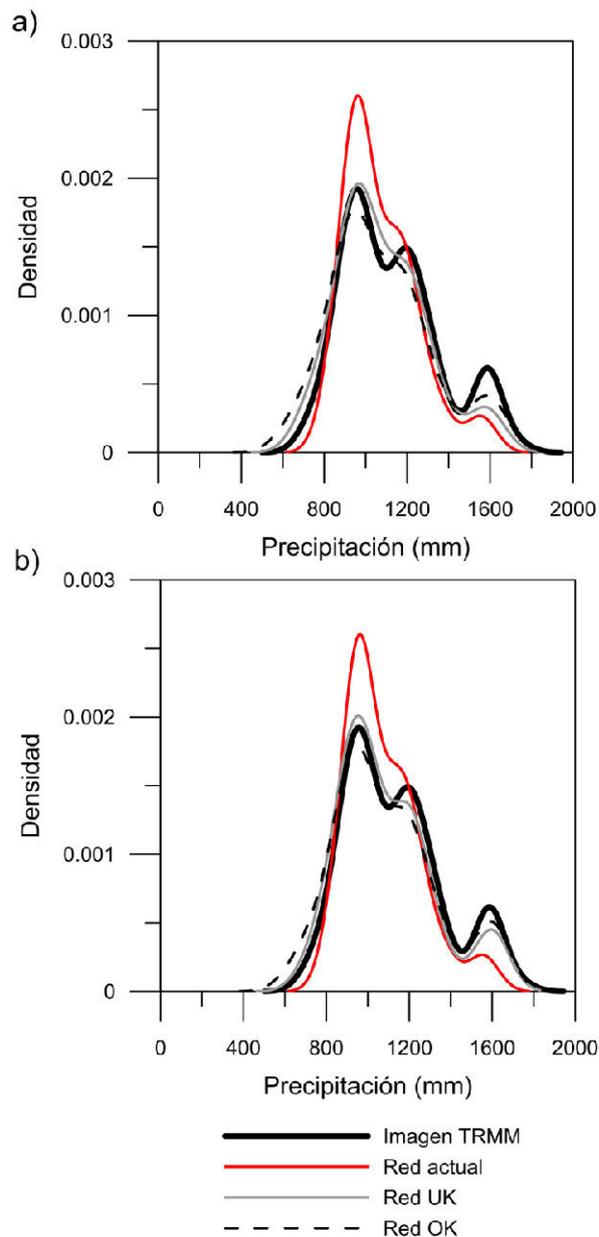


Figura 7. Comparación de la distribución de densidad de los atributos de los puntos de la red densificada y de la distribución de densidad de la imagen de precipitación TRMM. Densificación con: a) 21 puntos (red duplicada) y b) 42 puntos (red triplicada).

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio ha sido financiado por la DIUC - Universidad de Cuenca a través del proyecto. "Optimización de muestreo espacial de la precipitación con geoestadística multivariada".

REFERENCIAS

- Adhikary Kumar, S., Gokhan Yilmaz, A., & Muttill, N. (2014). Optimal design of rain gauge network in the Middle Yarra River catchment, Australia. *Hydrological Processes*, 29(11), 2582-2599. <http://doi.org/10.1002/hyp>
- Baume, O. P., Gebhardt, a., Gebhardt, C., Heuvelink, G. B. M., & Pilz, J. (2011). Network optimization algorithms and scenarios in the context of automatic mapping. *Computers and Geosciences*, 37(3), 289-294. <http://doi.org/10.1016/j.cageo.2010.04.014>
- Bostan, P. a., Heuvelink, G. B. M., & Akyurek, S. Z. (2012). Comparison of regression and kriging techniques for mapping the average annual precipitation of Turkey. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 19(1), 115-126. <http://doi.org/10.1016/j.jag.2012.04.010>

- Brus, D. J., & Heuvelink, G. B. M. (2007). Optimization of sample patterns for universal kriging of environmental variables. *Geoderma*, 138(1-2), 86-95. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.10.016>
- Buytaert, W., Celleri, R., Willems, P., Bièvre, B. De, & Wyseure, G. (2006). Spatial and temporal rainfall variability in mountainous areas: A case study from the south Ecuadorian Andes. *Journal of Hydrology*, 329(3-4), 413-421. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.02.031>
- Campozano, L., Célleri, R., Trachte, K., Bendix, J., & Samaniego, E. (2016). Rainfall and Cloud Dynamics in the Andes: A Southern Ecuador Case Study. *Advances in Meteorology*, 2016. <http://doi.org/10.1155/2016/3192765>
- Campozano, L., Tenelanda, D., Sanchez, E., Samaniego, E., & Feyen, J. (2016). Comparison of Statistical Downscaling Methods for Monthly Total Precipitation: Case Study for the Paute River Basin in Southern Ecuador. *Advances in Meteorology*, 2016(February). <http://doi.org/10.1155/2016/6526341>
- Celleri, R., Willems, P., Buytaert, W., & Feyen, J. (2007). Space-time rainfall variability in the Paute basin, Ecuadorian Andes. *Hydrological Processes*, 21(24), 3316-3327. <http://doi.org/10.1002/hyp.6575>
- Chebbi, A., Bargaoui, Z. K., & Cunha, C. (2011). Optimal Extension of Rain Gauge Monitoring Network for Rainfall Intensity and Erosivity Index Interpolation. *Journal of Hydrologic Engineering*, 16(August), 665-676. [http://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000353](http://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000353)
- Chebbi, A., Bargaoui, Z. K., & da Conceição Cunha, M. (2013). Development of a method of robust rain gauge network optimization based on intensity-duration-frequency results. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(10), 4259-4268. <http://doi.org/10.5194/hess-17-4259-2013>
- Cheng, K. S., Lin, Y. C., & Liou, J. J. (2008). Rain-gauge network evaluation and augmentation using geostatistics. *Hydrological Processes*, 22(14), 2554-2564. <http://doi.org/10.1002/hyp.6851>
- Condom, T., Rau, P., & Espinoza, J. C. (2010). Correction of TRMM 3B43 monthly precipitation data over the mountainous areas of Peru during the period 1998-2007. *Hydrological Processes*, 25(12), 1924-1933. <http://doi.org/10.1002/hyp.7949>
- Feki, H., & Slimani, M. (2015). A comparison of three geostatistical procedures for rainfall network optimization. *IAHS-AISH Proceedings and Reports*, 366(June 2014), 166-167. <http://doi.org/10.5194/piahs-366-166-2015>
- Feki, H., Slimani, M., & Cudennec, C. (2016). Geostatistically based optimization of a rainfall monitoring network extension: case of the climatically heterogeneous Tunisia. *Hydrology Research*, 1-28. <http://doi.org/10.2166/nh.2016.256>
- Ge, Y., Wang, J. H., Heuvelink, G. B. M., Jin, R., Li, X., & Wang, J. F. (2014). Sampling design optimization of a wireless sensor network for monitoring ecohydrological processes in the Babao River basin, China. *International Journal of Geographical Information Science*, 29(1), 92-110. <http://doi.org/10.1080/13658816.2014.948446>
- Goovaerts, P. (2000). Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. *Journal of Hydrology*, 228(1-2), 113-129. [http://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00144-X](http://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00144-X)
- Hengl, T. (2009). *A Practical Guide to Geostatistical Mapping*. Government Publications Review (Vol. 13). [http://doi.org/10.1016/0277-9390\(86\)90082-8](http://doi.org/10.1016/0277-9390(86)90082-8)
- Hengl, T., Heuvelink, G. B. M., Tadić, M. P., & Pebesma, E. J. (2012). Spatio-temporal prediction of daily temperatures using time-series of MODIS LST images. *Theoretical and Applied Climatology*, 107(1-2), 265-277. <http://doi.org/10.1007/s00704-011-0464-2>
- Huffman, G. J., Bolvin, D. T., Nelkin, E. J., Wolff, D. B., Adler, R. F., Gu, G., ... Stocker, E. F. (2007). The TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA): Quasi-Global, Multiyear, Combined-Sensor Precipitation Estimates at Fine Scales. *Journal of Hydrometeorology*, 8(1), 38-55. <http://doi.org/10.1175/JHM560.1>
- Mahmud, M. R., Numata, S., Matsuyama, H., Hosaka, T., & Hashim, M. (2015). Assessment of effective seasonal downscaling of TRMM precipitation data in Peninsular Malaysia. *Remote Sensing*, 7(4), 4092-4111. <http://doi.org/10.3390/rs70404092>
- Melles, S. J., Heuvelink, G. B. M., Twenhöfel, C. J. W., van Dijk, a., Hiemstra, P. H., Baume, O., & Stöhlker, U. (2011). Optimizing the spatial pattern of networks for monitoring radioactive releases. *Computers and Geosciences*, 37(3), 280-288. <http://doi.org/10.1016/j.cageo.2010.04.007>
- Michaelides, S., Levizzani, V., Anagnostou, E., Bauer, P., Kasparis, T., & Lane, J. E. (2009). Precipitation : Measurement , remote sensing , climatology and modeling. *Atmospheric Research*, 94(4), 512-533. <http://doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.08.017>
- Ochoa, a., Pineda, L., Crespo, P., & Willems, P. (2014). Evaluation of TRMM 3B42 precipitation estimates and WRF retrospective precipitation simulation over the Pacific-Andean region of Ecuador and Peru. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(8), 3179-3193. <http://doi.org/10.5194/hess-18-3179-2014>
- Padrón, R. S., Wilcox, B. P., Crespo, P., & Célleri, R. (2015). Rainfall in the Andean Páramo: New Insights from High-Resolution Monitoring in Southern Ecuador. *Journal of Hydrometeorology*, 16(3), 985-996. <http://doi.org/10.1175/JHM-D-14-0135.1>
- Pardo-Igúzquiza, E. (1998). Optimal selection of number and location of rainfall gauges for areal rainfall estimation using geostatistics and simulated annealing. *Journal of Hydrology*, 210(1-4), 206-220. [http://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00188-7](http://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00188-7)
- Pebesma, E. J. (2004). Multivariable geostatistics in S: The gstat package. *Computers and Geosciences*, 30(7), 683-691. <http://doi.org/10.1016/j.cageo.2004.03.012>
- Shaghaghian, M. R., & Abedini, M. J. (2013). Rain gauge network design using coupled geostatistical and multivariate techniques. *Scientia Iranica*, 20(2), 259-269. <http://doi.org/10.1016/j.scient.2012.11.014>
- Tapiador, F. J., Turk, F. J., Petersen, W., Hou, A. Y., Garcia-Ortega, E., Machado, L. a T., ... de Castro, M. (2012). Global precipitation measurement: Methods, datasets and applications. *Atmospheric Research*, 104-105, 70-97. <http://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.10.021>
- Vuille, M., Bradley, R. S., Keimig, F., Vuille, M., Bradley, R. S., & Keimig, F. (2000). Climate Variability in the Andes of Ecuador and Its Relation to Tropical Pacific and Atlantic Sea Surface Temperature Anomalies. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442\(2000\)013<2520:CVITAO>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013<2520:CVITAO>2.0.CO;2), (Hastenrath 1981), 2520-2535.

Sistemas de Información Geográfica participativa para la gestión integrada de riesgos en poblaciones vulnerables de la periferia de Arequipa

Zeballos Velarde, Carlos¹, Delgado Alvarado, Gustavo², Cuzziramos Gutiérrez, Fernando³, Poco Aguilar, Sergio⁴

P.P. Ingeniería Ambiental/Universidad Católica Santa María
Urb. San José s/n. Arequipa, Perú
1 czeballosv@gmail.com
2 gustavo.delgado.alvarado@gmail.com
3 FCUZZIRAMOS@gmail.com
4 sergio.arq.aqp@gmail.com

RESUMEN

El análisis de riesgos utilizando Sistemas de Información Geográfica ha probado ser una herramienta útil para la planificación urbana y prevención de desastres ya que permite la ubicación, clasificación y cuantificación del peligro y vulnerabilidad de áreas periféricas. Sin embargo, a diferencia del trabajo de gabinete que se ha venido haciendo en nuestra localidad, el SIG participativo o PGIS permite un análisis más fino de la situación ya que analiza y sistematiza los aportes de la población de una localidad específica.

El presente artículo propone el desarrollo de un modelo integrado de gestión de riesgos participativa mediante SIG en tres niveles: técnico, participación de la población y con los tomadores de decisiones. Distintos métodos del PGIS son utilizados en cada una de las etapas de esta metodología, a fin de permitir un acceso más eficiente a la información durante las cuatro etapas del ciclo de una emergencia: respuesta, recuperación, mitigación y prevención de riesgos.

Para ello, se tomará en cuenta un área piloto en la periferia de la ciudad, donde se realizará un mapeo sistematizado de riesgos de desastre urbano, con la colaboración de la población. Posteriormente se llevará a cabo el desarrollo de una aplicación de monitoreo de riesgos en tiempo real a la escala del proyecto. Finalmente se harán recomendaciones a tener en cuenta por las instituciones dedicadas al planeamiento ambiental de la ciudad y a la respuesta ante emergencias.

Palabras clave: **SIG participativo, gestión de riesgos, Arequipa, áreas periféricas, aplicaciones de emergencia.**

ABSTRACT

Risk analysis using Geographic Information Systems has proven to be a useful tool for urban planning and disaster prevention since it facilitates the location, classification and quantification of hazards and vulnerability of peripheral areas. However, unlike the usual cabinet work that has been carried out in our locality, a participatory GIS or PGIS allows a finer analysis of the situation since it analyzes and systematizes the contributions of the population of a specific locality.

This article proposes the development of an integrated model of participatory risk management through GIS at three levels: technical, participation of the population and that of decision makers. Different methods of PGIS are used in each of the stages of this methodology, in order to allow more efficient access to information during the four stages of the emergency cycle: response, recovery, mitigation and risk prevention.

For this, a pilot area will be taken into account in the periphery of the city, where a systematic mapping of urban disaster risks will be carried out, with the collaboration of the population. Subsequently, the development of a real-time risk monitoring application will be carried out at the project scale. Finally recommendations will be made to be taken into account by the institutions dedicated to the city's environmental planning and emergency response.

Keywords: *Participatory GIS, Disaster Risk Management, Arequipa, peripheral areas, emergency application.*

I. INTRODUCCIÓN

A. ANTECEDENTES

Arequipa, segunda ciudad del Perú, de población aproximada de 1 millón de habitantes, ha experimentado en las últimas décadas un crecimiento caótico y no planificado, protagonizado por migrantes o personas de condición socioeconómica baja. La ciudad se localiza en un árido desierto, surcada por el fértil valle del río Chili, flanqueada de norte a este por una cadena de altas montañas, que son el Chachani, Picchu Picchu y Misti (volcán que presenta actividad fumarólica) y por el sur por la cadena del barroso, a una altura que oscila entre los 2300 a 2800 msnm. Arequipa se extiende a lo largo de 18,000 ha con una bajísima densidad neta calculada al 2025 de 101 hab/Ha, que es particularmente más baja cuanto más se aleja de su centro formal (IMPLA, 2015).

Muchos asentamientos se han localizado en la periferia de la ciudad, particularmente sobre zonas calificadas de alto riesgo. Como consecuencia, son frecuentes las pérdidas humanas y materiales a causa de eventos de desastre, particularmente entre las poblaciones más vulnerables.

Ante este hecho, diversos organismos gubernamentales han realizado mapas de riesgo, algunos de ellos utilizando sistemas de información geográfica. Sin embargo, estos esfuerzos han sido insuficientes ya que no han logrado una respuesta eficiente en el caso de emergencias ni tampoco una planificación efectiva anterior a los desastres.

Ante esta situación, el proyecto "Sistemas de Información Geográfica Participativa para la Gestión Integrada de Riesgos en Poblaciones Vulnerables de la Periferia de Arequipa", patrocinado por la Universidad Católica de Santa María de Arequipa (al ser uno de los ganadores del concurso de proyectos para fondos concursables 2016-II) propone una metodología integral en la que se subraya la participación de la ciudadanía como insumo fundamental para una evaluación y posterior gestión de riesgo de desastre de una forma más integral, eficiente y efectiva.

B. CONCEPTOS BÁSICOS

A fin de clarificar las ideas que se estarán tratando en este artículo y el proyecto en general, se proponen algunos conceptos clave y su significado para la investigación en general.

1) PELIGRO

Conocidos también como amenazas, los peligros pueden ser originados por fenómenos naturales o causas antrópicas. Para este estudio sólo se han considerado los peligros de origen natural.

Estos constituyen la probabilidad de que un fenómeno potencialmente dañino, de origen natural, se presente en un lugar específico, con una cierta intensidad y en un período de tiempo y frecuencia definidos. En el caso de Arequipa, los principales peligros a los que se ve expuesta la ciudad son:

- Inundación
- Deslizamiento
- Sismos
- Erupción volcánica (no registrada en la historia, pero de posibilidad latente)

2) VULNERABILIDAD

Es la susceptibilidad de la población, la estructura física o las actividades socioeconómicas, de sufrir daños por acción de un peligro o amenaza.

El crecimiento poblacional y los procesos de urbanización, las tendencias en la ocupación del territorio, el proceso de empobrecimiento de importantes segmentos de la población, la utilización de sistemas organizacionales inadecuados y la presión sobre los recursos naturales, han hecho aumentar en forma continua la vulnerabilidad de la población frente a una amplia diversidad de fenómenos de origen natural.

3) RIESGO

Es el resultado de relacionar el peligro con la vulnerabilidad de los elementos expuestos, con el fin de determinar los posibles efectos y consecuencias sociales, económicas y ambientales asociadas a uno o varios fenómenos peligrosos. Cambios en uno o más de estos parámetros modifican el riesgo en sí mismo, es decir, el total de pérdidas esperadas y las consecuencias en un área determinada. (Carreño et. al. 2005).

4) PARTICIPACIÓN

Hacer frente a los riesgos de desastres, no es cuestión sólo de "especialistas", se trata más bien de impulsar la participación ciudadana; es decir, el reconocimiento social de las personas, sobre todo, las más vulnerables, a fin de aumentar sus capacidades de controlar los riesgos.

La participación ciudadana hace posible la movilización de la voluntad y recursos de los actores sociales alrededor de la reivindicación de sus derechos, mediante el aumento de sus capacidades personales y colectivas para alcanzar mayores niveles de calidad de vida. Así, la participación es ante todo un derecho que consiste en intervenir activamente en las decisiones y acciones relacionadas con la planificación, la actuación y la evaluación de las actividades.

C. ESTADO DEL ARTE

1) *Uso experimental de modelos tridimensionales participativos en la gestión comunitaria de riesgos.*

Maceda et Al. (2009) Desarrollaron el proyecto de gestión comunitaria de riesgos en la isla de Divinubo, en el archipiélago filipino, haciendo uso de la metodología desarrollada por Rambaldi y Callosa-Tarr (2002), que prevé el uso de modelos tridimensionales a escala, armados por la misma comunidad, para la identificación de riesgos percibidos y la definición de acciones en conjunto que permitan mitigar dichos riesgos. Paralelamente a la construcción del modelo, se desarrollaron talleres y focus-group con miembros de la comunidad, de tal forma que se pudieran listar y perfilar los distintos riesgos, identificar la infraestructura amenazada y las vulnerabilidades y capacidades de la comunidad, usando para esto la metodología de Anderson y Woodrow (1989) refinada por Abarquez y Murshed (2004).

Entre los beneficios del estudio de Maceda et Al. (2009), podemos encontrar que es un método barato, replicable, participativo, inclusivo y rico en información, así mismo hace que la gente tome conciencia más rápidamente del entorno físico en el que habitan y su información es fácilmente integrable en SIG. Sin embargo, entre sus deficiencias tenemos que es un caso de estudio aplicado a una pequeña comunidad aislada de 700 habitantes, su aplicación eficiente en comunidades poblacionales o territoriales mayores esta aun por probarse, así mismo, la información que aporta tiende a concentrarse en las capacidades y vulnerabilidades físicas, dejando un flanco ciego hacia el aspecto social. Finalmente, el aspecto organizativo es también de vital importancia, pues es un método que funciona mejor con la permanente actualización de datos.

2) *Mapeo participativo de riesgos para la definición de objetivos de investigación y asistencia*

Smith et Al (2000) recolectaron datos durante 6 meses, en 1998, en el área de frontera de Etiopia y Kenia, de 120 grupos entrevistados, a través de entrevistas y expresión gráfica de la localización de vulnerabilidades. Así pudieron reconocer las mayores vulnerabilidades de la comunidad, entre ellas la inseguridad de acceso a agua y alimento, así como el acceso a puestos de salud. La localización de las vulnerabilidades fue georreferenciada y subida en una webapp a la página del proyecto.

Smith et Al (2000) reconocieron una serie de fortalezas y debilidades de la aplicación de la metodología participativa en su proyecto. El mapeo participativo del riesgo se caracteriza por ser una herramienta de colección de datos rápida y de bajo costo, además de dejar a los participantes a hablar por sí mismos, obteniendo información de primera mano. Además de ser la información de fácil representación gráfica en gabinete. Finalmente, el mapeo participativo de riesgo contiene la percepción subjetiva de los participantes, y debe por lo tanto representar gráficamente estas diferencias perceptuales, por ejemplo, en el caso de estudio, las gentes de menores ingresos económicos perciben una mayor vulnerabilidad al riesgo que aquellos con recursos, dicha diferenciación es importante para obtener resultados más completos en el estudio.

Sin embargo, también hay que tener en cuenta ciertos riesgos, por ejemplo, el peligro de excluir a ciertos grupos durante la recolección de datos, usualmente los grupos más vulnerables. Así mismo se reconoce la necesidad de incluir la temporalidad en estudios de este tipo, pues repartir el estudio con cierta regularidad de modo que se puedan examinar los cambios en las medidas de incidencia y gravedad, puede incluso ser una

herramienta complementaria útil en los sistemas de alerta temprana, combinado con SIG, este método daría no solo resultados espaciales sino también temporales.

3) *Talleres de participativos y mapas parlantes ante ciclos de riesgo en Lima*

En el contexto nacional, un antecedente importante es el proyecto cLIMA sin riesgo, desarrollado en Lima a partir del 2015, donde destaca el uso de talleres participativos en sectores antagónicos de la ciudad, Barrio Altos (BA) “centro” y el José Carlos Mariátegui (JCM) “periferia”

En ambos ámbitos, se encuentran “ciclos a través de los cuales amenazas ambientales, episódicas, repetitivas y desastres de escala menor generalmente no registrados, se acumulan en las localidades”

El proyecto examina aspectos que por qué se desarrollan trampas de riesgo urbano así como el impacto que tienen en la cotidianidad de los vecinos a su vez que la forma amenazan las inversiones hechas por la ciudadanía y agencias públicas con el fin de mitigar y enfrentar riesgos. Entre los resultados del proyecto destaca la elaboración de “mapas parlantes” que son bases cartográficas donde se mapean los principales riesgos evaluados (CIDAP, 2015).

La metodología destaca por su nivel comparativo entre BA y JCM, pero adolece de especificidad en el análisis ya que usa fuentes cartográficas convencionales y los resultados solo muestran lineamientos generales para interrumpir los ciclos de riesgo. (Allen et Al, 2016)

D. ALCANCES Y LIMITACIONES

El proyecto “Sistemas de Información Geográfica Participativa para la Gestión Integrada de Riesgos en Poblaciones Vulnerables de la Periferia de Arequipa”, cuenta con una pequeña subvención de la Universidad Católica de Santa María de Arequipa, la cual no es suficiente para analizar todo el problema de la periferia de la ciudad. Por este motivo se ha optado por trabajar con el distrito de Jacobo Hunter como área piloto, ya que es un distrito representativo de los peligros de otras áreas de la ciudad y este estudio puede ser replicable a realidades similares en la región o país.

Este proyecto, de un año de duración, ha comenzado en enero del 2017, por lo que al momento de escribir este ensayo se ha realizado la recolección de datos y los talleres participativos con la población, así mismo se viene preparando la interpretación de la información. Por lo tanto este paper se centrará en el enfoque metodológico de la propuesta, y en la presentación de los resultados esperados.

II. MÉTODO

El Método propuesto para el proyecto se divide en 3 fases en que las acciones propuestas puedan ser un aporte en la Gestión de Riesgo de Desastres: Prospectiva, Reactiva y Correctiva. (Figura 1)

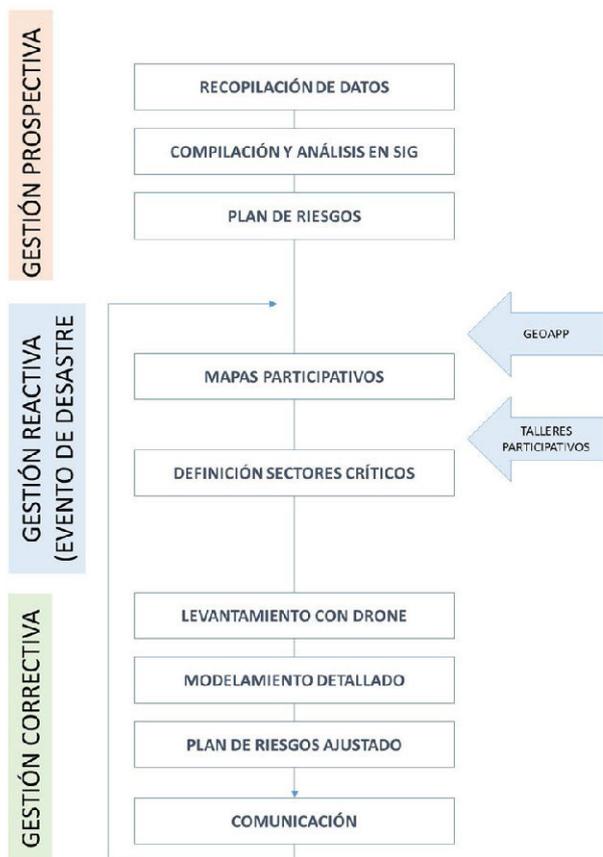


Figura 1. Metodología.

Asimismo, se han considerado tres tipos de actores principales:

- Los técnicos, que tienen a su cargo la recopilación de datos, análisis y producción de mapas temáticos en SIG.
- La población organizada: que participa y da su opinión sobre su experiencia con riesgos específicos.
- Los políticos y/o tomadores de decisiones: quienes usan los insumos de la información generada en SIG para gestionar los recursos en las áreas más afectadas.

Estos tres tipos de actores tienen diferente tipo de involucramiento en las cuatro etapas de una emergencia, según ONU MUJERES:

- La prevención o la precrisis, que pertenece a la gestión prospectiva, y es la etapa antes de que se desencadene el desastre.
- La respuesta o crisis, que es cuando se desencadena el desastre y/o este alcanza su punto culminante, originando las primeras acciones inmediatas, correspondiente a la gestión reactiva.
- La estabilización, que corresponde también a la gestión reactiva y que ocurre cuando se han atendido las necesidades inmediatas de emergencia
- La recuperación, que corresponde a la gestión correctiva, cuando se revisan los planes de contingencia, la cual a su vez vuelve al ciclo de la prevención. (Tabla 1).

TABLA 1.
NIVELES DE INVOLUCRAMIENTO DE LOS ACTORES SEGÚN ACTIVIDAD Y NIVELES DE EMERGENCIA

ACTIVIDAD	ACTORES INVOLUCRADOS	NIVEL DE EMERGENCIA
Recopilación de datos	Técnicos	Prevención
Análisis de riesgos en gabinete	Técnicos	Prevención
Elaboración de Plan de Riesgos	Técnicos	Prevención
Desarrollo de Geoapp	Técnicos	Prevención
Taller participativo	Población	Respuesta
Definición de Sectores Críticos	Técnicos	Respuesta
Aplicación de Geoapp	Población	Respuesta
Levantamiento con drone	Técnicos	Recuperación
Análisis y propuesta a detalle	Técnicos	Recuperación
Integración de resultados	Población	Prevención
Toma de decisiones	Políticos	Prevención, Recuperación
Difusión	Políticos, Población	Prevención, Recuperación

III. RESULTADOS

Los resultados van en relación con cada una de las fases presentadas en la Metodología. La recopilación de datos y el análisis SIG han permitido enmarcar los aspectos a ser abordados en las tres fases del proyecto, el desarrollo del modelo y la GeoAPP permitirá ser el aporte como instrumentos que permitirán mejorar la toma de decisiones en la gestión de riesgo de desastres. En resumen los resultados por cada fase, se describen a continuación:

A. GESTIÓN PROSPECTIVA

1) Recopilación de datos

Consiste en la recopilación de información de diversas fuentes para su posterior desarrollo en SIG.

Las fuentes consultadas han sido el CENEPRED para peligro volcánico, el ANA para peligro de inundación, el estudio de INDECI y la UNSA para peligro sísmico y el Modelo de Elevación de Terreno DEM de la NASA/USGS para definir la pendiente.

2) Compilación y análisis en SIG

Posteriormente se ha realizado el estudio en gabinete y modelamiento en SIG tanto a nivel metropolitano por el IMPLA como a nivel distrital por la Municipalidad de Hunter con el apoyo de especialistas.

Complementariamente se desarrolló levantamiento de campo a nivel de lote en áreas específicas para la elaboración del Plan Urbano Distrital

3) Desarrollo del Plan de Riesgos Distrital

Aquí se definen las acciones a tomar en cuenta para el desarrollo de políticas de gestión de riesgos. Este plan se hizo bajo la normativa impulsada por el Ministerio de Economía y Finanzas en su programa de incentivos a la mejora de la gestión municipal del año 2017 mediante la Meta 27, "Actualización de la Información para la Gestión de Riesgo de Desastre"

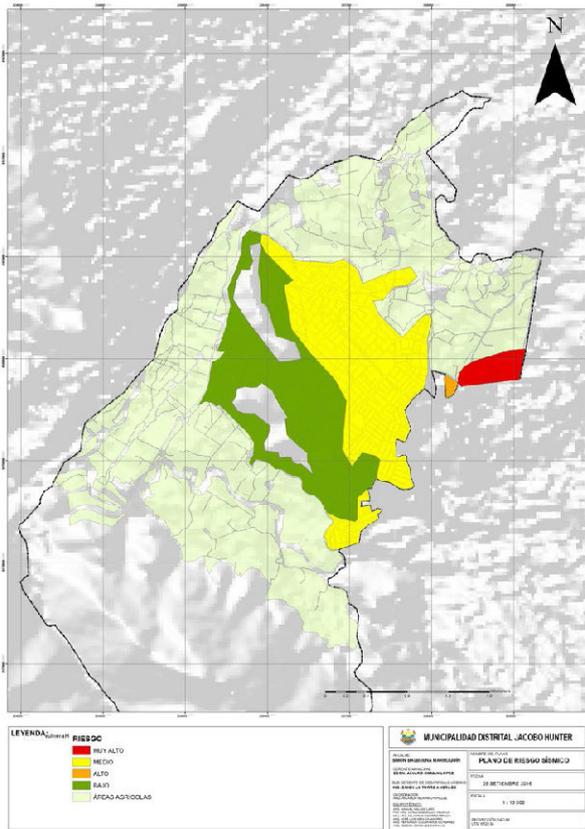


Figura 2. Riesgo Sísmico. Elaboración: Equipo PDU, Hunter

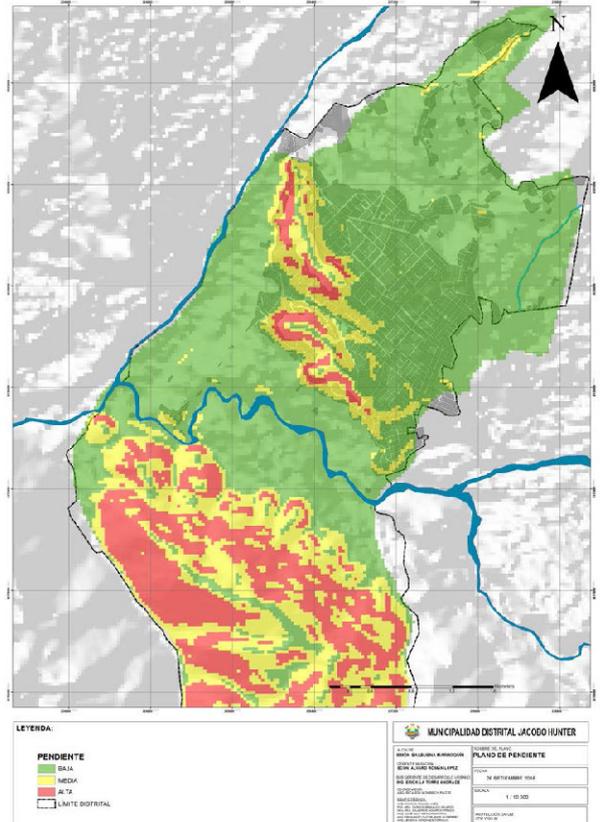


Figura 4. Peligro por pendiente. Elaboración: Equipo PDU, Hunter

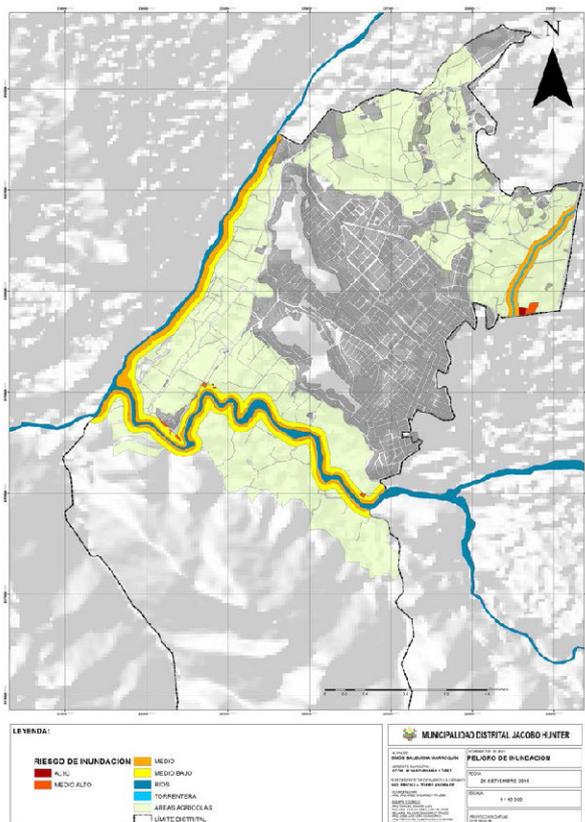


Figura 3. Peligro de Inundación. Elaboración: Equipo PDU, Hunter

B. GESTIÓN REACTIVA

1) Desarrollo de la GEOAPP

Consiste en el desarrollo de un aplicativo móvil que permita a la población identificar el lugar y el tipo de riesgo y posteriormente recibir, clasificar y difundir esta información a las autoridades municipales y de Defensa Civil en el caso de un evento de desastre.

Al momento de escribir el artículo se viene desarrollando la geoapp en ambiente de ArcGIS online y se planean hacer las primeras pruebas con la población en julio de este año. La aplicación deberá estar operativa y la población deberá estar capacitada en su uso antes de fines de año, cuando comienza la estación de lluvias en Arequipa.

2) Talleres participativos

Posterior a eventos de fuertes lluvias ocasionadas por el fenómeno del Niño 2017, es que se ha desarrollado un taller participativo con la población del distrito de Jacobo Hunter en el Salón de Usos Múltiples de la Municipalidad, el día 25 de marzo. En coordinación con la municipalidad se hizo una convocatoria masiva a los dirigentes de diversas organizaciones populares. Se invitó a la población a que localicen sobre mapas impresos de los diferentes sectores del distrito, los diversos incidentes que ocurrieron en esas zonas, su tipo y magnitud.

Finalmente se tuvo un conversatorio donde se intercambiaron ideas para la mejora de la gestión de riesgos.



Figuras 5. Taller participativo, llevado a cabo en la Municipalidad de Hunter el viernes 17 de marzo de 2017 con la participación activa de la población

3) Desarrollo de Mapas participativos

Posteriormente al taller, se realizó un trabajo de gabinete donde se plasmó en ArcMap los eventos identificados por la población.

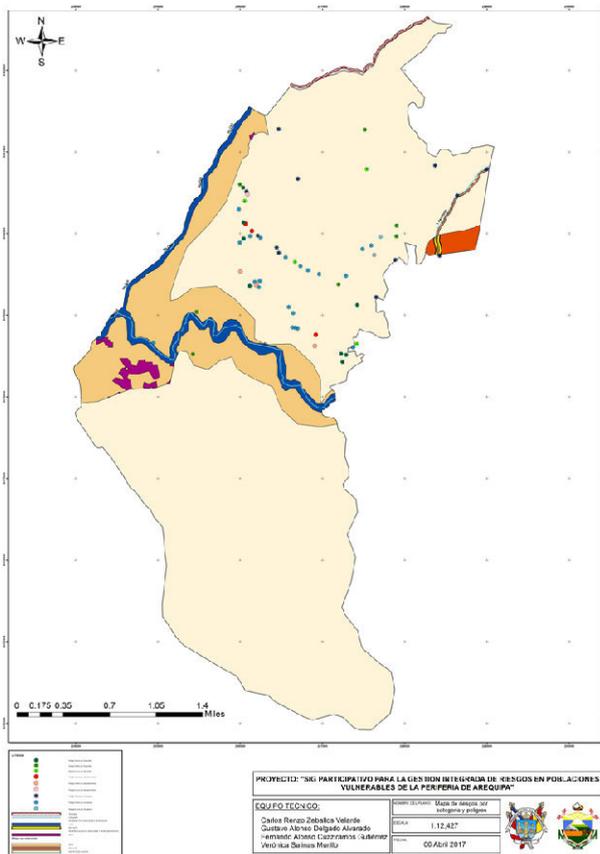


Figura 6. Mapa de peligros participativo. Elaboración propia

4) Definición de sectores críticos

El desarrollo de mapas participativos permitió clarificar los sectores críticos del distrito, a la vez que corroborar y afinar los análisis realizados en el plan de riesgos, delimitando con más exactitud.

C. GESTIÓN CORRECTIVA

1) Levantamiento con drone

Una vez identificado el sector crítico en la zona de Huasache, se ha realizado un levantamiento con drone de ala fija, en un área de 2 ha. Este levantamiento ha permitido obtener un modelo tridimensional de la topografía y los elementos del paisaje (viviendas, canales, vegetación, etc.), la pendiente del terreno, los materiales de construcción de las viviendas vulnerables así como los riesgos analizados en SIG.

En el levantamiento con drone obteniendo diferentes tipos de datos:

- a. Modelado en 3D, el cual se usa en programas como 3DStudio



Figura 7. Modelado en 3D del sector crítico obtenido por drone

- b. Nubes de puntos: son un conjunto de datos tridimensionales que representan la superficie externa de los objetos.



Figura 8. Nube de puntos del sector crítico

- c. Curvas de nivel: para representar la topografía en detalle de la zona de estudio.

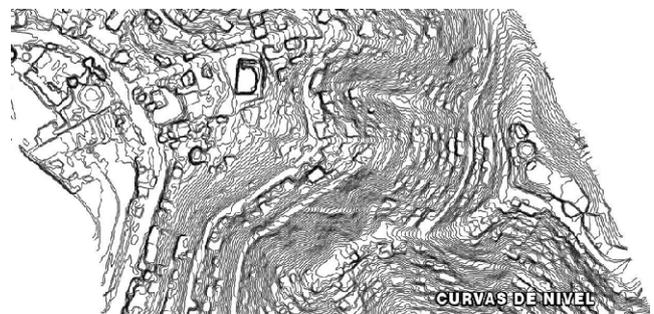


Figura 9. Curvas de nivel del sector crítico

- d. Ortomosaico en alta definición: aerofotografía georeferenciada a resolución de 5 cm por pixel, se pueden ver numerosos detalles en alta calidad.



Figura 10. Ortomosaico. Detalle del sector crítico

- e. Modelo Digital de superficie (DMS): son una representación de la superficie en la cual se pueden modelar eventos de riesgo, como flujo hidráulico, utilizando software como Global Mapper.

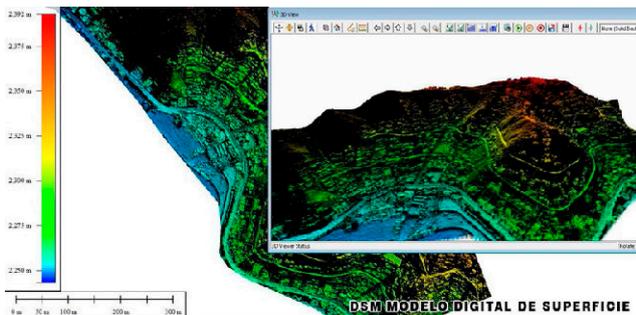


Figura 11. Modelo digital de superficie.

2) Modelamiento en detalle

Con SIG se hará un modelamiento detallado de escenarios de riesgo, como posibles eventos de deslizamiento, flujos hidrológicos, áreas de embalse, etc. evidenciando áreas expuestas, a fin de proponer acciones correctivas y de mitigación.

3) Evaluación de Riesgos

La identificación de las zonas expuestas a través del modelamiento, permitirá afinar los planes y proyectos estipulados en los planes metropolitano y distrital para una adecuada gestión de riesgo y facilitar la toma de decisiones de las autoridades competentes.

4) Comunicación

Los resultados obtenidos serán integrados a la página del SIGRID del CENEPRED y a su vez comunicados periódicamente al gobierno local y a población mediante un componente especial en la página web de la municipalidad.

IV. CONCLUSIONES

La propuesta se centra en el involucramiento de la población y los tomadores de decisiones a través de la participación de estos actores en la producción de datos y su incorporación a un sistema integrado de información geográfica participativa.

El artículo presenta una metodología que busca integrar los tres momentos de la gestión de riesgos: prospectiva, reactiva y correctiva, a través de un modelo dinámico y que se retroalimenta afinando la información para gestión de riesgos.

Por motivos presupuestales se ha tomado en cuenta un distrito piloto, y dentro de él se han identificado sectores críticos para su modelamiento a detalle. Sin embargo se espera que este modelo pueda ser replicado a otras partes del distrito, ciudad o región

Se han definido con claridad los componentes necesarios para tener un desarrollo integral del modelo. Se espera que el proyecto logre desarrollar un prototipo funcional de gestión de riesgos participativa para áreas periféricas de la ciudad de Arequipa, así como la medición de su efectividad.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos muy especialmente a la Bach. Ing. Verónica Salinas Murillo, miembro del equipo, que por razones personales no participó en la elaboración de este paper, pero cuya ayuda en el desarrollo de los mapas participativos ha sido muy importante.

Se agradece el apoyo del Vicerrectorado de Investigación de la UCSM, en la persona del Dr. Gonzalo Dávila del Carpio por su apoyo pleno a la elaboración de este y otros proyectos relacionados a la gestión de riesgos.

Se agradece la colaboración del Arq. Edwin Ríos Pacheco en la recopilación de datos y vuelo con drone.

Se agradece al Municipio Distrital de Hunter, en la persona de su alcalde, el Sr. Simón Balbuena, y de la Arq. Helen Choque Bruna, jefe de la oficina de Defensa Civil del Distrito.

Agradecemos el apoyo de las señoritas estudiantes: Oshin Chua, Nathalie Ramos y Rocío Olmedo por su apoyo durante la realización del taller participativo

Queremos agradecer muy especialmente la participación de estudiantes de pregrado de la facultad de arquitectura de la Universidad Nacional de San Agustín, curso de Centros de Investigación y el Programa Profesional de Arquitectura de la Universidad Católica Santa María, curso de Teoría del Urbanismo II. La lista completa de alumnos participantes en estudios y propuestas se encuentra en el blog Mi Moleskine arquitectónico, en la siguiente entrada <http://moleskinearquitectonico.blogspot.pe/2017/05/costuras-urbanas.html>.

REFERENCIAS

- Abarquez, I. and Murshed, Z. (2004) Community-based disaster risk management: Field practitioners' handbook, Pathumthani: Asian Disaster Preparedness Center
- Allen, A., Wesely, J., & Zilbert, L. (2016). Capacidades e inversión en la gestión de asentamientos y el riesgo urbano. A Boletín N° 3, Octubre 2016. Clima sin riesgo <http://www.climasinriesgo.net/>
- Anderson, M and Woodrow, P (1989) *Rising from the Ashes: Development Strategies in Times of Disasters*, Boulder: Westview Press
- Carreño Tibaduiza, M. L., Cardona Arboleda, O. D., & Barbat Barbat, H. A. (2005). Sistema de indicadores para la evaluación de riesgos. Centre Internacional de Mètodes Numèrics en Enginyeria (CIMNE).
- CENEPRED (2015). Manual para la evaluación de riesgos originados por fenómenos naturales . NEVA STUDIO SAC. Lima 2015 <http://dimse.cenepred.gob.pe/simse/cenepred/docs/MAN-manual-evaluacion-riesgos-natural-v2.pdf>
- CIDAP, Centro de Investigación, Documentación y Asesoría Poblacional. (2015)
- Fernández, M. A. (1996). Ciudades en riesgo: degradación ambiental, riesgos urbanos y desastres en América Latina. Soluciones Practicas.Red de estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina. FLACSO Lima 1996
- INDECI, & UNSA. (2001). Tomo v: Mapa de peligros y lineamientos para el plan de usos del suelo de la ciudad de Arequipa. Plan de mitigación de los efectos producidos por los fenómenos naturales ciudad de arequipa primera fase. Programa de ciudades sostenibles primera etapa. (2001). Arequipa:
- INGEMET. (2007). Mapa de peligros múltiples de la zona proximal del volcán misti. Arequipa:
- Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2016). Arequipa alberga a 1 millón 301 mil habitantes a los 476 años de su creación política. Retrieved from <https://www.inei.gov.pe/prensa/noticias/arequipa-alberga-a-1-millon-301-mil-habitantes-a-los-476-anos-de-su-creacion-politica-9246/>
- Lavell, A (1997). *Viviendo en Riesgo, comunidades vulnerables y prevención de desastres en América Latina*. Red de Prevención de desastres en América Latina. FLACSO Lima 1997, http://desenredando.org/public/libros/1994/ver_todo_nov-20-2002.pdf
- Maceda, E. A., Gaillard, J. C., Stasiak, E., Le Masson, V., & Le Berre, I. (2009). Experimental use of participatory 3-dimensional models in island community-based disaster risk management. *Shima*, 3(1).
- Maskrey, A. C. (1989). El manejo popular de los desastres naturales: estudios de vulnerabilidad y mitigación. In *El manejo popular de los desastres naturales: Estudios de vulnerabilidad y mitigación*. Tecnología Intermedia (ITDG).
- Maskrey, A. C. (1993). Vulnerabilidad y mitigación de desastres. In *Los desastres no son naturales* (pp. 111-34). Red de Estudios Sociales en Prevención de Desastres en América Latina.
- Municipalidad Distrital de Hunter/ Monrroy, R., Málaga, M., Monrroy, M., Zeballos, C., Cuzziramos, F, Vera, J, Gonzales, J. Plan Urbano Distrital Jacobo Hunter 2016-2025 Propuesta . 2016. http://www.munihunter.gob.pe/WP/documentos/plan_urbano2016-2025/PROPUESTA%20PUD%202016-2025.pdf
- ONU MUJERES. Fases de emergencia. <http://www.endvawnow.org/es/articles/1510-fases-de-la-emergencia.html>
- Rambaldi, G and Callosa-Tarr, J (2000) *Manual on Participatory 3-Dimensional Modeling for Natural Resource Management*, Quezon City: Department of Environment & Natural Resources
- Sanchez Aguilar, A. (2015). In OIM (Ed.), *Migraciones internas en el Peru*. Lima:
- Smith, K., Barrett, C. B., & Box, P. W. (2000). Participatory risk mapping for targeting research and assistance: with an example from East African pastoralists. *World Development*, 28(11), 1945-1959.

Zonificación de contaminación por metales pesados en San Bartolomé

Valencia Fernando¹

¹ Escuela de Ingeniería en Minas/
Facultad de Ciencia y Tecnología/
Universidad del Azuay
Av. 24 de Mayo y Hernán Malo/
Azuay/Ecuador
fvalencia@uazuay.edu.ec

RESUMEN

La investigación trata de la determinación espacial de concentraciones de metales pesados presentes en suelos de uso agrícola mediante la aplicación de un modelo geoestadístico generado a partir del análisis de la dispersión secundaria del yacimiento polimetálico de San Bartolomé y de las piscinas de relave que desde el año 1994 se encuentran abandonadas significando las mismas un pasivo ambiental. El área de estudio cubre 2400 hectáreas correspondientes a las microcuencas de las quebradas Sorche y El Salado de la parroquia San Bartolomé, cantón Sígsig provincia del Azuay. Para la elaboración del modelo de contaminación por metales pesados se procedió a la toma de muestras de suelo de forma estratificada en áreas con pendientes menores a 20° y de vocación agrícola con una densidad al menos de 2.5 muestras por kilómetro cuadrado; en total se recolectaron 106 muestras. El análisis en laboratorio determinó en parte por millón (ppm) la concentración de metales pesados: plomo (Pb), cadmio (Cd) y zinc (Zn) mediante espectrometría de absorción atómica. Se procedió al análisis y tratamiento de la información que incluye la generación del modelo predictivo de dispersión de metales pesados en la zona de interés mediante la utilización de un software SIG. Este modelo permitió establecer las áreas sobre las cuales la concentración de metales pesados objeto de la investigación supera los umbrales de riesgo de acuerdo a la normativa ambiental ecuatoriana y cartografiar los resultados que pueden ser utilizados como insumos de ordenamiento territorial. Se proponen alternativas tendientes al manejo del pasivo ambiental.

Palabras clave: **geoestadística, geoquímica, metales pesados, contaminación, relaveras.**

ABSTRACT

The research deals with the spatial determination of concentrations of heavy metals present in soils of agricultural use through the application of a geostatistical model generated from the analysis of the secondary dispersion of the polymetallic deposit of San Bartolome and the tailings deposit that from the year 1994 are abandoned, meaning that they are an environmental liability. The study area covers 2400 hectares corresponding to the microbasins of the Sorche and El Salado streams of the San Bartolome parish, Sig-sig province of the Azuay. For the elaboration of the model the soil samples were taken stratified in areas with slopes less than 20° and agricultural vocation with a density of at

ca; tobas, cenizas volcánicas e ignimbritas y localmente lavas. (PRECUA, 1998)

En las inmediaciones del centro parroquial de San Bartolomé se identifica la presencia de la Unidad Maguazo, consiste principalmente de filitas, micaesquistos, pizarras y cuarcitas intensamente plegadas. Estas rocas fueron producidas por el metamorfismo de rocas volcánicas y volcanodetritos (andesitas, tobas, conglomerados y aglomerados volcánicos), rocas que están expuestas también en el valle del río Paute, aguas abajo de La Josefina. Este metamorfismo ocurrió hace 86 a 90 millones de años (Ma), Cretácico Superior-Senoniano. (PRECUA, 1998).

Hacia la parte media de la microcuenca de la quebrada El Salado se ha mapeado la Unidad Chiguinda, estos materiales forman parte de la denominada serie Loja y domina la parte Sur de la Cordillera Real, litológicamente encontramos cuarcitas y filitas negras, vale mencionar que resulta particular la aparición de esta formación sobre la zona de estudio puesto que se trata de rocas muy antiguas. Hacia la parte baja de la microcuenca se identifican materiales mayoritariamente volcánicos conformando tobas estratificadas de grano fino, lapilli correspondientes a la denominada formación Nabón. Sobre las márgenes del río Pamar podemos encontrar depósitos aluviales de pequeña extensión y potencia, formados por clastos decimétricos hasta arenas.

Planificación de intervención en campo y logística.- El estrato muestral definido fueron áreas de uso agrícola con pendientes inferiores a 20°, una vez definidas cartográficamente estas áreas se procedió a la ubicación de posibles sitios de muestreo, ver Figura 2.

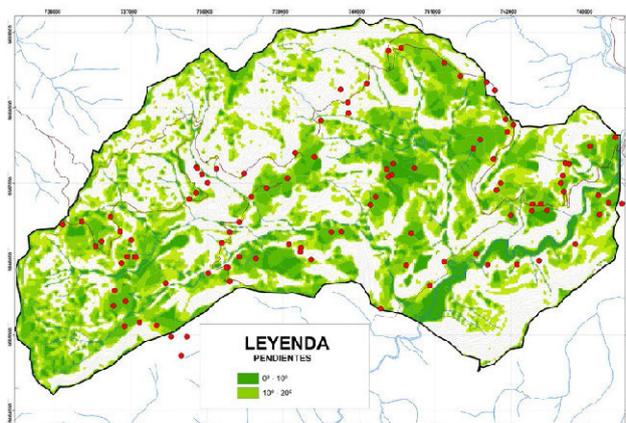


Figura 2.- Zonas de pendiente menor a 20° y puntos de muestreo

Toma de muestras en suelos.- Las muestras fueron tomadas previo el consentimiento de los propietarios sobre suelo de uso agrícola a treinta centímetros bajo la superficie por lo que fue necesaria la excavación respectiva. La muestra en cantidad de 3 kilos aproximadamente fue enfundada y etiquetada con un código secuencial del toma y los datos de ubicación espacial tomada con GPS en el sistema WGS 84, ver Figura 3. Fueron necesarios 10 días para la obtención de los 106 muestras de suelo que incluyen dos muestras tomadas sobre el material en el sitio de la relavera que finalmente fueron excluidos del posterior análisis estadístico por no pertenecer al estrato definido.

Preparación mecánica de muestras.- Las muestras previo a su análisis de laboratorio fueron objeto de una preparación que incluyó:

- Secado en un horno eléctrico;
- Conminución del material recolectado en un molino de suelos y mortero;
- Clasificación, se utilizó el material pasante de la malla número 200 (75um); cuarteo y lixiviación, preparación química de la muestra.



Figura 3.- Toma y etiquetado de muestras.

Ensayos de laboratorio.- para la determinación de la presencia de metales pesados Pb, Zn, Cd, las muestras de suelo fueron analizadas en polarógrafo para determinar los índices de Cd, mientras las concentraciones de Pb y Zn fueron determinadas por adsorción atómica.

Validación de muestras - análisis exploratorio de datos.- las muestras tomadas incluyeron dos datos que se los excluyó por no corresponder al estrato muestral definido (suelos agrícolas), estas muestras fueron tomadas de la relavera de la mina (M105, M106) como referencias de concentración de sitio.

Los resultados de laboratorio fueron analizados estadísticamente de modo de definir parámetros descriptivos como fase previa a la definición del método geoestadístico a aplicar, ver Figura 4, 5 y 6. Para el Pb y Zn fueron validados todos los puntos muestrales, estadísticamente no siguen una distribución normal pero los datos pueden ser normalizados mediante ajuste logarítmico. Para el caso del Cd se excluyeron dos puntos por presentar valores extremos que no pueden ser justificados técnicamente.

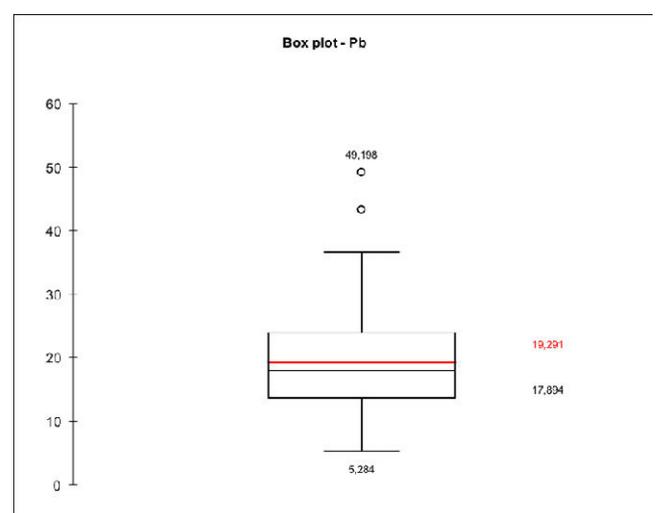


Figura 4.- Diagrama de caja para valores muestrales de Pb.

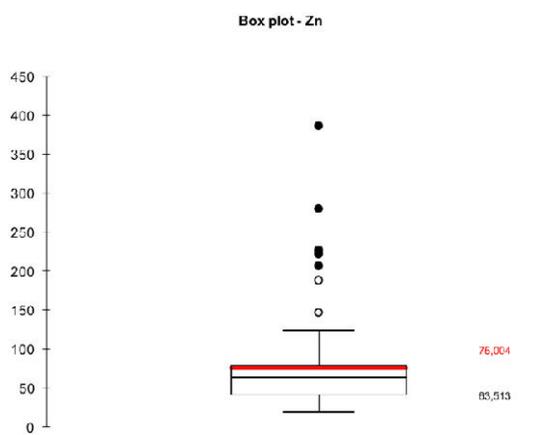


Figura 5.- Diagrama de caja para valores muestrales de Zn.

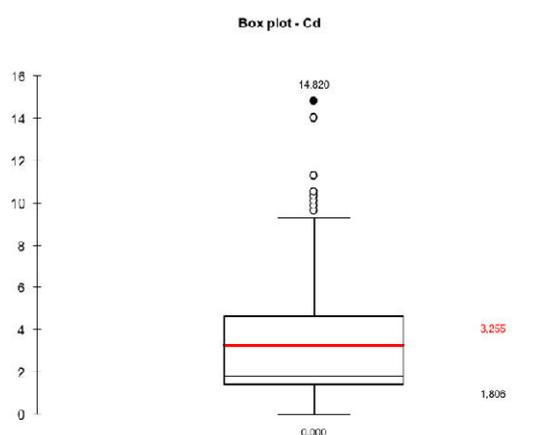


Figura 6.- Diagrama de caja para valores muestrales de Cd.

Análisis y tratamiento de la información.- Los criterios para la selección del método geoestadístico consideraron la distribución y comportamiento espacial de los datos (anisotropía) definiéndose como mejor alternativa la utilización del interpolador krigin universal para el Pb y Zn y el interpolador inverso de la distancia (IDW) para el Cd, vale aclarar que este último método no es considerado como geoestadístico pero su aplicación asemeja más a éstos que los métodos clásicos de interpolación.

Los resultados obtenidos fueron trabajados hasta obtener una delimitación espacial de rangos de concentraciones para los metales pesados analizados de acuerdo a la normativa ambiental ecuatoriana indicada en el Libro VI Anexo 2 “Norma de Calidad Ambiental del Recurso Suelo y Criterios de Remediación para Suelos Contaminados”, en este mismo cuerpo legal se indican los “Factores Indicativos de Contaminación” mediante el cual se define el grado de perturbación sobre cada parámetro, ver Tabla I.

TABLA I
FACTORES INDICATIVOS DE CONTAMINACIÓN, TULAS, LIBRO VI ANEXO 2.

FACTOR DE CONTAMINACIÓN (CONCENTRACIÓN PRESENTE/ VALOR DE FONDO)	GRADO DE PERTURBACIÓN	DENOMINACIÓN
< 1,51	0	Cero o perturbación insignificante
1,5 - 3,0	1	Perturbación evidente
3,0 - 10,0	2	Perturbación severa
> 10,0	3	Perturbación muy severa

III. RESULTADOS

Dispersión de Pb.- el modelo de dispersión de Pb mostró un comportamiento razonable con valores entre 25 y 30 ppm sobre las inmediaciones de la mina y relavera e inferiores a 15 ppm hacia las partes medias y bajas de la zona de estudio, la anisotropía es marcada en dirección Noroeste - Sureste.

El mapa de interpolación fue reclasificado considerando el valor máximo permitido para calidad de suelos del Libro VI Anexo 2 que para Pb indica 25 ppm. Ver Figura 7.

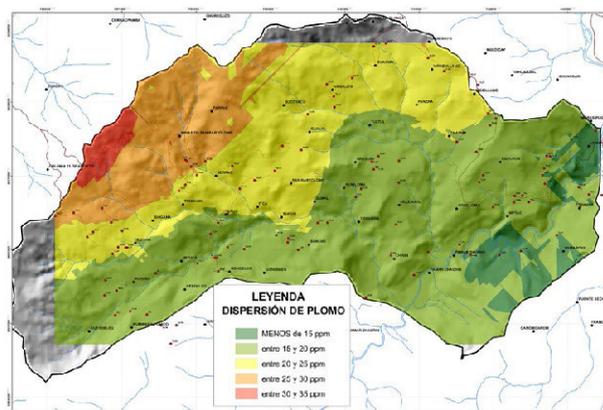


Figura 7.- Mapa de concentraciones esperadas de Pb.

Considerando como valor de fondo la concentración mínima esperada (13.53 ppm) se ha determinado que el valor máximo de concentración presente/valor de fondo es de 2.8.

El área correspondiente a perturbación insignificante alcanza los 1329 ha y perturbación evidente 918 ha. Ver Figura 8.



Figura 8.- Mapa de clasificación por Factor de Contaminación de Pb.

Dispersión de Zn.- de similar forma que con el plomo, el modelo de dispersión de Zn mostró un comportamiento razonable con valores mayores a 130 ppm sobre las inmediaciones de la mina y relavera y parte baja de la microcuenca Sorche, valores menores a 60 ppm se muestran hacia las partes bajas de la zona de estudio, la anisotropía es marcada en dirección Noroeste - Sureste.

El mapa de interpolación fue reclasificado considerando el valor máximo permitido para calidad de suelos del Libro VI Anexo 2 que para Zn indica 60 ppm. Ver Figura 9.

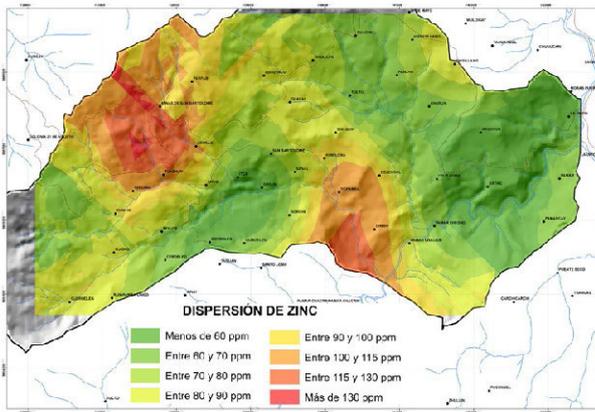


Figura 9.- Mapa de concentraciones esperadas de Zn.

Considerando como valor de fondo la concentración mínima esperada (40.16 ppm) se ha determinado que el valor máximo de concentración presente/valor de fondo es de 3.7.

El área correspondiente a perturbación insignificante alcanza las 432 ha, perturbación evidente 1733 ha y con perturbación severa 81ha. Ver Figura 10.

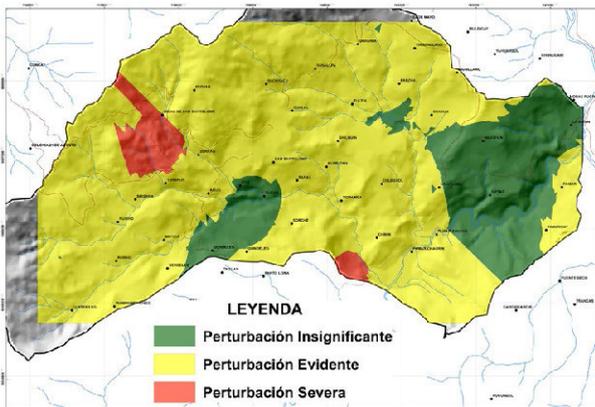


Figura 10.- Mapa de clasificación por Factor de Contaminación de Zn.

Dispersión de Cd.- el modelo de dispersión de Cd mostró concentraciones anómalas de forma dispersa, lo que no pudo ser justificado de forma razonable vinculándolo con la presencia de la mina y zona de relaveras. Las concentraciones encontradas muestran varios puntos con valores sobre los 10 ppm ubicados de forma dispersa sobre el área de estudio. Ver Figura 11.

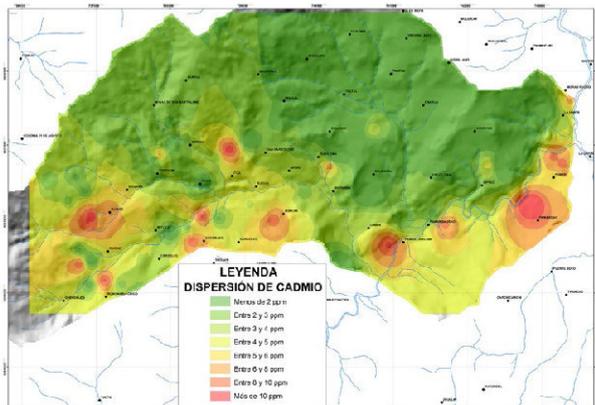


Figura 11.- Mapa de concentraciones esperadas de Cd.

Considerando como valor de fondo la concentración base indicada en Libro VI Anexo 2, Criterios de Calidad de Suelo, (0,5 ppm) se ha determinado que el valor máximo de concentración presente/valor de fondo es de 29.62.

El área correspondiente a perturbación insignificante alcanza las 733 ha, perturbación evidente 756 ha, con perturbación severa 639 ha y con perturbación muy severa 118 ha. Ver Figura 12.

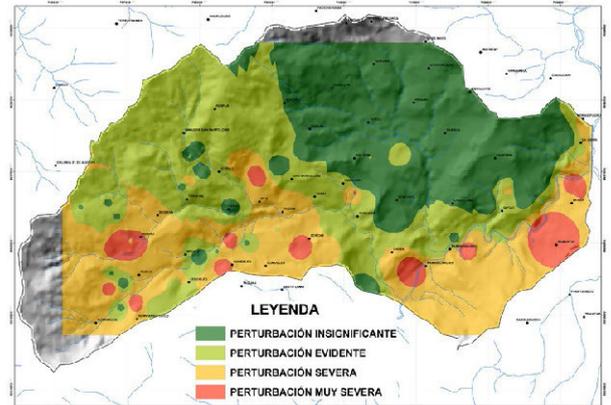


Figura 12.- Mapa de clasificación por Factor de Contaminación de Cd.

Zonificación por concentración de metales pesados.- se elaboró una zonificación de riesgo por concentración de metales pesados combinando los pesos de clases de rangos de concentraciones de Pb, Cd, y Zn, se consideraron para cada metal pesado los límites máximos permisibles en la normativa ecuatoriana, el producto final define tres zonas: Riesgo Alto, Medio y Bajo, ver Figura 13. Por el estrato muestral utilizado (áreas de uso agrícola), el riesgo asociado se refiere a la posibilidad que los metales presentes en el suelo puedan introducirse a la cadena trófica humana por medio de los cultivos.

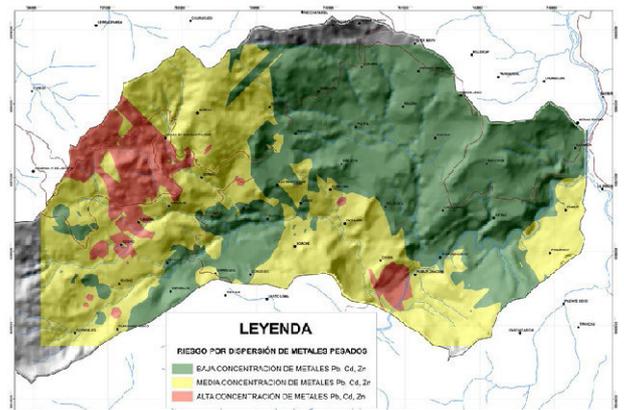


Figura 13.- Zonificación de riesgo de contaminación por presencia de metales pesados.

IV. CONCLUSIONES

La dispersión de minerales y la formación del paisaje geoquímico es un proceso natural relacionado con la dinámica geológica de la corteza terrestre, la presencia de concentraciones anómalas de minerales y en este caso específico de metales pesados pueden ser relacionados también a procesos antrópicos como la minería.

Los factores de contaminación indicados en el Libro VI Anexo 2 han resultado relevantes para el Zn y el Cd en donde se encuentran caracterizaciones de perturbación severa y muy severa.

Los modelos de dispersión de Pb sigue una lógica espacial respecto a la ubicación de la relavera de la mina de San Bartolomé, los valores alcanzados por la interpolación Krigin Universal muestran zonas con concentraciones esperadas de hasta 35 ppm que comparados con investigaciones similares en otras localidades se muestran relativamente bajos (Beane, 2016), y siendo los valores superiores de concentración de Pb en la corteza continental de 17 ppm (Khalil, 2012).

Los modelos de dispersión geoquímica generados por interpolación geoestadística muestran valores coherentes y correlacionados para y entre el Pb y el Zn, esta coherencia se basa en el hecho de encontrar la fuente de emisión de metales pesados en la zona del depósito mineral y la relavera, aquí con concentraciones relativamente altas y más bajas conforme se aleja del sitio. Mientras tanto los valores de Cd muestran un comportamiento caótico al encontrarse valores anómalos altos sin relacionarse con la fuente de emisión indicada anteriormente. El modelo de dispersión generado y los valores proyectados sugiere la existencia de un mecanismo no relacionado con la mina y relavera de San Bartolomé como fuente de dispersión de Cd.

La normativa ambiental ecuatoriana establece el límite de calidad en suelos para remediación en 25 ppm para el Pb, considerando esta última referencia el área en la zona de estudio en donde se espera superar este límite alcanza el 48% de cobertura, sin embargo de aquello vale indicar también que el límite máximo permisible para suelos de uso agrícola es de 100 ppm, encontrándose toda el área por debajo de este valor.

Similares comportamientos encontramos para los resultados de Zn, su modelo de dispersión muestra valores de predicción máximos de 130 ppm, estos valores también se ubican en los alrededores de la mina y relavera, el valor en la corteza es de 71 ppm, relativamente en comparación con estudios en otras minas son valores bajos (Islam, 2015).

Los valores definidos por el modelo predictivo de Cd aplicando el método inverso de la distancia muestran concentraciones altas hacia las riberas de la quebrada Sorche y Río Bolo, la norma de calidad de suelos indicada en el TULSMA indica como valor de referencia 0.2 ppm, el límite máximo permisible para suelos en remediación y uso agrícola en 2.0 ppm. Varios puntos de muestreo indican valores sobre los 14 ppm. Estas lecturas no se pueden justificar por la influencia de la fuente fija (relavera) por lo que deben realizarse comprobaciones de los datos referidos.

El mapa de riesgo por concentración de metales pesados delimita la zona con mayor incidencia de concentraciones medidas por lo que representa el espacio sensible en función de desarrollar actividades de tipo agrícola, es decir esta zona debería ser objeto de control sanitario por la incidencia a la fijación y absorción de metales pesados en especies vegetales.

Los valores de concentración de metales pesados encontrados para Pb y Zn no superan los valores máximos permisibles para suelo de uso agrícola en la zona de estudio a excepción de las inmediaciones de la relavera.

Los resultados de la muestra tomada en la relavera mostraron concentraciones elevadas de Pb, Cd y Zn, lo que sumado a la inexistencia de un manejo ambiental de control de lixiviados hacen imprescindible la necesidad de contar con un plan de acción tendiente a la recuperación ambiental de la zona de incidencia (zonas de producción agrícola). Componentes principales del plan de acción incluiría la realización de un monitoreo permanente de la concentración de metales pesados en sedimentos fluviales y el agua de los drenajes a la salida de la relavera. La caracterización de la piscina de relaves facilitaría la determinación de medidas de manejo sobre el pasivo ambiental existente y que evidentemente es la fuente de generación de la dispersión de metales Pb y Zn presentes en la zona de estudio.

AGRADECIMIENTOS

Manifestamos el agradecimiento al Vicerrectorado de Investigaciones de la Universidad del Azuay por el apoyo brindado para la elaboración del presente estudio.

REFERENCIAS

- Islam, M. S., Ahmed, M. K., Raknuzzaman, M., Habibullah -Al- Mamun, M., & Islam, M. K. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 48, 282-291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.016>
- Khalil, A., Hanich, L., Bannari, A., Zouhri, L., Pourret, O., & Hakkou, R. (2013). Assessment of soil contamination around an abandoned mine in a semi-arid environment using geochemistry and geostatistics: Pre-work of geochemical process modeling with numerical models. *Journal of Geochemical Exploration*, 125, 117-129. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.11.018>
- PRECUPA. (1998). Informe final, componente B, geología. Cuenca.
- Rehman, Z. U., Khan, S., Brusseau, M. L., & Shah, M. T. (2017). Lead and cadmium contamination and exposure risk assessment via consumption of vegetables grown in agricultural soils of five-selected regions of Pakistan. *Chemosphere*, 168, 1589-1596. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.152>
- Tapoglou, E., Karatzas, G. P., Trichakis, I. C., & Varouchakis, E. A. (2014). A spatio-temporal hybrid neural network-Kriging model for groundwater level simulation. *Journal of Hydrology*, 519, Part, 3193-3203. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.040>
- Wang, X. L., Chen, H., Wu, Y., & Feng, Y. (2010). New Techniques for the Detection and Adjustment of Shifts in Daily Precipitation Data Series. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 2416-2436. <https://doi.org/10.1175/2010JAMC2376.1>
- Wu, Q., Leung, J. Y. S., Geng, X., Chen, S., Huang, X., Li, H., ... Lu, Y. (2015). Heavy metal contamination of soil and water in the vicinity of an abandoned e-waste recycling site: Implications for dissemination of heavy metals. *Science of The Total Environment*, 506, 217-225. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.121>
- Yang, S., Zhang, H., Kong, M., Liu, Y., Liu, H., & Xu, R. (2014). Study on surficial soil geochemistry in the high-elevation and -frigid mountainous region: A case of Qulong porphyry copper deposit in Tibet. *Journal of Geochemical Exploration*, 139, 144-151. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.06.001>
- Zhang, X., & Srinivasan, R. (2009). GIS-Based Spatial Precipitation Estimation: A comparison of Geostatistical approaches, 45(4), 894-906.