



Universidad Nacional Autónoma de México
Posgrado en Ciencias de la Tierra

***QUEMAS AGRÍCOLAS EN MÉXICO Y
CENTROAMÉRICA: CONTAMINACIÓN POR GASES
Y PARTÍCULAS***

Tesis de grado

Que opta por el grado de Doctora en Ciencias de la Tierra

Presenta:

Blanca Estela Ríos Ramos

Tutor

Dra. Graciela Binimelis de Raga

[Centro de Ciencias de la Atmosfera, UNAM]

Miembros del comité tutor

Dra. Graciela Binimelis de Raga

[Centro de Ciencias de la Atmosfera, UNAM]

Dr. José Agustín García Reynoso

[Centro de Ciencias de la Atmosfera, UNAM]

Dr. Michel Grutter de la Mora

[Centro de Ciencias de la Atmosfera, UNAM]

Ciudad de México, agosto de 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Para Estela y Amani

DECLARACIÓN

Declaro conocer el Código de Ética de la Universidad Nacional Autónoma de México, plasmado en la Legislación Universitaria. Con base en las definiciones de integridad y honestidad ahí especificadas, aseguro mediante mi firma al calce que el presente trabajo es original y enteramente de mi autoría. Todas las citas de, o referencias a, las obras de otros autores aparecen debida y adecuadamente señaladas, así como acreditadas mediante los recursos editoriales convencionales

Firma: _____

Fecha: _____

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

- Blanca Estela Rios Ramos – agosto 2019

En la actualidad las tierras de cultivo ocupan aproximadamente 12% de la superficie continental (Fritz *et al.*, 2015), y es quizá el uso de suelo más importante para la humanidad. La quema de los residuos agrícolas es una práctica común, usada por varios motivos, durante la cosecha, post-cosecha o durante los periodos previos a la siembra; dichos motivos incluyen la deforestación, nutrición del suelo, limpieza de tierras de cultivo, o a veces por una práctica cultural firmemente arraigada que prevalece en las regiones tropicales y sub-tropicales. Estos quemados emiten una gran variedad de contaminantes a la atmósfera, tales como el dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles (COV y COSV), materia particulada (PM), amoníaco (NH₃), dióxido de azufre (SO₂), y metano (CH₄) (Liu *et al.*, 2015). Muchos de estos gases tienen efectos adversos directos en la salud, y, reaccionan para crear otros peligrosos gases traza troposféricos como el ozono (O₃) (Wiedinmyer *et al.*, 2006) y además reaccionan con la radiación resultando en un impacto significativo en el cambio climático global.

Las quemados agrícolas son una práctica muy común en todo México y Centroamérica y el humo de las quemados es claramente identificable en imágenes de satélite. Este tipo de quema a cielo abierto tiene, a la larga, graves consecuencias tales como la erosión del suelo, la pérdida de nutrientes y la reducción de la productividad. Ocurren principalmente en los meses de marzo a mayo antes del comienzo de la estación de lluvias (generalmente durante junio).

Las quemados agrícolas también alteran el ciclo del carbono y el intercambio de nutrientes, que influencia indirectamente las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes del suelo (Davidson *et al.*, 2008). Cuando las partículas emitidas en la quema de los cultivos son transportados a latitudes más altas y/o a las altas montañas, el depósito de carbono negro sobre la nieve y el hielo disminuyen el albedo de dichas superficies, contribuyendo al calentamiento localizado y al derretimiento acelerado de la nieve (Flanner *et al.*, 2009).

Debido a la importancia de estas emisiones, este proyecto propone realizar estimaciones de la acumulación de partículas en la atmósfera y de los gases traza en México y Centroamérica, usando observaciones satelitales de áreas quemadas, fuegos activos y de profundidad óptica del aerosol (AOD por sus siglas en inglés).

Los recientes avances en los productos de teledetección han mejorado nuestra capacidad para estudiar las quemados agrícolas de forma consistente a través de las diferentes regiones y países en múltiples escalas espaciales y temporales. Comparado con las estimaciones de emisiones basadas en la producción agrícola, el uso de la tecnología de percepción remota para cuantificar los fuegos y las emisiones resultantes tiene un gran potencial. Actualmente, tres productos de

fuegos diferentes se obtienen de los sensores satelitales geoestacionarios y polares: 1) fuegos activos, 2) áreas quemadas, y 3) poder radiativo del incendio (FRP). El uso de estos productos permite cuantificar las emisiones de diferentes clases de coberturas de suelos. En este trabajo se propusieron y probaron dos métodos para estimar las emisiones de gases y partículas provenientes de los fuegos en las ecorregiones de México y Centroamérica del 2003 al 2014. 1) El método directo, que estima el coeficiente de emisión de humo (C_e) en función de Fire Radiative Energy (FRE), utilizando mediciones satelitales del Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS)-Aerosol Optical Depth (AOD) y tasas de liberación de FRE (R_{FRE}), donde C_e multiplicado por R_{FRE} da la tasa de emisión de humo. (2) El método indirecto, que utiliza conjuntos de datos MODIS de Aqua y Terra para estimar el FRE con un modelo para parametrizar el ciclo diurno del fuego basado en una ecuación gaussiana para cada ecorregión, y los factores de emisión calculados in situ por estudios previos. Estos métodos se compararon entre sí y con el conjunto de datos GFEDv4.1 para evaluar la incertidumbre de las estimaciones de emisión de incendios.

Los resultados revelan que tanto las áreas quemadas y los fuegos detectados por MODIS muestran una gran variabilidad interanual durante el periodo de estudio, mientras que el año con más fuegos fue el 2011 para México y 2003 para Centroamérica. Las áreas quemadas y los fuegos activos se concentraron en dos ecorregiones: Bosque tropical seco y húmedo. El uso de suelo con más fuegos detectados fue el suelo agrícola (36%), y la mayoría de estas quemadas se detectaron durante la época de secas, siendo mayo el mes con más quemadas.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por otorgarme una beca con número 407033 para llevar a cabo mis estudios de doctorado.

A la Universidad Nacional Autónoma de México al Centro de Ciencias de la Atmósfera y al Posgrado en Ciencias de la Tierra, por formarme académicamente en el área de percepción remota de contaminantes atmosféricos. Gracias por brindarme los recursos académicos, materiales y económicos durante mis estudios de doctorado.

De igual forma, agradezco a mi Directora de Tesis la Dra. Graciela Binimelis de Raga, que gracias a sus consejos y correcciones hoy puedo culminar este trabajo. Al Dr. José Agustín García Reynoso y el Dr. Michel Grutter de la Mora que me acompañaron a lo largo de este proceso, gracias por sus conocimientos, experiencia y apoyo.

A mis amigos “cienciosferos”, que se convierten en amigos de vida y aquellos que serán mis colegas, gracias por todo su apoyo y diversión.

CONTENIDO

1 INTRODUCCIÓN.....	12
1.1 QUEMA DE BIOMASA	12
1.1.1 <i>El rol de la quema de biomasa en la agricultura</i>	13
1.2 EMISIONES CONTAMINANTES DE LA QUEMA DE BIOMASA.....	14
1.2.1 <i>Dióxido de carbono</i>	16
1.2.2 <i>Gases traza</i>	17
1.2.3 <i>Partículas de aerosol</i>	19
1.3 ALTURA Y TRANSPORTE DE LAS PLUMAS DE HUMO	20
1.4 ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE QUEMA DE BIOMASA	21
1.4.1 <i>Mediciones experimentales</i>	21
1.4.2 <i>Herramientas de percepción remota</i>	22
1.4.3 <i>Métodos para la estimación de emisiones de quema de biomasa</i>	24
1.4.4 <i>Estudios previos de la estimación de la quema de biomasa en México y Centroamérica</i>	26
2 REGIÓN DE ESTUDIO.....	29
3 MÉTODOS	33
3.1 BASES DE DATOS	33
3.1.1 <i>MODIS</i>	33
3.1.2 <i>Área quemada y anomalías térmicas</i>	35
3.1.3 <i>Cobertura del suelo</i>	35
3.1.4 <i>Espesor óptico del aerosol</i>	38
3.1.5 <i>Campos de viento</i>	38
3.2 MÉTODO DIRECTO.....	39
3.3 MÉTODO INDIRECTO.....	42
4 RESULTADOS.....	45
4.1 DISTRIBUCIÓN ESPACIO TEMPORAL DE LAS ÁREAS QUEMADAS.....	45
4.1.1 <i>Ciclo anual del área total quemada</i>	45
4.1.2 <i>Distribución espacial y mensual del área quemada</i>	45
4.1.3 <i>Correlación entre el área total quemada y la precipitación</i>	49
4.2 DETERMINACIÓN DE LAS EMISIONES LA QUEMA AGRÍCOLA	56
4.2.1 <i>FRE de las quemas totales y agrícolas</i>	56
4.2.2 <i>Estimación del coeficiente de emisión de las partículas de humo</i>	57
4.2.3 <i>Estimación de las emisiones de las partículas de humo</i>	60
4.2.4 <i>Estimación del cociente entre estimaciones por Terra y Aqua</i>	63

4.2.5 Estimación de emisiones de gases y partículas por ecorregión	65
4.2.6 Comparación de la estimación de las emisiones de partículas de humo mediante ambos métodos	68
4.2.7 Comparación con el producto GFED	71
4.2.8 Incertidumbre	72
5 DISCUSIÓN	74
6 CONCLUSIONES	79
7 REFERENCIAS	81

LISTA DE TABLAS

TABLA 1 SENSORES PARA LA DETECCIÓN DE FUEGOS. NEAR-INFRARED (NIR, 841-876 NM), SHORT WAVE INFRARED (SWIR, 1230-2155 NM), MEDIUM WAVE INFRARED (MWIR, 3660-4549 NM), THERMAL INFRARED (TIR, 6535-14385 NM).....	24
TABLA 2 CATEGORÍAS AMPLIAS Y AGREGADAS DE COBERTURA DEL SUELO.	37
TABLA 3 FACTORES DE EMISIÓN UTILIZADOS PARA CALCULAR LAS EMISIONES DE QUEMAS TOTALES Y AGRÍCOLAS	44
TABLA 4 ÁREA QUEMADA (KM ²) IDENTIFICADA CON EL PRODUCTO MCD45A1 DEL 2001 AL 2014 EN MÉXICO Y CENTROAMÉRICA.	46
TABLA 5 COEFICIENTES DE EMISIÓN (<i>Ce</i>) Y SU R ² EN KG/MJ CORRESPONDIENTE PARA CADA ECORREGIÓN EN MÉXICO Y CENTROAMÉRICA.....	59
TABLA 6 COEFICIENTES DE EMISIÓN (<i>Ce</i>) Y SU R ² EN KG/MJ, APLICANDO EL MÉTODO DE VISUALIZACIÓN DE GRÁFICO DE DISPERSIÓN DE CONJUNTOS.....	60
TABLA 7 EMISIONES DE PARTÍCULAS DE HUMO ANUALES DE LAS QUEMAS TOTALES (GG) EN LAS ECORREGIONES DE MÉXICO Y CENTROAMÉRICA. LAS SIGLAS DE CADA ECORREGIÓN SE INDICAN EN LA TABLA 6.	61
TABLA 8 EMISIONES DE PARTÍCULAS DE HUMO ANUALES DE LAS QUEMAS AGRÍCOLAS (GG) EN LAS ECORREGIONES DE MÉXICO Y CENTROAMÉRICA. LAS SIGLAS DE CADA ECORREGIÓN SE INDICAN EN LA TABLA 6.....	63
TABLA 9 ÍNDICES INTERANUALES DE TERRA/AQUA DE 2003 A 2014 EN CADA ECORREGIÓN EN MÉXICO Y CENTROAMÉRICA. LAS DOS ÚLTIMAS FILAS CORRESPONDEN A LA MEDIA Y LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR (DS)	65
TABLA 10 COMPARACIÓN DE LAS ESTIMACIONES DE EMISIONES DE HUMO DE LAS QUEMAS TOTALES (GG) EN NUESTRO ESTUDIO (MÉTODO INDIRECTO) CON LOS ESTIMADOS DEL PRODUCTO GFEDv4.1.	72
TABLA A1 EMISIONES DE GASES Y PARTÍCULAS (GG) DE LOS FUEGOS TOTALES EN LAS ECORREGIONES DE MÉXICO DEL 2003 AL 2014, DERIVADOS DEL MÉTODO DE VERMOTE ET AL. 2009.....	93
TABLA A2 EMISIONES DE GASES Y PARTÍCULAS (GG) DE LOS FUEGOS AGRÍCOLAS EN LAS ECORREGIONES DE MÉXICO DEL 2003 AL 2014, DERIVADOS DEL MÉTODO DE VERMOTE ET AL. 2009.....	98
TABLA A3 EMISIONES DE GASES Y PARTÍCULAS (GG) DE LOS FUEGOS TOTALES EN LAS ECORREGIONES DE CENTROAMÉRICA DEL 2003 AL 2014, DERIVADOS DEL MÉTODO DE VERMOTE ET AL. 2009.	103
TABLA A4 EMISIONES DE GASES Y PARTÍCULAS (GG) DE LOS FUEGOS AGRÍCOLAS EN LAS ECORREGIONES DE CENTROAMÉRICA DEL 2003 AL 2014, DERIVADOS DEL MÉTODO DE VERMOTE ET AL. 2009.	106

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 PRINCIPALES COMPUESTOS QUÍMICOS DE LA VEGETACIÓN, A) CELULOSA, B) HEMICELULOSA, C) LIGNINA.	15
FIGURA 2 ÁREA DE ESTUDIO MOSTRANDO LA COMPLEJIDAD DEL RELIEVE.	31
FIGURA 3 ECORREGIONES EN MÉXICO Y CENTROAMÉRICA. BASADO EN ECORREGIONES TERRESTRES DE NORTEAMÉRICA (CCA, 2009) Y THE NATURE CONSERVANCY-WORLD WILDLIFE FUND (OLSON <i>ET AL.</i> , 2001).	32
FIGURA 4 REPRESENTACIÓN GRÁFICA DEL MÉTODO DE ICHOKU Y ELLISON (2014). LA FLECHA BLANCA REPRESENTA LA DIRECCIÓN DEL VIENTO. EL RECUADRO ROSA, REPRESENTA AL PIXEL CENTRAL DE AEROSOL QUE CONTIENE LOS FUEGOS; LOS RECUADROS MORADOS SON LOS PÍXELES DE AEROSOL QUE SE ENCUENTRAN A SOTAVENTO Y QUE RODEAN AL PIXEL CENTRAL; LOS RECUADROS VERDES SON LOS PÍXELES DE AEROSOL QUE RODEAN AL PIXEL CENTRAL QUE ESTÁN VIENTO ARRIBA (O A BARLOVENTO). LOS NÚMEROS ROMANOS REPRESENTAN EL NÚMERO DE CUADRANTE, Y CADA UNO CONTIENE AL PIXEL CENTRAL.	42
FIGURA 5 DISTRIBUCIÓN ESPECIAL PROMEDIO MENSUAL DEL ÁREA QUEMADA EN MÉXICO Y CENTROAMÉRICA PARA EL PERIODO DEL 2001 AL 2014 DE ENERO A JUNIO.	47
FIGURA 6 DISTRIBUCIÓN ESPECIAL PROMEDIO MENSUAL DEL ÁREA QUEMADA EN MÉXICO Y CENTROAMÉRICA PARA EL PERIODO DEL 2001 AL 2014 DE JULIO A DICIEMBRE.	48
FIGURA 7 CICLO ANUAL DEL PROMEDIO DEL ÁREA QUEMADA DEL 2001 AL 2014 EN MÉXICO Y CENTROAMÉRICA, EN FUNCIÓN DE VARIAS COBERTURAS DE SUELO.	49
FIGURA 8 SERIES DE TIEMPO DE LAS ANOMALÍAS ESTANDARIZADAS DE LA PRECIPITACIÓN ANUAL Y EL ÁREA QUEMADA EN MÉXICO Y CENTROAMÉRICA.	51
FIGURA 9 SERIES DE TIEMPO DE LAS ANOMALÍAS ESTANDARIZADAS DE LA PRECIPITACIÓN ANUAL EN LAS ECORREGIONES DE MÉXICO.	52
FIGURA 10 SERIES DE TIEMPO DE LAS ANOMALÍAS ESTANDARIZADAS DE LA PRECIPITACIÓN ANUAL EN LAS ECORREGIONES DE CENTROAMÉRICA.	53
FIGURA 11 BOXPLOTS DEL CICLO ANUAL MENSUAL DEL ÁREA QUEMADA DEL 2001 AL 2014 PARA CADA ECORREGIÓN IDENTIFICADA EN EL ÁREA DE ESTUDIO. LOS COLORES EN LAS ETIQUETAS DE LAS ECORREGIONES CORRESPONDEN A LOS COLORES DESIGNADOS A CADA ECORREGIÓN EN LA FIGURA 3.	54
FIGURA 12 BOXPLOTS DEL ÁREA QUEMADA EN FUNCIÓN DEL TIPO DE SUELO DEL 2001 AL 2014 EN CADA ECORREGIÓN IDENTIFICADA EN EL ÁREA DE ESTUDIO. LAS LETRAS EN EL EJE-X CORRESPONDEN A BOSQUE	

(B), MATORRAL (M), PASTIZAL (P), Y CULTIVOS (C). LOS COLORES EN LAS ETIQUETAS DE LAS ECORREGIONES CORRESPONDEN A LOS COLORES DESIGNADOS A CADA ECORREGIÓN EN LA FIGURA 2.	55
FIGURA 13 NÚMERO DE PÍXELES CON FUEGOS TOTALES Y AGRÍCOLAS POR ECORREGIÓN DEL 2003 AL 2014.	56
FIGURA 14 INTENSIDAD PROMEDIO DE LOS FUEGOS AGRÍCOLAS (FRE) ESTIMADA POR MODIS DURANTE A) FEBRERO – ABRIL, B) MAYO – JULIO, C) AGOSTO – OCTUBRE, Y D) NOVIEMBRE – ENERO DEL 2003 AL 2014 EN MÉXICO Y CENTROAMÉRICA.	57
FIGURA 15 A) CORRELACIÓN ENTRE LAS TASAS DE EMISIÓN DE PARTÍCULAS DE HUMO Rsa Y LA TASA DE LIBERACIÓN DE ENERGÍA RADIATIVA DEL INCENDIO RFRE DE LOS FUEGOS DETECTADOS POR MODIS AQUA Y TERRA EN LOS BOSQUES TROPICALES HÚMEDOS DEL 2003 AL 2014. CADA PUNTO REPRESENTA UN PASO DEL SATÉLITE POR LA REGIÓN. LA PENDIENTE DE LA REGRESIÓN LINEAL REPRESENTA EL COEFICIENTE DE EMISIÓN (Ce). B) GRÁFICO DE DISPERSIÓN DE CONJUNTOS DE LA CORRELACIÓN ENTRE Rsa Y RFRE DETECTADOS POR MODIS AQUA Y TERRA EN LOS BOSQUES TROPICALES HÚMEDOS DEL 2003 AL 2014. CADA PUNTO REPRESENTA EL PROMEDIO DE 25 PASOS DE MODIS SOBRE LA REGIÓN. LAS BARRAS DE ERROR VERTICALES REPRESENTAN EL ERROR ESTÁNDAR.	58
FIGURA 16 VARIABILIDAD INTERANUAL DE LAS EMISIONES TOTALES DE HUMO EN CADA ECORREGIÓN EN MÉXICO Y AMÉRICA CENTRAL. EL NÚMERO ENTRE PARÉNTESIS EN LEYENDAS CORRESPONDE A LOS FACTORES DEL MÉTODO INDIRECTO.	69
FIGURA 17 VARIABILIDAD INTERANUAL DE LAS EMISIONES AGRÍCOLAS DE HUMO EN CADA ECORREGIÓN EN MÉXICO Y AMÉRICA CENTRAL. EL NÚMERO ENTRE PARÉNTESIS EN LEYENDAS CORRESPONDE A LOS FACTORES DEL MÉTODO INDIRECTO.	71
FIGURA 18 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS PRINCIPALES CULTIVOS EN MÉXICO (POR ESTADO) Y EN CADA UNO DE LOS PAÍSES DE CENTROAMÉRICA (ZAVARIZ-ROMERO <i>ET AL.</i> , 2014; INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA GUATEMALA, 2015; INSTITUTE CARIBBEAN AGRICULTURAL RESEARCH AND DEVELOPMENT, 2016).	75

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Quema de biomasa

La quema de biomasa en los incendios forestales ha sido un proceso natural en este planeta desde la evolución de vegetación en la superficie de la tierra, hace alrededor de 350 a 400 millones de años (Andreae, 1991). Sin embargo, la evolución humana y el uso del fuego han ido de la mano desde el origen de nuestra especie. Como resultado, la contaminación del aire por el humo de la quema de biomasa ha sido compañera de la humanidad durante unos 2 millones de años (Andreae and Merlet, 2001), ya que el 90% de los incendios son provocados por humanos (Balch *et al.*, 2017). Las emisiones de la quema de combustibles fósiles ganaron notoriedad como contaminantes del aire en la Inglaterra medieval, pero sólo en los dos últimos siglos han comenzado a jugar un rol importante en todo el mundo. No obstante, las ciencias atmosféricas se han enfocado en esta amenaza más recientemente: los primeros documentos sobre la quema de biomasa y su impacto en la contaminación atmosférica se publicaron en los años setenta y principios de los ochenta (Eagan, Hobbs and Radke, 1974; Radke *et al.*, 1978; Seiler and Crutzen, 1980). El interés científico ha crecido desde entonces, ya que las primeras estimaciones de las emisiones de la quema de biomasa sugirieron ser similares a las emisiones de la quema de combustibles fósiles (Seiler and Crutzen, 1980; Crutzen and Andreae, 1990) y cuando resultó evidente que estas emisiones podrían afectar grandes áreas como consecuencia del transporte a larga distancia (Andreae 1983; Fishman et al. 1990).

1.1.1 El rol de la quema de biomasa en la agricultura

La quema agrícola sirve para una variedad de propósitos, principalmente: a) eliminación de bosques y matorrales para extender la frontera agrícola, b) control de malezas y plagas, c) liberación de nutrientes, y d) limpieza de residuos agrícolas.

1.1.1.1 Eliminación de bosques y matorrales para uso agrícola

Existen dos técnicas para cambiar el uso de suelo forestal al agrícola: la agricultura itinerante, que consiste en cultivar parcelas de forma temporal, luego se abandonan y se permite que la vegetación natural vuelva a crecer mientras que el agricultor se traslada a otra parcela (Lebrija-trejos *et al.*, 2014). En algunas regiones, los agricultores usan la práctica de roza y quema para deshacerse de la vegetación nativa. La otra técnica es la remoción permanente de los bosques o matorrales, la cual reemplaza la vegetación nativa por pastizales o tierras de cultivo (Paull, 2005). En ambos casos, la eliminación y quema de la vegetación sigue el mismo patrón: los árboles son talados, se dejan secar, y después se queman.

La agricultura itinerante es usada por 200-500 millones de personas alrededor del mundo, principalmente en los trópicos (Pollini, 2014). Sin embargo, no se espera que haya un crecimiento de esta técnica en el futuro, ya que los bosques tropicales, que son las áreas preferidas para este tipo de agricultura, tienen suelos con pocos nutrientes que son consumidos muy rápidamente por los cultivos, por lo tanto, no se puede desarrollar una agricultura a gran escala, ni permanecer en la misma área por muchos años.

La agricultura permanente es una técnica que está creciendo rápidamente debido al crecimiento poblacional y sus demandas alimentarias. Grandes áreas de bosques y matorrales están siendo eliminados para ser convertidos en tierra agrícola, utilizando principalmente el fuego como la forma más económica de deshacerse de la vegetación nativa. Durante el periodo de 1980-2000, más de la mitad de la nueva tierra agrícola en los trópicos se obtuvo a expensas de los bosques intactos, y otro 28% de los bosques perturbados (Lambin and Meyfroidt, 2011).

1.1.1.2 Control de malezas, plagas y enfermedades

Las quemadas en zonas agrícolas pueden ser un método económico y práctico para el control de malezas, plagas y enfermedades en los cultivos. Para la mayoría de las plantas, el fuego causa la ruptura de las células de la pared a una temperatura de 45 °C a 55 °C (Ditomaso *et al.*, 2006). El fuego puede usarse para eliminar la vegetación acumulada, así como para matar a los retoños. Las semillas de maleza y los propágulos de las plantas también pueden destruirse durante la quema. Se

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

recomienda la quema como un procedimiento de control para eliminar una serie de plagas y enfermedades agrícolas, y su uso va desde la quema de los campos de hierba para destruir al mosquito del sorgo (*Contarinia sorghicola*) hasta la incineración de los desechos de algodón para controlar a la lagarta rosada (*Pectinophora gossypiella*) (Keeley, 2006). Cabe mencionar que en todos estos casos la quema no es la única solución y que pueden tomarse otras medidas para deshacerse de estos problemas.

1.1.1.3 Regeneración de nutrientes

La quema de los residuos de árboles y plantas de los bosques en la agricultura itinerante y la quema de los residuos de los cultivos en la agricultura permanente son ambas prácticas ancestrales que tienen como objetivo aprovechar los nutrientes de las cenizas de los residuos para siembra del próximo cultivo (Pryor, 1963). Sin embargo, los incendios en los bosques usualmente disminuyen la cantidad total de nutrientes presentes en el sitio a través de la combinación de oxidación, volatilización, transporte de cenizas, lixiviado, y erosión. Con la quema hay una pérdida de nitrógeno y sulfuro debido a la volatilización y la mineralización de la materia orgánica. La quema produce una marcada disminución de la acidez la cual estimula la liberación de cationes. Esto permite que el primer cultivo después de la quema sea bueno (Rein *et al.*, 2008). Pero, después de que el área ha sido sembrada durante algún tiempo, la liberación de los residuos orgánicos se vuelve más lenta. Los nutrientes liberados se agotan, se eliminan con la cosecha, se fijan mediante coloides o se pierden por lixiviación.

1.1.1.4 Eliminación de residuos agrícolas

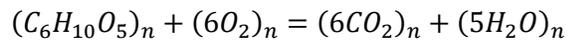
En muchos países, la quema de residuos agrícolas continúa siendo la manera más fácil y barata de deshacerse, de reducir o eliminar el volumen de los materiales producidos por actividades agrícolas. Las quemas al aire libre son usadas para eliminar los desechos de la cosecha previa de manera rápida, y limpiar los campos como preparación para la siguiente siembra (Brandt, 1966). Los cultivos de caña de azúcar son quemados dos veces: antes de la cosecha para remover el exceso de hojas y facilitar la cosecha y el transporte de los productos a las refinerías de azúcar, periodo conocido como “zafra”, y después de la cosecha para eliminar desechos.

1.2 Emisiones contaminantes de la quema de biomasa

La vegetación está compuesta básicamente de celulosa, hemicelulosas (juntas representan del 50% al 75% de la materia seca de la planta), lignina (del 15% al 35%), proteínas, ácidos nucleídos, aminoácidos y volátiles extraíbles (Figura 1). Finalmente, el agua contenida en la planta representa

Capítulo 1: Introducción

un 60% del peso fresco de la planta (Lobert and Warnatz, 1993). Por lo tanto, la combustión de la vegetación conduce principalmente al agua y al dióxido de carbono como productos de reacción según el siguiente esquema basado en la celulosa (Koppmann, Von Czapiewski and Reid, 2005):



Dependiendo del contenido de nitrógeno, azufre, halógenos y minerales del combustible, sus formas particuladas y gaseosas también serán liberadas. Pero la combustión de la vegetación nunca será completamente eficiente y además del agua y el dióxido de carbono, varias cantidades de monóxido de carbono (CO), metano (CH₄), hidrógeno (H₂), hidrocarburos, partículas, y más contaminantes también serán producidos, resultantes de la combustión incompleta (Crutzen and Andreae, 1990).

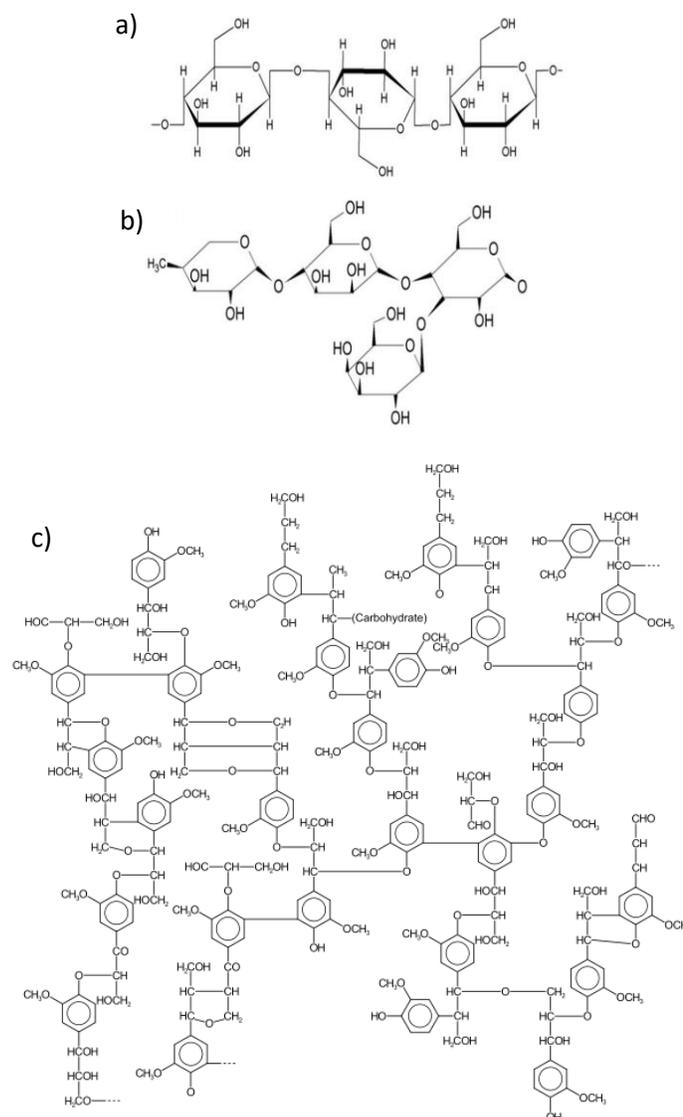


Figura 1 Principales compuestos químicos de la vegetación, a) celulosa, b) hemicelulosa, c) lignina.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

La quema de la vegetación es una combinación de diferentes procesos químicos y físicos y generalmente se dividen en las siguientes fases: ignición, destilación/secado, pirolisis, oxidación de carbón y combustión por llama (Andreae, 1991). Durante la fase de ignición, la transferencia de calor puede ocurrir a través del contacto directo con la llama, el calentamiento por convección, el calentamiento por radiación y el contacto con la biomasa adyacente encendida. La duración de esta fase depende ampliamente de las propiedades del combustible, tales como el contenido de agua, densidad y tamaño de la vegetación. Muchas veces, la combustión termina en esta fase (Reid *et al.*, 2004). Durante este periodo inicial de calentamiento, grandes cantidades de orgánicos altamente volátiles, tales como los aromáticos son liberados (Nussbaumer, 2003).

En la fase de destilación, que va de 60°C a 200°C, se inicia la volatilización de los compuestos almacenados en la parte líquida de la vegetación y se emite una gran variedad de compuestos orgánicos volátiles (COVs) tales como terpenos, metanol, acetaldehído, ácido acético y acetato de metilo. Una vez que el combustible está lo suficientemente seco, y la temperatura supera los 200°C comienza la pirolisis. La pirolisis a baja temperatura (200–300°C) del follaje vivo recién cosechado y el tejido leñoso produce CO, CO² y una gran cantidad de COV oxigenados (OCOV), que incluyen metanol, ácido acético, acetona, 1,3-butadiona, furano y 2-furyladehyde (Koppmann, Von Czapiewski and Reid, 2005). Debido a la compleja estructura de la madera y la intrincada química de la llama, no es posible ni práctico determinar en detalle todos los procesos químicos para la formación de los gases y partículas emitidos.

La pirolisis y la oxidación de carbón crean mezclas de gases inflamables que forman la llama. El proceso de combustión en llamas produce emisiones en fase gaseosa que están dominadas por compuestos altamente oxidados (CO₂, NO_x, SO₂) y aerosoles con una fracción variable de carbono elemental (Yokelson *et al.*, 1997).

La fase de combustión lenta se caracteriza por la combustión sin llama. En esta fase, la tasa de formación de compuestos orgánicos volátiles es baja. Estos se forman productos de combustión incompletos que incluyen CO, CH₄, amoníaco (NH₃), hidrocarburos C2-C3, metanol, ácidos fórmico y acético y formaldehído. (Lobert and Warnatz, 1993).

1.2.1 Dióxido de carbono

Como se menciona anteriormente la quema de biomasa produce principalmente dióxido de carbono y vapor de agua. En este sentido, la quema de biomasa puede ser vista como el equivalente abiótico de la respiración (Lobert and Warnatz, 1993), regresando los productos de la fotosíntesis a la

Capítulo 1: Introducción

atmósfera. El tiempo de vida del CO₂ en la atmósfera no puede ser especificado precisamente y se estima que está en el orden de 30 a 95 años (Jacobson, 2005). En una escala de tiempo lo suficientemente larga, la quema de biomasa no influye en el aumento del CO₂ en la atmósfera, ya que simplemente se está regresando el CO₂ que las plantas absorbieron anteriormente. Sin embargo, este balance no es del todo cierto, ya que la biomasa quemada no es remplazada rápidamente, y el CO₂ emitido por los fuegos permanece en la atmósfera hasta que es removido por otros procesos. Como consecuencia, el cambio de uso de suelo de bosques a cultivos, especialmente en los trópicos, es una fuente importante de CO₂ a la atmósfera. Aunque la proporción de carbón almacenado en los bosques abarca del 70 al 80% del carbón terrestre total, la variabilidad espacial y temporal en el almacenamiento del carbono es sustancial (Seiler and Crutzen, 1980). Esta variabilidad surge por las perturbaciones naturales y antropogénicas, como son los incendios provocados, cuyas emisiones pueden contribuir al efecto invernadero y el cambio climático (van der Werf *et al.*, 2006).

Se debe distinguir entre las emisiones totales de CO₂ de la quema de bosques y sabanas y el CO₂ neto liberado de la deforestación. Debido a que las emisiones de las quemas periódicas de la sabana casi no tienen influencia en el CO₂ que causa el efecto invernadero, ya que el dióxido de carbono liberado es reincorporado en la vegetación de la sabana durante el siguiente periodo de crecimiento (Friend *et al.*, 2014). En contraste, el CO₂ proveniente de la quema de los bosques tropicales contribuye directamente al CO₂ que causa el efecto invernadero, ya que el CO₂ emitido por la gran cantidad de biomasa quemada en los bosques no puede ser reincorporado nuevamente por la vegetación que sustituirá el bosque, usualmente pastizales y cultivos (Andreae, 1991).

Actualmente se estima que la degradación de bosques en los trópicos es responsable de entre ~ 12 a 20% de la tasa global de crecimiento de CO₂ en la atmósfera (van der Werf *et al.*, 2010). Estimaciones recientes sugieren que la deforestación tropical liberó 1.1 Pg cada año del 2000 al 2010 (Koppmann, Von Czapiewski and Reid, 2005); sin embargo, dichas estimaciones tienen una gran incertidumbre y difieren según las metodologías específicas utilizadas.

1.2.2 Gases traza

Además del CO₂, una gran variedad de gases y partículas son emitidas a la atmósfera por la quema de biomasa. El monóxido de carbono (CO) y el metano (CH₄), y otros hidrocarburos que son productos de la combustión incompleta de los compuestos de carbón. El óxido nítrico (NO) y el dióxido de azufre (SO₂), resultan del nitrógeno y azufre presente en los aminoácidos y las proteínas.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

La mayor parte de la masa seca de una planta consiste de compuestos de carbono, mientras que los contenidos de nutrientes son relativamente bajos: 0.3% a 3.8% de nitrógeno, 0.1% a 0.9% de azufre, 0.01% a 0.3% de fósforo y 0.5% a 3.4% de potasio (Vassilev *et al.*, 2010). Por lo tanto, las emisiones de quema de biomasa están dominadas por los óxidos de carbono (CO_2 y CO). A pesar de que las emisiones de CO por la quema de combustibles fósiles han disminuido con los años, las emisiones por quema de biomasa han presentado un aumento (Singh and Kaskaoutis, 2014). El tiempo de vida promedio en la atmósfera de este gas es de aproximadamente 2 meses (Petrenko *et al.*, 2013).

El CO es un gas tóxico, que al ingresar en el torrente sanguíneo a través de los pulmones se combina con la hemoglobina para producir carboxihemoglobina (COHb), la cual desplaza y reduce el oxígeno disponible a los órganos y tejidos del cuerpo (Kampa and Castanas, 2008). De acuerdo con evidencia médica y estudios científicos, Estados Unidos estableció en 2011 en la Norma nacional de calidad del aire (NAAQS, por sus siglas en inglés) generada por la EPA (Environmental Protection Agency) que no se debe exceder la concentración de 9 ppm_v ($10\text{mg}/\text{m}^3\text{N}$) en 8 horas y 35 ppm_v en una hora más de una vez al año.

La emisión de metano (CH_4) por la quema de biomasa es poca en comparación a otras fuentes naturales; es importante estudiar dichas emisiones, pues permitirían estimar el impacto de un cambio en la quema de biomasa sobre la concentración de CH_4 , y puede controlarse de manera rápida y efectiva. El metano es el compuesto orgánico volátil (COV) más simple y más abundante en la atmósfera. Es considerado un poderoso forzador del clima porque las reacciones químicas que tiene en la atmósfera afectan la producción de O_3 troposférico y CO_2 , además de ser un potente gas de efecto invernadero, con una eficiencia de calentamiento 30 veces superior que la del CO_2 , con un tiempo de vida promedio en la atmósfera de 12 años (Wuebbles and Hayhoe, 2002).

Otro gas emitido por la combustión incompleta de biomasa es el NO , que se produce durante la combustión por la descomposición pirolítica o por la oxidación del N de los aminoácidos de la vegetación con el O_2 que suele acompañar los procesos de combustión a altas temperaturas. Aunque el NO solo representa el 10% al 20% de las emisiones compuestas por nitrógeno, este contaminante es el más abundante. En conjunto el NO_2 , N_2O , NH_3 , HCN , y nitratos, representan otro 10% a 20% de las emisiones compuestas por N, pero se estima que del 60 al 70% de los compuestos de nitrógeno emitido son liberados en formas desconocidas (Koppmann, Von Czapiewski and Reid, 2005). El NO y NO_2 (NO_x) juegan un rol importante en la química atmosférica, ya que las reacciones que los involucran generan contaminantes secundarios, como el ozono (O_3). Asimismo, su oxidación en medio acuoso produce ácidos, que, al ser removidos de la atmósfera por depositación húmeda,

Capítulo 1: Introducción

pueden causar daños en la vegetación, cuerpos de agua y edificaciones. Como resultado, el tiempo de vida de los NO_x en la atmósfera es de 1 a 2 días (Elliott *et al.*, 2009). El NO_2 en particular también tiene efectos severos en la salud humana y está relacionado con enfermedades como el edema pulmonar y el daño al sistema nervioso central (Kampa and Castanas, 2008). Debido a estos efectos en México se estableció que la concentración de NO_2 , no debe sobrepasar los $395 \mu\text{g m}^{-3}$ promedio en una hora (NOM-023-SSA1-1993 N02, 1994).

Otro contaminante emitido durante la combustión incompleta de la biomasa es el dióxido de azufre, que se forma cuando el contenido de azufre en las proteínas de la planta se quema. Cerca del 90% del azufre que se emite por la quema de biomasa lo hace en forma de SO_2 , pero también se emite azufre en formas inorgánicas, como SH_2 y orgánicas, como sulfuro de dimetilo y mercaptanos (Kaiser *et al.*, 2012). Junto con los NO_x , el SO_2 es de los mayores precursores de la lluvia ácida. Una vez que el SO_2 es emitido a la atmósfera es oxidado en fase acuosa a ácido sulfúrico (H_2SO_4) y sulfato (Clarke and Radojevic, 1987). El dióxido de azufre también es precursor de las $\text{PM}_{2.5}$ (material particulado con diámetro aerodinámico menor a 2.5 micrómetros) (Taylor, Turpin and Lim, 2010). El tiempo de vida en la atmósfera es corto, del orden de 13 horas en el verano y 48 horas en el invierno, ya que desaparece por procesos de depositación húmeda y seca (Lee *et al.*, 2011). El interés en este gas contaminante radica en sus efectos perjudiciales sobre el medio ambiente y la salud humana. La exposición a altas concentraciones de SO_2 en la atmósfera resulta en problemas para respirar, enfermedades respiratorias, alteraciones en las defensas de los pulmones, y el agravamiento de enfermedades respiratorias y cardiovasculares preexistentes (Kampa and Castanas, 2008). La norma de calidad del aire en México establece no sobrepasar los $524 \mu\text{g m}^{-3}$ promedio en una hora y $66 \mu\text{g m}^{-3}$ en promedio anual, para evitar daños en la salud (NOM-022-SSA1-2010, 2010).

1.2.3 Partículas de aerosol

Una de las principales fuentes antropogénicas de partículas en la atmósfera es la quema de biomasa, con un estimado anual de 38 Tg de $\text{PM}_{2.5}$ a nivel mundial (Kaiser *et al.*, 2012). Las emisiones directas de partículas con diámetros menores a los $5 \mu\text{m}$ por la quema de biomasa dominan sobre la producción secundaria, y son éstas las causantes de un mayor daño a la salud humana ya que pueden entrar hasta un nivel alveolar, penetrando incluso al torrente sanguíneo (Pope & Dockery 2006). Múltiples estudios han vinculado la exposición aguda a la contaminación por partículas a una variedad de problemas, que incluye: muerte prematura en personas con enfermedades cardíacas o pulmonares, infartos de miocardio no mortales, asma agravada, función pulmonar reducida, irritación en las vías respiratorias, tos o dificultad para respirar (Pöschl, 2005).

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

Además, las partículas de aerosol alteran el clima dispersando y absorbiendo la luz solar incidente al planeta (efecto directo), actuando como enfriadores o calentadores de la atmósfera. Igualmente, modifican la concentración y el diámetro medio de las gotas de las nubes, con el consiguiente efecto para el albedo de las nubes, su tiempo de permanencia y otras propiedades relacionadas (efecto indirecto) (Wiedinmyer, Yokelson and Gullett, 2014).

La composición de las partículas generadas por la quema de biomasa depende de varios factores, tales como la composición y la estructura del combustible, el terreno, el clima, y la duración de las llamas. El humo emitido por la quema de biomasa contiene cientos de diferentes compuestos orgánicos, carbón elemental (CE), iones inorgánicos secundarios, nutrientes y metales traza. Además, es una de las mayores fuentes de carbón negro (BC) y carbón orgánico (OC). Debido a que el OC dispersa y el BC absorbe radiación solar, estas especies, junto con el material inorgánico del aerosol influyen directamente el forzamiento radiativo del aerosol (Reid *et al.*, 2004).

Las partículas emitidas durante la quema de biomasa reaccionan y se mezclan con partículas emitidas por otras fuentes, por lo cual se vuelven en muchos casos difíciles de reconocer y cuantificar. Por lo que para determinar si las partículas provienen de la quema de biomasa, se utilizan comúnmente, el potasio, el oxalato y la levoglucosa como trazadores (Pöschl, 2005; Reisen, Meyer and Keywood, 2013; Zhang *et al.*, 2014). De éstos, el trazador más específico es la levoglucosa que se forma en la descomposición térmica de la celulosa.

1.3 Altura y transporte de las plumas de humo

La altura que alcanzan las plumas de humo de las quemas depende de la energía del fuego y de la meteorología local presente al momento de la quema. Como resultado, los fuegos muestran una gran variabilidad en la distribución vertical de las plumas de humo cerca de la fuente. La altura de la pluma de humo de la quema de biomasa va desde cientos de metros para las quemas prescritas y agrícolas, y miles de metros para los incendios forestales, los cuales pueden alcanzar incluso la baja estratosfera debido a la fuerte convección asociada con el incendio, pero estos eventos no son comunes (Ichoku and Kaufman, 2005). Las plumas de humo que superan la altura de la capa límite tienen tiempos de vida más largos, y son transportados grandes distancias, con el potencial de afectar la calidad del aire lejos de la fuente. Sin embargo, la altura que las plumas de humo pueden alcanzar en los trópicos está limitada por la inversión de los vientos alisios, la cual se presenta a una altitud de 3 a 5 km. Cuando las plumas son atrapadas por la capa de inversión comienzan a dispersarse horizontalmente convirtiéndose en capas relativamente delgadas con una gran

extensión horizontal. Estas capas delgadas pueden ser transportadas muy lejos de su origen sin perder su identidad (Val Martin *et al.*, 2009). Un ejemplo de tal caso fue observado en 1998 mediante satélite, en donde las plumas de humo de los incendios originados en Centroamérica alcanzaron el sureste de Estados Unidos (Jimenez, 2002). La evidencia de la eficiencia de este mecanismo de transporte es abundante. Las plumas de humo de los incendios a lo largo del mundo pueden ser vistas fácilmente desde el espacio. Estas han sido mapeadas usando varios sensores en los satélites de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) y de la Agencia Espacial Europea (ESA) en años más recientes. Desde superficie, también se han medido mediante percepción remota.

1.4 Estimación de emisiones de quema de biomasa

Existen varios procedimientos para estimar las emisiones de la quema de biomasa dependiendo del propósito y la escala de las mediciones. Las estrategias de estimación incluyen: (i) mediciones directas: experimental y percepción remota; y, (ii) mediciones indirectas: modelación.

1.4.1 Mediciones experimentales

Las mediciones experimentales para la estimación de las emisiones de la quema de biomasa se pueden llevar a cabo *in situ*, durante las quemas prescritas o naturales, o dentro del laboratorio. Usualmente las mediciones en laboratorio se realizan con el propósito de derivar los parámetros de emisión que luego son usados en el cálculo de emisiones en donde las mediciones no están disponibles (Akagi *et al.*, 2011; Santiago-De La Rosa *et al.*, 2018). También se han realizado experimentos a gran escala que tienen como objetivo la evaluación de las superficies quemadas, la distribución y cuantificación de las especies emitidas, procesos químicos en la atmósfera, transporte atmosférico, y los efectos del humo sobre el balance radiativo (Liu *et al.*, 2015). Las técnicas más comúnmente usadas son el muestreo del humo en tierra y en aire mediante un conjunto de instrumentos que cuantifican las emisiones.

Los resultados de estos experimentos han proporcionado las relaciones existentes entre las emisiones, el tipo de vegetación, y las condiciones ambientales, permitiéndonos desarrollar técnicas de modelación u observación indirecta para obtener estimados de las emisiones a nivel regional y global.

1.4.2 Herramientas de percepción remota

Existen varias herramientas de percepción remota que se pueden utilizar para estimar de manera indirecta las emisiones de la quema en zonas agrícolas, como el *lidar*, “fotómetros solares” y espectrorradiómetros ubicados tanto en superficie como en satélites. Sin embargo, los primeros dos generalmente ubicados en superficie, no tienen la capacidad de localizar fuegos, además su área de impacto es muy pequeña, por lo que solo se pueden realizar estudios a nivel local.

Con la llegada de la era satelital y el desarrollo de sensores remotos para la observación de la Tierra, se comenzaron a poner en marcha varios proyectos para mapear e inventariar los incendios forestales. El primer programa fue LANDSAT-MMS en donde se utilizaron los datos del infrarrojo cercano para estudiar la actividad de los incendios forestales en Burkina Faso en África Occidental. Sin embargo, el alto costo y la resolución hicieron que estos datos fueran inapropiados para monitorear los incendios (Kauth and Thomas, 1976; Seiler and Crutzen, 1980). Posteriormente, la NOAA lanzó una serie de satélites en 1978, que llevaban a bordo el sensor AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer), que demostró su potencial en la detección de fuegos y el mapeo del tipo de combustible (Justice *et al.*, 1994; Kajii *et al.*, 2002). También se han utilizado datos de satélites geoestacionarios como el GOES (Geostationary Operational Environmental Satellite) para calcular de manera indirecta las emisiones de humo de la quema de biomasa (Freitas *et al.*, 2005).

Posteriormente la NASA como parte de su proyecto EOS (Earth Observing System) desarrolló el sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer). El cual fue diseñado no solo para proveer observaciones globales continuas, sino también como una nueva generación de sensores con una combinación aumentada de resolución espectral, espacial, radiométrica y temporal. Además de los avances en el sensor, la misión también enfatizó el desarrollo de algoritmos de procesamiento de datos para generar conjuntos de datos espectrales de sensores remotos globales y una variedad de productos de valor agregado que abarcan los dominios óptico y biofísico (Friedl *et al.*, 2002). Más recientemente, la NOAA puso en órbita el Visible Infrared Imaging Radiometer (VIIRS) a bordo del Suomi National Polar-Orbiting Partnership (Suomi NPP) en octubre de 2011 (Cao *et al.*, 2013). El VIIRS se puso en operación en noviembre de 2011, lo que permitió una nueva generación de imágenes de resolución moderada siguiendo el legado de AVHRR en NOAA y MODIS en los satélites Terra y Aqua. Mientras que la NASA lanzó el Landsat 8 el 11 de febrero del 2013, con dos nuevos sensores el Operational Land Imager (OLI) y el Thermal Infrared Sensor (TIRS), que permite detectar áreas quemadas a una resolución espacial de 30 m (Schroeder *et al.*, 2016).

Capítulo 1: Introducción

Actualmente hay varios satélites disponibles, que proveen datos de quemas alrededor del mundo. Cada uno de los sensores en los diferentes satélites se caracteriza por las diferentes bandas del espectro electromagnético, entre las cuales se encuentran el espectro visible, infrarrojo cercano, infrarrojo medio e infrarrojo lejano, que utilizan para detectar diferentes características de la superficie terrestre, su resolución espacial y temporal, el área de cobertura y la frecuencia con la que puede tomar imágenes de una ubicación determinada en la superficie de la tierra. Los sensores satelitales usados comúnmente en la detección de fuegos se encuentran en la Tabla 1.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

Tabla 1 Sensores para la detección de fuegos. Near-infrared (NIR, 841-876 nm), short wave infrared (SWIR, 1230-2155 nm), medium wave infrared (MWIR, 3660-4549 nm), thermal infrared (TIR, 6535-14385 nm).

	NOAA- AVHRR	DMSP-OLS	MODIS- TERRA/AQUA	LANDSAT-TM	SPOT- HRV/HVIR	Suomi NPP- VIIRS	LANDSAT8- OLI/TIRS
Bandas espectrales	1: rojo 2: NIR 3: MWIR 4, 5: TIR	1: visible 2: termal	36 bandas que cubren el visible, NIR, SWIR, MWIR, y TIR	1: azul 2: verde 3: rojo 4: NIR 5,7: SWIR 6: banda térmica pancromática	1: verde 2: rojo 3: NIR 4: SWIR banda pancromática	22 bandas que van de 0.412 μm a 12.01 μm	11 bandas que van de 0.43 μm a 12.51 μm
Swath	2000 km	3000 km	2000 km	100 km	60 km	3000 km	185 km
Resolución espacial	1 km	2.7 km	Dos bandas de 250 m y cinco 500m bandas en visible, NIR y SWIR; 1km en MWIR y TIR	30m (multiespectral); 15m (pancromática)	20m (multiespectral); 10m (pancromática)	750m y 350m	OLI:15/30m TIRS: 100m
Frecuencia temporal	diario	diario	diario	Una vez cada 16 días	Casi diario con 3 satélites	diario	17 días
Fecha de lanzamiento	19/10/1978	01/01/1992	18/12/1999 04/05/2002	16/07/1982	22/02/1986	28/10/2011	11/02/2013
Fin de operación	Sigue operando	01/01/2014	Sigue operando	05/07/2013	Sigue operando	Sigue operando	Sigue operando

1.4.3 Métodos para la estimación de emisiones de quema de biomasa

Antes de la era satelital la fuente de los datos de entrada utilizados en los modelos de estimación de emisión de humo por la quema de biomasa era a partir de informes posteriores a la quema y denuncias ciudadanas. La cantidad de partículas de aerosol o gases traza emitida por la quema de

Capítulo 1: Introducción

biomasa se calculaba multiplicando el factor de emisión de cada especie, determinada experimentalmente en el laboratorio, por la cantidad estimada de la masa quemada (Crutzen and Andreae, 1990).

$$M_x = EF_x \times M_{biomasa} \quad (1)$$

donde M_x (g) es la masa de la especie emitida x , EF_x (g kg⁻¹) es el factor de emisión para la especie emitida x , mientras que $M_{biomasa}$ (kg) es la masa seca de la biomasa quemada. La biomasa quemada se calcula usando la siguiente ecuación:

$$M_{biomasa} = A \times B \times \beta \quad (2)$$

donde A es el área quemada (km²); B es la carga de combustible (kg km⁻²); y β es la fracción de combustible disponible para quemar.

Todos estos parámetros eran medidos *in situ*, pero con la llegada de los sensores ubicados en satélites, se tuvieron que crear nuevas formas de hacer estas mediciones. Uno de los primeros en proponer un método indirecto de medición de la quema de biomasa fue Kaufman *et al.* (1998) quien desarrolló una relación empírica entre la energía del incendio y la medición de la temperatura por medio del canal infrarrojo medio (MIR: 3.9 μm):

$$FRP[MWkm^{-2}] = 4.34 \times 10^{-19} (T_{MIR}^8 - T_{bg.MIR}^8) \quad (3)$$

donde FRP es la tasa de energía radiativa emitida por pixel, T_{MIR} [Kelvin] es la temperatura de brillo radiativo del incendio, $T_{bg.MIR}$ [Kelvin] es la temperatura del pixel vecino sin incendio, y MIR se refiere a la longitud de onda media infrarroja.

Wooster (2002) investigó la relación entre el FRP y el consumo de combustible usando mediciones de campo que proporcionaron la evidencia que respalda el uso del FRP integrado en el tiempo (Fire Radiative Energy [FRE]) para estimar la biomasa quemada. Lo que sugiere que existe una relación lineal entre $M_{biomasa}$ y el FRE. Por lo tanto, la Ecuación (1) se puede reescribir como (Wooster *et al.*, 2005):

$$M_x = C_e^x \times FRE \quad (4)$$

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

donde FRE es la tasa de energía liberada por el incendio expresada en MJs^{-1} , y C_e^x es el coeficiente de emisión expresado en $kgMJ^{-1}$.

Existen varios métodos para determinar la tasa de emisión de un contaminante x . En este trabajo, se utilizaron dos métodos: i) el método de Vermote et al. (2009), que calcula la FRE liberado del incendio mediante una ecuación gaussiana modificada, y ii) el método desarrollado por Ichoku & Ellison (2014), el cual se enfoca en la derivación del coeficiente de emisión en diferentes coberturas de suelo.

1.4.4 Estudios previos de la estimación de la quema de biomasa en México y Centroamérica

El cálculo de las emisiones de quema de biomasa liberadas a la atmósfera ha sido un tema de interés en México y Centroamérica desde hace muchos años, debido a sus efectos sobre la calidad del aire y la salud humana. Uno de los primeros estudios para determinar las emisiones de la quema de biomasa se realizó en la península de Yucatán por Cofer *et al.* (1993). Ellos realizaron mediciones de las plumas de humo de dos incendios en la península de Yucatán, mediante muestreadores a bordo de aviones. Los datos se usaron para determinar las relaciones de emisión normalizadas de CO_2 ($\Delta X/\Delta CO_2$; v/v ; donde Δ = concentración de la especie en la pluma menos la concentración de fondo) para CO , H_2 , CH_4 e hidrocarburos no metano (TNMHC) producidos y liberados a la atmósfera de estos incendios. Posteriormente, con la aparición de los productos satelitales Duncan *et al.* (2003), desarrollo una metodología para estimar la variación estacional e interanual de la quema de biomasa diseñada para su uso en modelos globales de transporte de productos químicos. La variación estacional promedio se estimó con los datos de los atlas de fuegos mundiales de los sensores satelitales: Along Track Scanning Radiometer (ATSR) y el Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR). Con este método se estimaron las emisiones de monóxido de carbono para seis regiones alrededor del mundo, una de estas regiones fue México y Centroamérica. Ellos estimaron que de abril a junio de 1998 la quema de biomasa de México y Centroamérica emitió 24 Tg de CO . Años después, Yokelson *et al.* (2007), mediante el proyecto Megacity Initiative Local and Global Research Observations (MILAGRO), realizaron las mediciones de las emisiones de los incendios forestales cerca de la Ciudad de México mediante varios instrumentos de medición a bordo de un avión, también utilizaron los datos del producto de incendios activos de MODIS, para determinar la localización de los incendios forestales. Ellos encontraron que las emisiones de NO_x y cianuro de hidrogeno (HCN), por unidad de combustible quemado, provenientes de incendios en los bosques de pinos que rodean la Ciudad de México son aproximadamente 2 veces más alto que lo

Capítulo 1: Introducción

observado normalmente para la quema de bosques. Así como también, que aproximadamente el 25% de las emisiones de CO y el 50±30% de las partículas finas, de formación secundaria, en el área metropolitana son emitidas por estos incendios. En 2006 Yokelson *et al.* (2009), midieron las emisiones de 49 gases traza y partículas de 20 fuegos para deforestar y de residuos agrícolas en la península de Yucatán, mediante dos aviones. Ellos encontraron que las quemas de los residuos agrícolas emitían más ácidos orgánicos y amoníaco que las quemas de deforestación. Así como que estos fuegos emiten grandes cantidades de SO₂ y partículas de cloruro. También en el 2006, (Crouse *et al.*, 2009) realizaron mediciones de varias emisiones asociadas con la quema de biomasa en once vuelos, durante la época de secas en la meseta central de México para demostrar que la quema de biomasa impacta significativamente en la calidad del aire en la región. Ellos encontraron que los incendios contribuyen con más de la mitad de la masa de aerosol orgánico y aerosol submicrónico, y un tercio de benceno, nitrógeno reactivo y monóxido de carbono en el aire que sale de la meseta. Nuevamente, Yokelson *et al.* (2011), realizaron mediciones aéreas de los factores de emisión para gases traza y PM_{2.5} en el sur de México sobre 6 quemas agrícolas, 3 incendios en el bosque seco, 8 fuegos en la sabana, 1 quema de basura, y, 7 incendios en los bosques de montaña de pino y roble. Combinando sus estimados de 175 Tg de biomasa y basura quemada en México en el 2006, con sus factores de emisión, sugiere que las fuentes de combustión anteriores representan una gran fracción de los gases traza reactivos y más del 90% del total de partículas primarias y finas de carbono emitidas por todas las fuentes de combustión en México. Coronado Ortega *et al.* (2012), realizaron un inventario de las emisiones totales de 1987 a 2010 por la quema de paja de trigo en el Valle de Mexicali, y encontraron que las emisiones pasaron de 25,370 toneladas en 1987 a 41,913 toneladas en 2010. Recientemente Bautista Vicente, Carbajal and Pineda Martínez (2014), determinaron las emisiones de CO₂ de los incendios forestales en México de 1999 a 2010 con datos de los reportes de incendios de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y los datos de vegetación del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). En este estudio se determinó que el área total afectada durante el período 1999 a 2010 fue de 86,800 km², que corresponde al 4.3% del territorio mexicano. Las emisiones totales de CO₂ fueron de aproximadamente 112 Tg, y los tipos de vegetación más afectados fueron el bosque y el bosque lluvioso.

HIPÓTESIS

Las emisiones de partículas y gases traza provenientes de las quemas agrícolas en México y Centroamérica contribuyen significativamente a la contaminación del aire.

OBJETIVO

Evaluar la importancia de las emisiones de partículas y gases traza por las quemas agrícolas en México y Centroamérica.

Objetivos particulares

- Determinar la evolución espacial y temporal de las quemas en México y Centroamérica.
- Establecer en qué tipo de cobertura de suelo se presentan los fuegos, para dar una buena aproximación de la vegetación que se está quemando.
- Estimar las emisiones de las plumas de altas concentraciones de partículas y gases traza debidas a las quemas totales y agrícolas en México y Centroamérica.
- Evaluar la precisión de dos métodos para la estimación de las emisiones de las quemas.

2 REGIÓN DE ESTUDIO

El área estudiada combina México y todos los países de Centroamérica. El área terrestre se encuentra entre la latitud 32.72 ° y 7.5 ° N y entre la longitud 75.5 ° y 117.13 ° W (Figura 2). México cubre 1.964 millones de km² y América Central unos 0.524 millones de km². Debido a la compleja topografía y a la variedad de condiciones geográficas y climáticas de México, en este estudio se presentan los resultados en las ecorregiones propuestas por la Comisión de Cooperación Ambiental (CCA).

Para este estudio se utilizó el mapa de Ecorregiones terrestres: Nivel I de la CCA. Este nivel es el más general, divide a América del Norte en 15 extensas regiones ecológicas y presenta una amplia visión sobre el mosaico ecológico global. Las ecorregiones de este conjunto de datos se basan en la premisa de que se puede identificar una jerarquía de regiones ecológicas a través del análisis de los patrones y la composición de fenómenos vivos y no vivos, como geología, fisiografía, vegetación, clima, suelos, uso de la tierra, la vida silvestre y la hidrología, que afectan o reflejan las diferencias en la calidad e integridad de los ecosistemas. Siguiendo sus pautas, se identificaron siete ecorregiones para México: 1) desiertos norteamericanos, 2) sierras templadas, 3) bosques tropicales secos, 4) bosques tropicales húmedos, 5) tierras altas semiáridas del sur, 6) grandes planicies, y 7) California mediterránea. A continuación, se dará una breve descripción de cada una de ellas.

La ecorregión más grande es desiertos norteamericanos, que se encuentra al norte de México. Esta ecorregión se caracteriza principalmente por su extrema aridez y baja precipitación, la cual va de 130 a 380 mm por año. La topografía es predominantemente plana, con lomeríos dispersos y una población pequeña.

Las sierras templadas cubren el 25% del territorio mexicano y puede considerarse una de las ecorregiones más importantes debido a la gran población que reside en ella. Y, por lo tanto, es la ecorregión más afectada por el cambio en el uso de la tierra, desde la vegetación natural hasta los usos principalmente agrícolas e industriales. Esta región incluye la Sierra Madre Occidental y el Cinturón Transvolcánico mexicano, la Sierra Madre Oriental y las cadenas montañosas de Chiapas y Oaxaca.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

Aproximadamente el 13% de México está cubierto por la ecorregión de bosques tropicales secos. Esta región incluye la cuenca del río Balsas en Michoacán, el istmo de Tehuantepec (Oaxaca), la llanura costera del norte del Golfo de México, la península de Yucatán del norte y el extremo sur de la península de Baja California. El clima en esta región es tropical, con temperaturas medias anuales entre 20°C y 29°C, y fuertes lluvias concentradas en el verano, con promedios anuales entre 600 y 1600mm.

La ecorregión de bosques húmedos tropicales tiene una superficie similar, aunque más pequeña y predomina en el área que rodea el Golfo de México, la parte baja de la Sierra Madre en Chiapas y la frontera con Guatemala. Es una región de gran precipitación anual (1000–2000 mm) y temperaturas medias elevadas que varían de 20°C a 26°C.

Las tierras altas semiáridas del sur cubren aproximadamente el 11% de México, caracterizado por un clima semiárido, 300–600 mm de precipitación anual y temperaturas medias que varían de 12°C a 20°C.

La ecorregión de grandes planicies se encuentra en el noreste de México, caracterizada por un clima estepario subtropical seco, con veranos calurosos e inviernos suaves. La temperatura media anual es de aproximadamente 20-24°C. La precipitación media anual es de 592 mm, observada principalmente durante la primavera y el otoño.

Finalmente, la ecorregión más pequeña de México es la California mediterránea, observada solo en el norte de Baja California. La región tiene veranos largos y cálidos e inviernos suaves y ligeramente húmedos. La temperatura media anual varía de aproximadamente 6°C en elevaciones más altas a 17°C en áreas más bajas y una precipitación media anual de 525mm (Balbontín, Paz and Etchevers, 2009; Wiken, Nava and Griffith, 2011).

Capítulo 2: Región de estudio

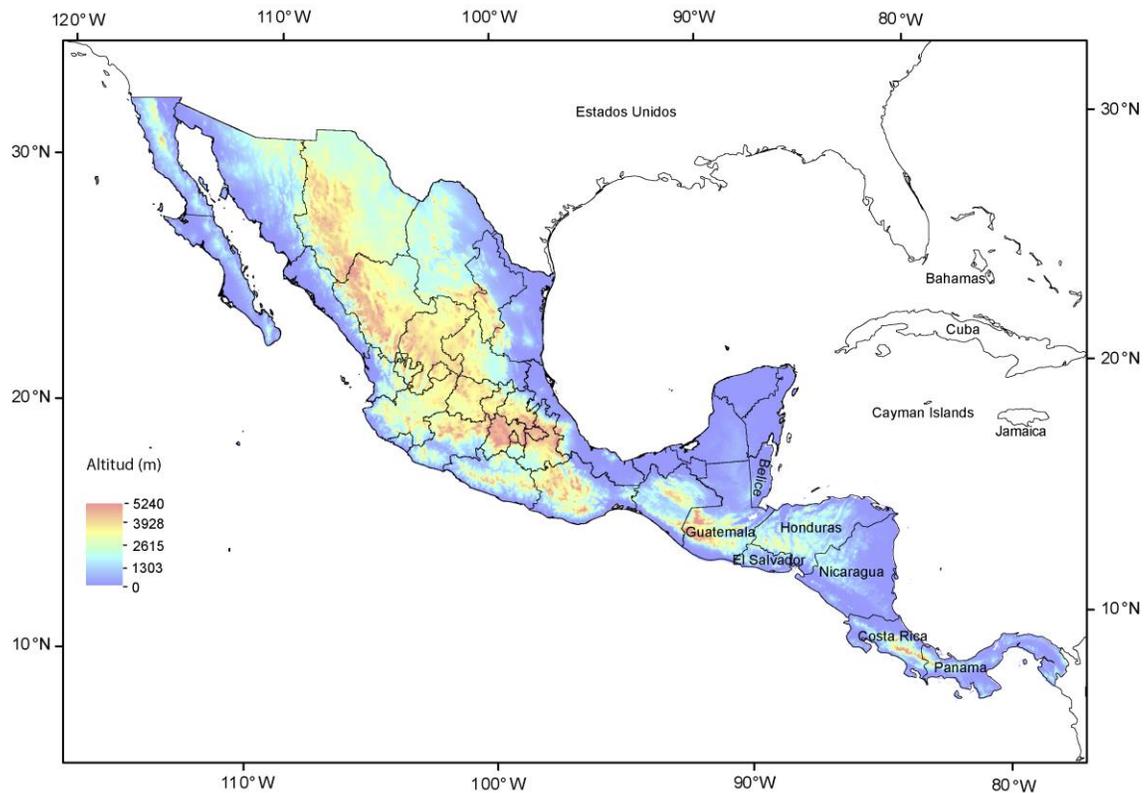


Figura 2 Área de estudio mostrando la complejidad del relieve.

Centroamérica es una extensión relativamente angosta de tierra firme bordeada a ambos lados por mares (Pacífico y Caribe), llanuras y altas montañas que determinan sus características climáticas y su diversidad de ecosistemas. La principal característica topográfica de la región es la Cordillera Centroamericana en la costa del Pacífico con llanuras hacia el Atlántico (Figura 2). El rango de la variación de la temperatura promedio durante el año en América Central es generalmente pequeño. Puede superar los 4°C en el norte, pero desciende a menos de 2°C en el sur y a lo largo de las zonas costeras. Las temperaturas mínimas se observan durante enero y las temperaturas máximas se producen durante abril. Hay un mínimo de precipitación en julio que coincide con el inicio de la "sequía de verano" (Magaña, Amador and Medina, 1999). Los promedios totales de precipitación anual varían ampliamente en América Central. Los totales anuales de menos de 1000mm son típicos de las planicies de Guatemala, Honduras y el noroeste de Nicaragua y partes de la costa del Pacífico de El Salvador, Honduras y Panamá. En contraste, las cadenas montañosas del norte y sur de Guatemala y las montañas bajas entre Costa Rica y Panamá reciben más de 2500mm por año, al igual que las regiones costeras del Atlántico desde Belice hasta Guatemala, la costa sur de Costa Rica y una sección de la Costa atlántica de Panamá (Hester, 1966; Corrales, Bouroncle and Zamora,

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

2015). Centroamérica fue analizada luego de la regionalización propuesta por The Nature Conservancy basada en las ecorregiones del World Wildlife Fund (Olson *et al.*, 2001). Centroamérica incluye solo tres de las siete ecorregiones observadas en México y discutidas anteriormente. La ecorregión más grande de Centroamérica son los bosques húmedos tropicales, seguidos por las sierras templadas y los bosques tropicales secos, como se observa en la Figura 3. Dos pequeñas regiones adicionales se encuentran en las áreas montañosas. 8) Bosques húmedos tropicales y subtropicales de hoja ancha y (9) desiertos y matorrales xéricos. El primero se caracteriza por una temperatura promedio anual de 24°C y una precipitación entre 2000 y 3200mm por año, mientras que en la última ecorregión la temperatura puede alcanzar los 41°C y la precipitación es menor a 500 mm anual.

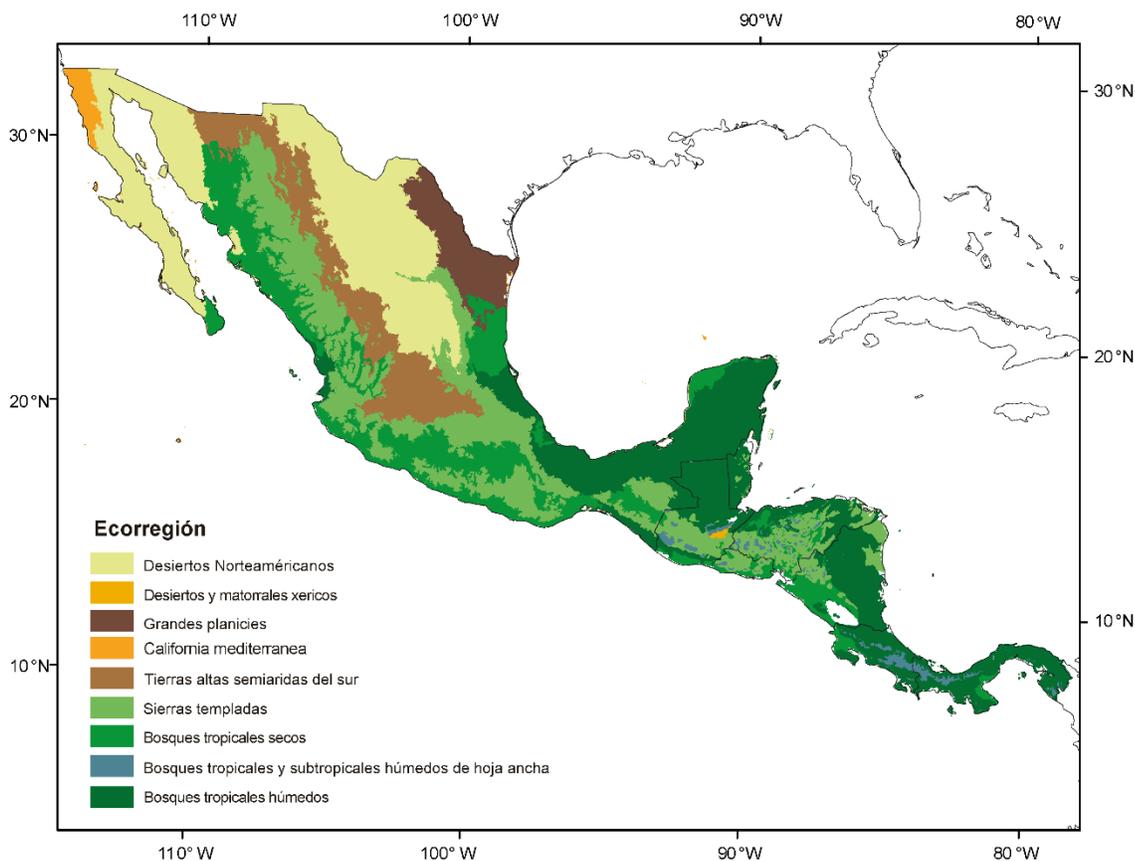


Figura 3 Ecorregiones en México y Centroamérica. Basado en Ecorregiones terrestres de Norteamérica (CCA, 2009) y The Nature Conservancy-World Wildlife Fund (Olson *et al.*, 2001).

3 MÉTODOS

Existen varias técnicas para determinar la emisión de partículas y gases traza con datos satelitales. Para este trabajo, se decidió utilizar dos métodos distintos, uno directo que calcula los coeficientes de emisión mediante las mediciones del espesor óptico del aerosol (AOT: Aerosol Optical Thickness) y otro indirecto que emplea factores de emisión calculados en estudios anteriores.

El método directo fue propuesto por Ichoku y Ellison (2014), y estima los coeficientes de emisión de humo (C_e) por regiones en función de la energía radiativa del fuego (FRE), utilizando mediciones satelitales de MODIS-AOT y las tasas de liberación de la energía del fuego (R_{FRE}). Finalmente, la tasa de emisión de humo se calcula multiplicando el C_e por el R_{FRE} . Se considera un método directo, ya que los C_e para cada ecorregión se calculan mediante la medición del aerosol de humo (AOT) emitido por el fuego vía satélite.

El método indirecto está basado en los datos de FRE de MODIS, e infiere la relación entre el Fire Radiative Energy (FRE) detectado por MODIS y las emisiones del incendio. Sin embargo, los datos de FRE de MODIS sólo se obtienen cuatro veces al día. Por lo tanto, las variaciones diurnas del incendio no pueden ser detectadas completamente, así como tampoco la actividad máxima del incendio. Para ayudar a caracterizar el ciclo diurno Vermote et al. (2009) utilizaron observaciones de alta frecuencia temporal de los sensores SEVIRI, Visible and Infrared Scanner (VIRS) y MODIS, llegando a la conclusión de que el ciclo diurno tenía un comportamiento que se podría describir con una función Gaussiana. Los resultados obtenidos de la resolución de la ecuación son después multiplicados por un factor de emisión, calculado in situ por otros estudios, para obtener las estimaciones de las emisiones de los varios contaminantes.

3.1 Bases de datos

3.1.1 MODIS

Los sensores de MODIS fueron instalados en un par de plataformas satelitales de la NASA, llamadas Terra y Aqua (Pagano and Durham, 1993). Terra fue puesto en órbita a finales de 1999, y Aqua en 2002, ambos con orbitas polares sincrónicas al Sol. MODIS es un radiómetro de imágenes pasivas que mide la radiación solar reflejada y la radiación térmica emitida en 36 bandas, en una franja de

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

2330 km de ancho (Kaufman *et al.*, 1998). La resolución espacial varía entre 250 m y 1 km al nadir. MODIS fue el primer instrumento diseñado con la detección de los fuegos, y provee observaciones diarias globales de fuegos (Boschetti *et al.*, 2008).

Los productos de MODIS son proporcionados con diferentes niveles de procesamiento (Parkinson and Greenstone, 2000):

- Nivel 0, son los datos no procesados de resolución completa captados por el instrumento.
- Nivel 1A, datos no procesados en la resolución completa, referenciados en el tiempo con los coeficientes de calibración radiométrica y geométrica, y los parámetros de georreferenciación. Nivel 1B, datos de nivel 1A que han sido procesados a unidades del sensor.
- Nivel 2, derivación de las variables geofísicas en la misma resolución y ubicación de los datos nivel 1.
- Nivel 3, variables mapeadas en escalas de cuadrícula de espacio-tiempo uniformes.
- Nivel 4, salidas de un modelo o resultados de análisis de datos de nivel inferior.

Así mismo, cada nivel esta dado en diferentes formatos. Los productos con nivel 0 al 2 se entregan en gránulos, que son segmentos sin proyección de la franja orbital de MODIS que contiene aproximadamente 5 minutos de datos. Los productos con nivel 3 y 4 están dados en una malla sinusoidal global de 250m, 500m, o 1km (dependiendo de la resolución espacial de cada producto). Debido a que estas mallas son muy grandes y difíciles de manejar, estas se dividen en fragmentos (tiles) fijos de aproximadamente 10° X 10° (Boschetti *et al.*, 2008).

Todos los productos utilizados en este trabajo fueron transformados a la proyección Cónica Conforme de Lambert, que es la más utilizada para México y Centroamérica. Se utilizaron los siguientes parámetros cartográficos:

- Esferoide: WGS84
- Proyección: Cónica Conforme de Lambert
- 1er paralelo base: 17°30'00''
- 2º paralelo base: 29°30'00''
- Meridiano central: -102°00'00''
- Latitud de origen de la proyección: 12°00'00''
- Falso este (metros): 2500000
- Falso norte (metros): 0.00

- Datum horizontal: WGS84

3.1.2 Área quemada y anomalías térmicas

En esta investigación, se utilizaron datos del producto de área quemada de MODIS (MCD45A1) para identificar la ocurrencia y localización de los fuegos. El MCD45A1 es un producto mensual de nivel 3 con una resolución espacial horizontal de 500 m. El algoritmo que usa MODIS para detectar el área quemada utiliza cambios en las características estructurales espectrales, temporales y de vegetación para identificar y mapear las áreas quemadas (Roy *et al.*, 2005).

Para establecer la intensidad de los fuegos se utilizaron los datos de los productos de anomalías térmicas MYD/MOD14 nivel 2 colección 6. Estos productos son distribuidos diariamente con una resolución nominal de 1 km. El algoritmo de detección de incendios MODIS emplea canales espectrales infrarrojos a 4 y 11 μm . En estos productos se encuentra calculado el Fire Radiative Power (FRP) que es la intensidad del fuego. El FRP es suministrado para cada píxel con fuego detectado. La formulación original para la derivación del FRP fue desarrollada por Kaufman *et al.* (1998, p. 32 226, Eq. (1)) como:

$$FRP = 4.34 \times 10^{19} \cdot (T_4^8 - T_{4b}^8), \quad (5)$$

donde FRP es el Fire Radiative Power del píxel en Wm^{-2} , T_4 es la temperatura de brillo del píxel con incendio (en K) en el canal de 4 μm , y T_{4b} es la temperatura de brillo del píxel de fondo que rodea al píxel con incendio en el canal de 4 μm .

Los datos de fuegos activos de MODIS Terra y Aqua Climate Modeling Grid (CMG) se utilizaron para el cálculo de la relación anual de Terra / Aqua mediante el método indirecto. El producto CMG proporciona FRP mensual a una resolución espacial de 0.5 °.

3.1.3 Cobertura del suelo

Para determinar en qué cobertura de suelo ocurrieron los fuegos, cada observación de área quemada y anomalías térmicas fue proyectada sobre un mapa de las coberturas de suelo para México (MCD12Q1 de 2001 a 2003 y Coberturas de suelo de Norteamérica de la Comisión de Cooperación Ambiental (CCA) de 2004 a 2014) y Centroamérica (MCD12Q1 de 2001 a 2014). Ya que no todas las coberturas de suelo están presentes en el área de estudio solo se consideraron algunas categorías de las existentes en cada mapa; además estas categorías se combinaron en grupos más

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

amplios (Tabla 2), para obtener una clasificación más simple que considera: bosque (B), matorral (M), pastizal (P), humedal (H) y cultivos (C).

Capítulo 3: Métodos

Tabla 2 Categorías amplias y agregadas de cobertura del suelo.

Categorías agregadas	Categorías del MCD12Q1	Categorías del North American land cover
B	Evergreen Needleleaf forest	Temperate or sub-polar needleleaf forest
	Evergreen Broadleaf forest	Tropical or sub-tropical broadleaf evergreen forest
	Deciduous Needleleaf forest	Tropical or sub-tropical broadleaf deciduous forest
	Deciduous Broadleaf forest	Temperate or sub-polar broadleaf deciduous forest
	Mixed forest	Mixed forest
M	Closed shrubland	Tropical or sub-tropical shrubland
	Open shrubland	Temperate or sub-polar shrubland
P	Woody savanna	Tropical or sub-tropical grassland
	Savanna	Temperate or sub-polar grassland
	Grassland	H Wetland
H	Permanent wetland	Cropland
C	Cropland	C
	Cropland/Natural vegetation mosaic	

B: bosque; M: matorral; P: pastizal; H: humedal; C: cultivos

El producto de cobertura de suelo de MODIS (MCD12Q1), tiene una resolución espacial de 500 m y una distribución anual. Para este producto se decidió utilizar el primer esquema de clasificación que identifica 17 clases de cobertura de suelo definidos por el Programa Internacional Geosfera-Biosfera (IGBP), que incluye 11 clases de vegetación, 3 clases de cobertura de suelos desarrolladas, y tres clases de cobertura de suelos sin vegetación (Friedl *et al.*, 2010). Los mapas de la CCA cuentan con una resolución espacial de 250 m, que provee el uso de suelo de Norteamérica de 2005 y 2010. La

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

clasificación del uso de suelo fue definida por el Land Cover Classification System (LCCS) desarrollada por la Food and Agriculture Organization (FAO) de las Naciones Unidas. Estos mapas son los primeros de una serie producida por la North American Land Change Monitoring System (NALCMS), que es una iniciativa de colaboración entre Canadá, Estados Unidos y México, en el caso de México el mapa fue elaborado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) e Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), para monitorear el cambio de uso de suelo.

3.1.4 Espesor óptico del aerosol

Para estimar las emisiones de humo de los fuegos se utilizó el producto Aerosol Optical Thickness (AOT) de MODIS (MYD/MOD04) (Kaufman and Tanré, 1998). Este es un producto de nivel 2 con una resolución espacial de 10 km al nadir. El producto de aerosol incluye el algoritmo "Deep-blue" desarrollado recientemente para obtener el espesor óptico del aerosol en áreas de tierra brillante (Levy *et al.*, 2013). Específicamente, para el presente trabajo se utilizaron datos sobre tierra del algoritmo Deep-blue a una longitud de onda de 550 nm, que se encuentra dentro de la región media visible o verde del espectro electromagnético, que es la longitud de onda más utilizada en los estudios de radiación de aerosol. El AOT es una medida de la atenuación de la luz por los aerosoles en la atmósfera a lo largo de la columna vertical. Los valores se encuentran dentro de un rango de 0 a 5. Las mediciones superiores a 1 indican niebla significativa y mayores a 2 indican eventos de bruma o humo extremadamente intensos (Chu, 2002).

3.1.5 Campos de viento

Para la determinación de la dirección y la velocidad de la columna de humo emitida desde los fuegos se utilizaron campos de viento (Datos combinados sobre velocidad y la dirección del viento para una región y tiempo específicos) de ERA-Interim, que es un reanálisis atmosférico global producido por el Centro Europeo para Pronósticos Meteorológicos de Alcance Medio (ECMWF, por sus siglas en inglés) (Berrisford *et al.*, 2009). Los datos del ERA-Interim están disponibles a una malla de 0.125° x 0.125° (13.8 km), 60 niveles en la vertical, con el nivel superior en 0.1 hPa (Dee *et al.*, 2011) y una resolución temporal de 6 h. ERA-Interim cubre el período desde el 1 de enero de 1989 en adelante, y continúa extendiéndose hasta el presente casi en tiempo real. Los campos de vientos se analizaron a diferentes niveles de presión en función de la topografía, para corresponder a una altura de aproximadamente 1.5 km por encima de la superficie local.

3.2 Método directo

En el año 2005 Ichoku y Kaufman presentaron un método para determinar las emisiones de las partículas de humo de la quema de biomasa usando el Fire Radiative Power (FRP) y el AOT de las mediciones de MODIS. Sin embargo, este algoritmo fue mejorado sustancialmente con las nuevas versiones de los productos de MODIS, así como con la inclusión de los vectores de viento por Ichoku y Ellison en 2014.

Tradicionalmente, la cantidad de aerosol o gases traza emitidos de la quema de biomasa se calcula multiplicando la masa de la biomasa quemada por el factor de emisión de las especies (Wooster *et al.*, 2005). Como se mencionó anteriormente la ecuación básica es de la siguiente forma:

$$M_x = EF_x M_{biomasa}, \quad (6)$$

donde M_x (g) es la masa de las especies emitidas de interés, EF_x (g/kg) es el factor de emisión para la especie de interés, y $M_{biomasa}$ (kg) es la cantidad de materia seca consumida por el fuego.

Una relación similar fue establecida por Ichoku y Kaufman (2005) en la cual EF_x es remplazada con C_e , la cual es designada como coeficiente de emisión, y $M_{biomasa}$ es remplazada por FRE o su tasa de liberación R_{FRE}

$$R_x = C_e R_{FRE}$$

$$M_x = C_e FRE, \quad (7)$$

donde R_x (kg/s) es la tasa de emisión de partículas de humo derivado de los datos satelitales para las especies de interés, C_e (kg/MJ) es el coeficiente de emisión basado en FRE, y R_{FRE} (MJ/s) es la tasa de liberación del FRE.

La metodología básica y la secuencia de procesamiento es la misma que en Ichoku y Kaufman (2005), no obstante, se realizaron varios ajustes y actualizaciones (Ichoku and Ellison, 2014).

El primer paso del algoritmo está diseñado para generar los valores de R_{FRE} y R_{sa} (tasa de emisión de partículas de humo) para cada pixel de aerosol con fuegos detectados. Por lo tanto, el R_{FRE} para cada pixel de aerosol está dado por:

$$R_{FRE} = \sum_{i=1}^{Nf} FRP_i, \quad (8)$$

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

donde $FRPi$ es el poder radiativo del incendio de cada pixel con fuegos activos, y Nf es el número total defuegos activos dentro del pixel de aerosol.

La derivación de R_{sa} es menos sencilla e involucra cálculos que utilizan el AOT y los vectores del viento en una matriz de pixeles de aerosol de 3x3 centrada en el píxel de aerosol con incendio activo como se muestra en la Figura 4. Ya que la pluma puede influenciar fácilmente a los pixeles vecinos, la matriz de 3x3 se divide en 4 cuadrantes, uno de los cuales basado en la dirección del viento es designado como “cuadrante downwind” o “cuadrante viento abajo”, y los cuatro pixeles dentro se asume que tienen partes de la pluma, mientras que los 5 restantes son asignados como “cuadrantes de fondo”. Las componentes zonal (u) y meridional (v) del viento a diferentes niveles de presión según su altitud, son usadas para calcular la velocidad del viento ($WS = \sqrt{u^2 + v^2}$) y su dirección a partir del azimut ($\theta = \cos^{-1}[v/WS]$). El azimut es comparado con la dirección de monitoreo del MODIS para determinar el cuadrante a sotavento en el cual se localiza la pluma. El AOT que es atribuible al incendio(s) dentro del pixel de aerosol central puede ser determinado como:

$$\tau_a^f 550 = \tau_a^t 550 - \tau_a^b 550, \quad (9)$$

donde los superíndices f, t, y b, significan AOT emitido del incendio, AOT total, y AOT de fondo, respectivamente a una longitud de onda de 550 nm. El valor del AOT de fondo $\tau_a^b 550$, se calcula como la media de los valores de AOT de fondo, ponderados por el área del pixel de aerosol. El $\tau_a^f 550$, se encuentra restando el valor medio de $\tau_a^b 550$ al valor de $\tau_a^t 550$ de cada pixel de aerosol dentro del cuadrante con viento a favor. Los valores individuales de $\tau_a^f 550$ que son negativos son asignados como cero. Subsecuentemente, un promedio ponderado por el área de $\tau_a^f 550$ se calcula a partir de los pixeles de aerosol a sotavento para representar la pluma que está siendo analizada.

$$\tau_a^f 550 = \frac{\sum_{i=1}^{Naf} (\tau_a^t 550, i - \tau_a^b 550) A_i}{\sum_{j=1}^{Nat} A_j} \quad (10)$$

donde A es el área de píxel de aerosol, Nat es el número de datos validos de aerosol en el cuadrante a sotavento, y Naf es el número de datos válidos de aerosol en el cuadrante a sotavento cuya $\tau_a^t 550$ excede apropiadamente a $\tau_a^b 550$. Este AOT $\tau_a^f 550$ se convierte a densidad de masa de la columna de humo (Md en gm^{-2}) mediante:

$$Md = \tau_a^f 550 / \beta_e \quad (11)$$

Capítulo 3: Métodos

donde βe (expresado en $m^2 g^{-1}$) es la eficiencia de extinción de la masa. Usando el área total de los 4 pixeles a sotavento, A_T , la masa de emisión es entonces calculada por

$$Msa = Md \cdot A_T \quad (12)$$

Para determinar la tasa de emisión de partículas de humo del incendio R_{sa} , se requiere saber cuánto tiempo toma emitir Md . Para una pluma dada, T se asume como el tiempo que le tomaría al viento limpiar todo el humo dentro del cuadrante a sotavento, y se estima como:

$$T = L/WS \quad (13)$$

donde L representa la longitud de la pluma dentro del cuadrante viento abajo. En el caso donde existen múltiples fuegos activos dentro de un pixel de aerosol, las distancias de la pluma se promedian para dar un valor de L . Finalmente, la tasa de emisión del aerosol se estima como:

$$Rsa = Msa/T \quad (14)$$

donde Rsa se expresa en $kg s^{-1}$. Entonces, los valores de R_{FRE} y Rsa se calculan para cada píxel de aerosol que contenga fuegos activos, los cuales serán usados para generar mediciones similares a grandes escalas.

La segunda etapa del algoritmo involucra la agregación de los cálculos de R_{FRE} y Rsa por pixel, para determinar los valores para regiones más grandes:

$$R_{FRE} = \sum_i R_{FRE}^i \quad (15)$$

$$R_{sa} = \sum_i R_{sa}^i \quad (16)$$

El procedimiento para calcular C_e es el mismo que en el método inicial (Ichoku and Kaufman, 2005), el cual consiste en generar una gráfica de dispersión para cada región usando los datos de R_{FRE} y Rsa calculados en la segunda etapa para el periodo de estudio (2002-2014), con R_{sa} en el eje dependiente. Una regresión lineal interceptada en cero se ajusta en todas las gráficas de dispersión y la pendiente m es el coeficiente de emisión C_e .

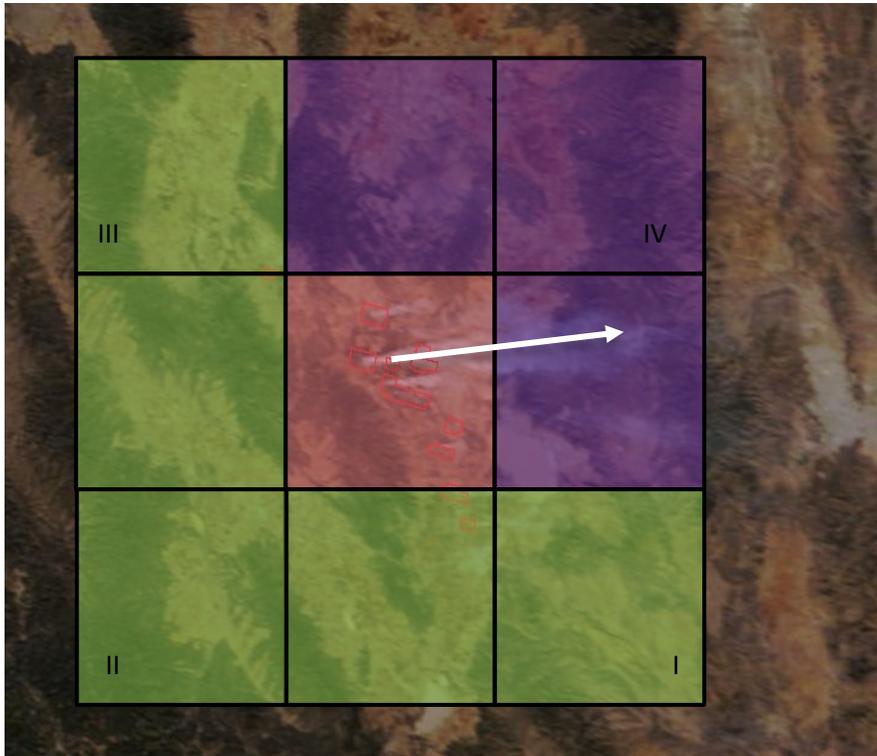


Figura 4 Representación gráfica del método de Ichoku y Ellison (2014). La flecha blanca representa la dirección del viento. El recuadro rosa, representa al píxel central de aerosol que contiene los fuegos; los recuadros morados son los píxeles de aerosol que se encuentran a sotavento y que rodean al píxel central; los recuadros verdes son los píxeles de aerosol que rodean al píxel central que están viento arriba (o a barlovento). Los números romanos representan el número de cuadrante, y cada uno contiene al píxel central.

3.3 Método indirecto

Para este trabajo, se decidió utilizar un método basado en los datos de FRP de MODIS, el cual infiere la relación entre el Fire Radiative Energy (FRE) detectado por MODIS y las emisiones del incendio. Sin embargo, los datos de FRE de MODIS solo están disponibles cuatro veces al día. Por lo tanto, las variaciones diurnas del incendio no pueden ser detectadas completamente, así como tampoco la actividad máxima del incendio. Para ayudar a caracterizar el ciclo diurno Vermote et al. (2009) utilizaron observaciones de alta frecuencia temporal del SEVIRI, del Visible and Infrared Scanner (VIRS) y del MODIS.

La tasa a la cual la energía es emitida por el incendio (FRP) durante la combustión puede servir como un proxy para determinar la tasa de emisión de gases y partículas (Kaufman *et al.*, 1998). Integrando el FRP sobre la esperanza de vida de un incendio y multiplicando este valor por un coeficiente de emisión EC_x (Tabla 3), el cual describe la cantidad de gas o partículas emitido por MJ de energía liberada (g/MJ), se obtienen las emisiones totales de un incendio:

Capítulo 3: Métodos

$$Emission_x = EC_x \int FRP dt \quad (17)$$

Para caracterizar el ciclo diurno del incendio las observaciones de FRP de VIRS, SEVIRI y MODIS, fueron agrupados en incrementos horarios y normalizados por el número de días en el mes que contribuyeron a la hora binada. Utilizando los datos de los tres satélites Vermote et al. (2009) encontraron que una función Gaussiana modificada provee una representación simple y precisa del ciclo diurno observado:

$$FRP(t) = FRP_{peak} \left(b + e^{\frac{(t-h)^2}{2\sigma^2}} \right) \quad (18)$$

donde t es el tiempo (hora) para el cual el FRP discreto es estimado y FRP_{peak} es el pico de la curva. La hora (h) pico del FRP generalmente ocurre temprano por la tarde, mientras que σ (desviación estándar) de la curva provee detalles sobre la duración y la actividad del incendio. La ecuación (18) también incluye un FRP de fondo, b , la cual es una constante independiente del tiempo. La dependencia de los parámetros h , b y σ , fueron examinados como una función de la razón de FRP de Terra y Aqua (T/A). Los valores de T/A están basados en los datos mensuales de CMG FRP del 2003-2014 ($n=132$). El producto CMG FRP es un resumen estadístico de información de los pixeles con fuegos destinados a ser utilizados en modelos regionales y globales, actualmente se generan a una resolución espacial de 0.5° (55.5 km) para periodos de tiempo de un mes calendario. El CMG FRP de Aqua representa la suma del FRP obtenido durante los pasos del día y de la noche, por lo tanto, podemos escribir la siguiente ecuación adoptada para el ciclo diurno del incendio descrito en la ecuación anterior:

$$AquaCMGFRP = FRP_{peak} \left[\left(b + e^{\frac{(13.5-h)^2}{2\sigma^2}} \right) + \left(b + e^{\frac{(1.5-h)^2}{2\sigma^2}} \right) \right] \quad (19)$$

$quaCMGFRP$ es el valor total de FRP del producto CMG. Para estimar FRP_{peak} primero se estiman los valores de h , b y σ usando las siguientes relaciones empíricas calculadas por Vermote et al. (2009):

$$b = 0.86x^2 - 0.52x + 0.08 \quad (20)$$

$$\sigma = 3.89x + 1.03 \quad (21)$$

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

$$h = -1.23x + 14.57 \quad (22)$$

Después usando los valores obtenidos de h , b y σ se usa la siguiente ecuación:

$$FRP_{peak} = \frac{AquaCMGFRP}{\left(b + e^{-\frac{(13.5-h)^2}{2\sigma^2}}\right) + \left(b + e^{-\frac{(1.5-h)^2}{2\sigma^2}}\right)} \quad (23)$$

y el fire radiative energy (FRE) se calcula como:

$$FRE = \int_0^{24} FRP_{peak} \left(b + e^{-\frac{(t-h)^2}{2\sigma^2}}\right) \quad (24)$$

La cantidad de biomasa quemada es proporcional a FRE, por la siguiente ecuación:

$$M = FRE \times CR \quad (25)$$

donde M representa la cantidad de biomasa quemada dentro de un píxel y CR representa el factor de conversión ($\frac{Kg}{MJ}$) de energía a masa.

Tabla 3 Factores de emisión utilizados para calcular las emisiones de quemas totales y agrícolas

Fe(gkg ¹) ^a	CO ₂	CO	CH ₄	NO _x	NH ₃	SO ₂	BC	OC	PM _{2.5}	PM ₁₀
Total	1616±53	98±26	5.4±2.4	2.6±1.1	1.4±0.6	0.6±0.3	0.6±0.2	4.8±2.9	9.3±3.3	18.6±8.3
Agrícola	1585	102	5.8	3.1	2.2	0.4	0.8	2.3	6.3	7.0

^a Valores obtenidos de Akagi et al. (2011).

4 RESULTADOS

4.1 Distribución espacio temporal de las áreas quemadas

4.1.1 Ciclo anual del área total quemada

El sensor MODIS, a través del producto MCD45A1, detectó un promedio anual de 21,937.27 km² de área quemada del 2001 al 2014 en México y Centroamérica. Para ponerla en contexto esta área es similar a la superficie de todo el estado de Hidalgo. La Tabla 4 muestra la distribución mensual y anual de las áreas quemadas en la zona de estudio, con un mínimo de 9892.25 km² en el 2014 y un máximo de 37669.5 km² en el año 2011. Además, se observa una gran variabilidad interanual, con un aumento de las áreas quemadas durante los meses de marzo a mayo (sombreado gris) en prácticamente todos los años analizados.

4.1.2 Distribución espacial y mensual del área quemada

Las Figura 5 y 6 muestran la distribución espacial mensual promedio de los 14 años de estudio del Área total quemada en función del tipo de suelo y ecorregión. Se observa una gran heterogeneidad en la distribución espacial mensual de las áreas quemadas, siendo los meses de enero a mayo los que presentan la mayor área quemada. Especialmente notable en estos mapas es la gran región de las áreas afectadas por los fuegos en el norte de México y sobre la costa del Pacífico central, las cuales corresponden a dos ecorregiones (bosque tropical húmedo y seco), que es evidente casi todo el año. Las áreas quemadas también se concentran en otras ecorregiones, tales como grandes planicies (de enero a abril), sierras templadas (de marzo a mayo), y tierras altas semiáridas (de noviembre a febrero) en México. En Centroamérica, la densidad más alta de área quemada se observa de marzo a mayo en el norte y oeste de Guatemala, centro de Honduras, y en la costa del Pacífico en Nicaragua y Costa Rica, las cuales están principalmente sobre dos ecorregiones: bosque tropical húmedo y sierras templadas. Las áreas afectadas por los fuegos en la época de lluvias (mayo-septiembre) se concentran principalmente en la zona centro y norte del país, mientras que en Centroamérica las áreas quemadas son casi inexistentes durante esta época.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

Tabla 4 Área quemada (km²) identificada con el producto MCD45A1 del 2001 al 2014 en México y Centroamérica.

Año	Área quemada(km ²)												
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
2001	2750	1526	3191	4471	3264	0	4	21	40	266	784	634	16949
2002	4343	5420	2262	3319	4477	2232	453	88	132	175	257	682	23838
2003	1287	2019	5830	5463	5378	1965	748	90	13	265	876	1375	25309
2004	11001	1454	1895	2008	1698	718	369	35	77	323	426	1119	21121
2005	2658	3476	4875	7531	8712	3524	609	75	75	60	596	1166	33356
2006	1503	3866	5082	4130	4154	877	100	34	86	639	687	686	21843
2007	1043	1887	1855	2505	4277	138	129	46	53	402	2379	2987	17700
2008	1182	1712	3049	4688	6102	1661	119	57	62	438	706	1597	21373
2009	1482	2208	4157	6325	4145	1667	165	237	514	888	812	1798	24397
2010	1060	607	1070	1490	2284	1317	357	133	88	427	1215	1404	11451
2011	4066	1472	3782	9436	11206	5076	530	128	132	80	702	1060	37670
2012	744	1512	1266	3658	5389	2234	247	97	107	371	460	2987	19069
2013	3288	2155	3396	4479	4519	2472	474	162	378	343	850	643	23156
2014	1109	1049	1238	1514	1454	1048	183	34	55	275	662	1273	9892

La Figura 7 muestra el ciclo anual del área quemada en función del tipo de suelo, y es evidente que la mayoría de las quemas en México y Centroamérica ocurren en suelo agrícola, con un promedio anual de 7770 km² lo que representa un 36% de toda el área quemada. También es aparente la gran variabilidad que hay en las áreas quemadas mes a mes, que igualmente se observa en los mapas de las Figuras 5 y 6. El mes con más áreas quemadas en todas las coberturas de suelo fue mayo, mientras que agosto y septiembre corresponden a los meses con menos áreas quemadas, consistente con la precipitación generalizada a través de México y Centroamérica. En este estudio se encontró que el área más afectada por el fuego ocurre de enero a mayo sobre suelo agrícola, seguido por la quema en pastizal. Además, en mayo se observa que los bosques son el tipo de

Capítulo 4: Resultados

cobertura de suelo con más área quemada, siendo este mes uno de los más cálidos y secos del año, en la región.

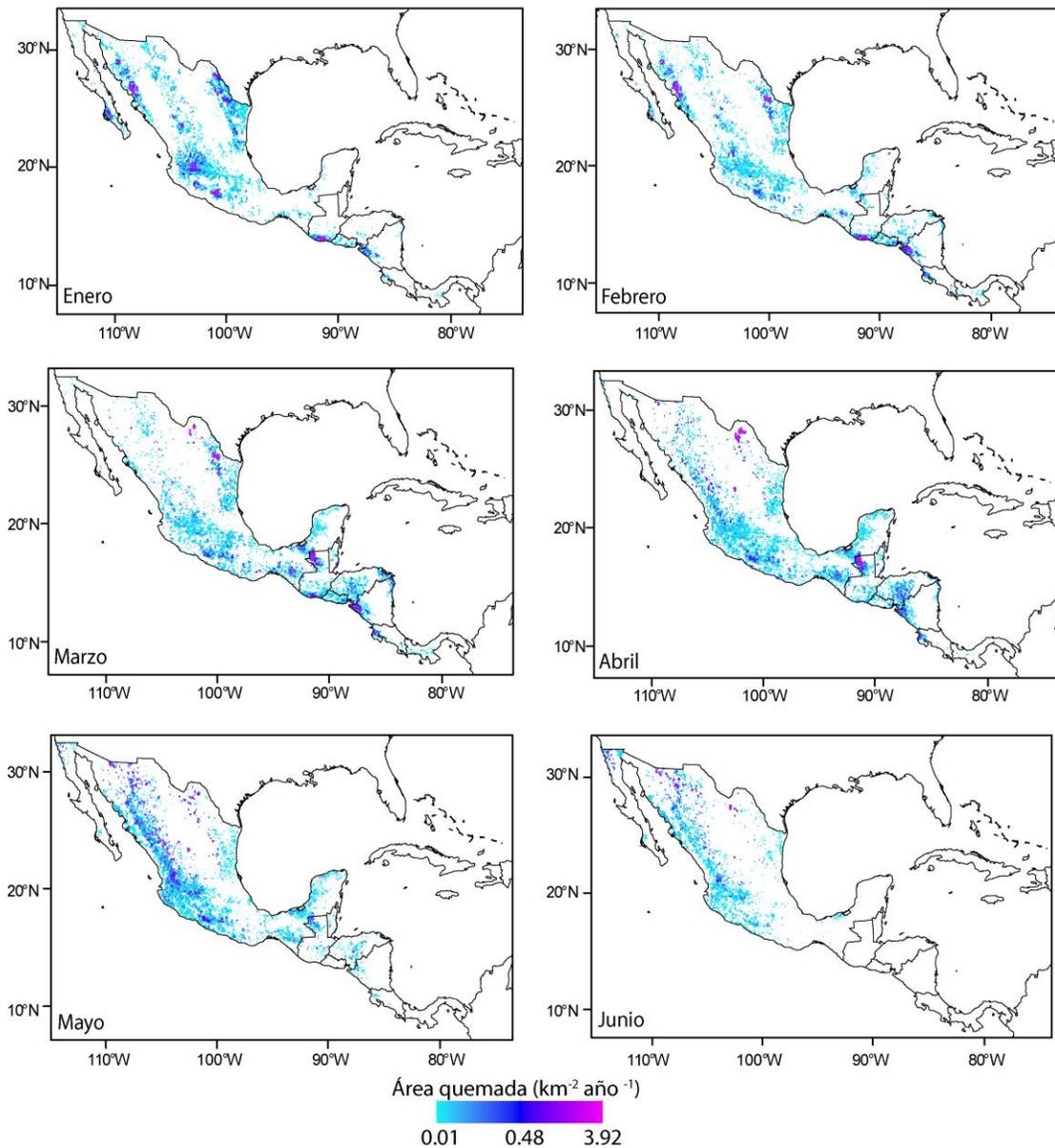


Figura 5 Distribución espacial promedio mensual del área quemada en México y Centroamérica para el periodo del 2001 al 2014 de enero a junio.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

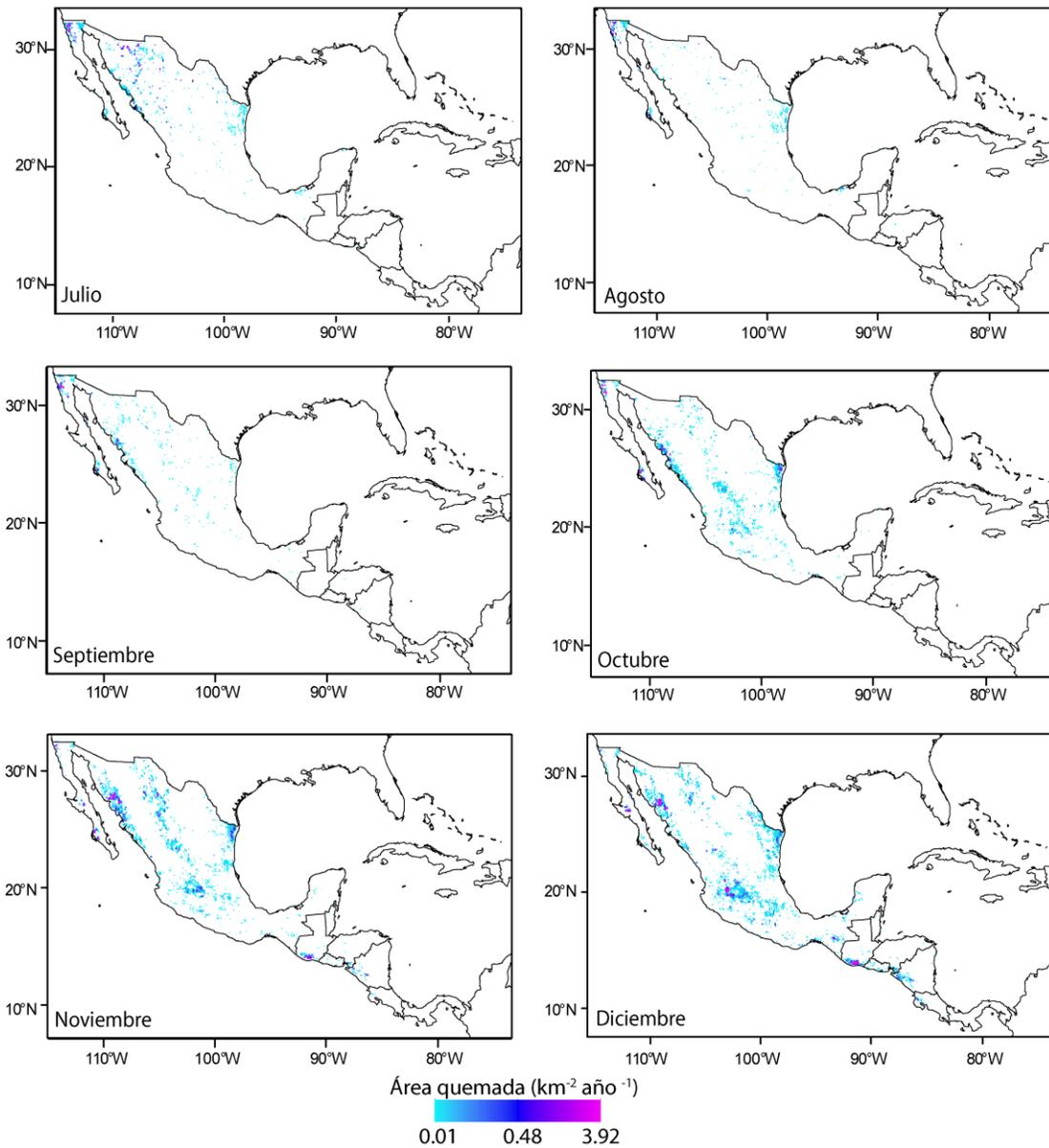


Figura 6 Distribución espacial promedio mensual del área quemada en México y Centroamérica para el periodo del 2001 al 2014 de julio a diciembre.

La Figura 11 muestra la variabilidad estacional del área quemada en función de la ecorregión en graficas de caja con bigote. Se observa que las ecorregiones con mayor densidad de áreas afectadas por el fuego son las sierras templadas y el bosque tropical seco. Mientras que los desiertos norteamericanos y los bosques húmedos de hoja ancha son las ecorregiones con menor densidad de área quemada, el primero quizás debido a su evidente falta de vegetación, y el segundo podría ser debido a la mayor humedad reinante y a su estatus de Área Natural Protegida. También, se observa un incremento relativamente repentino en la densidad del área quemada en casi todas las ecorregiones, particularmente entre enero y mayo, comportamiento que ya se había observado en

Capítulo 4: Resultados

las gráficas anteriores. La excepción a esta variabilidad estacional se ve en las ecorregiones localizadas en el norte de México, ya que la época de lluvias en esta región es diferente, con una gran influencia de la precipitación invernal asociada con el paso de sistemas frontales. Mientras que la mayoría de las ecorregiones muestran su máximo durante la temporada seca, hay ligeras diferencias en los meses pico.

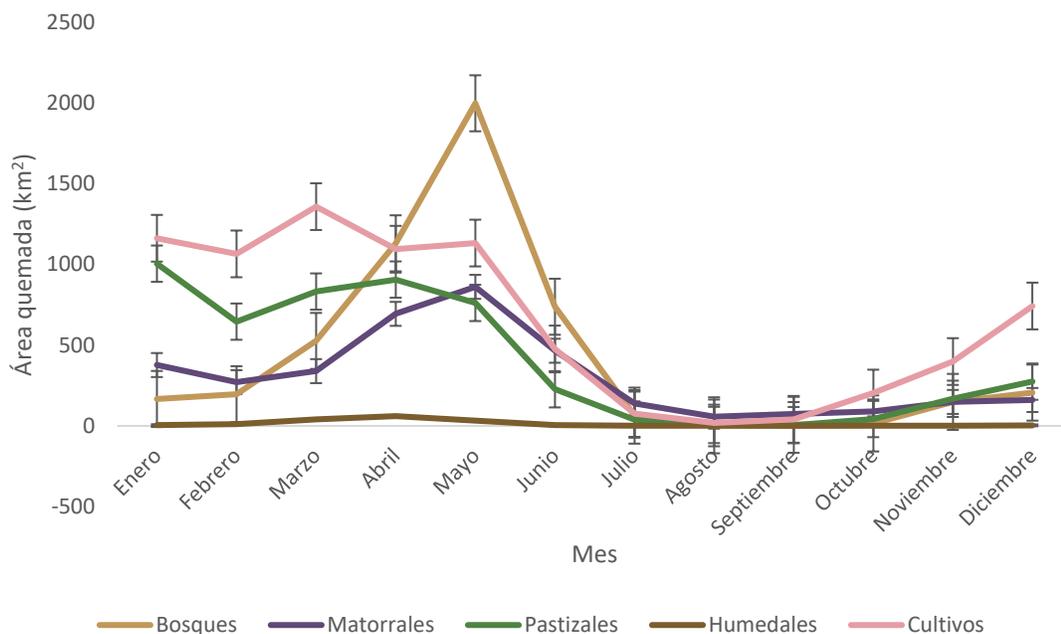


Figura 7 Ciclo anual del promedio del área quemada del 2001 al 2014 en México y Centroamérica, en función de varias coberturas de suelo.

El área quemada en función de las cinco coberturas de suelo principales es mostrada en la Figura 12. Se puede observar que la densidad máxima de áreas quemadas en casi todas las ecorregiones ocurre en suelo agrícola, donde se cultivan maíz, trigo, frijol, caña de azúcar y avena de forraje, principalmente (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2007). Mientras que en California mediterránea la mayor densidad de áreas quemadas se encontró en bosques.

4.1.3 Correlación entre el área total quemada y la precipitación

Se analizaron los datos de precipitación diaria del 2001 al 2014 para explorar una potencial respuesta a la variabilidad interanual observada en las áreas quemadas. En particular, se quería probar la hipótesis de que más áreas quemadas se encontrarían en los años más secos, debido a una mayor disponibilidad de combustible, y considerando el factor antropogénico como una constante. La figura 8 muestra las series de tiempo de las animalias estandarizadas tanto de la precipitación como de las áreas quemadas. Notar que sobre los bosques tropicales secos en México

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

(Figura 8 (a)), las series de tiempo muestran una correlación negativa moderada (-0.45). Sin embargo, en las sierras templadas (-0.21) y los bosques tropicales húmedos (-0.1) (Figura 8 (b y c)), no hay evidencia de una significativa anti-correlación. Estas discrepancias entre las series de tiempo pueden ser explicadas por los diferentes regímenes de precipitación que hay en cada ecorregión de México (Figura 9).

Capítulo 4: Resultados

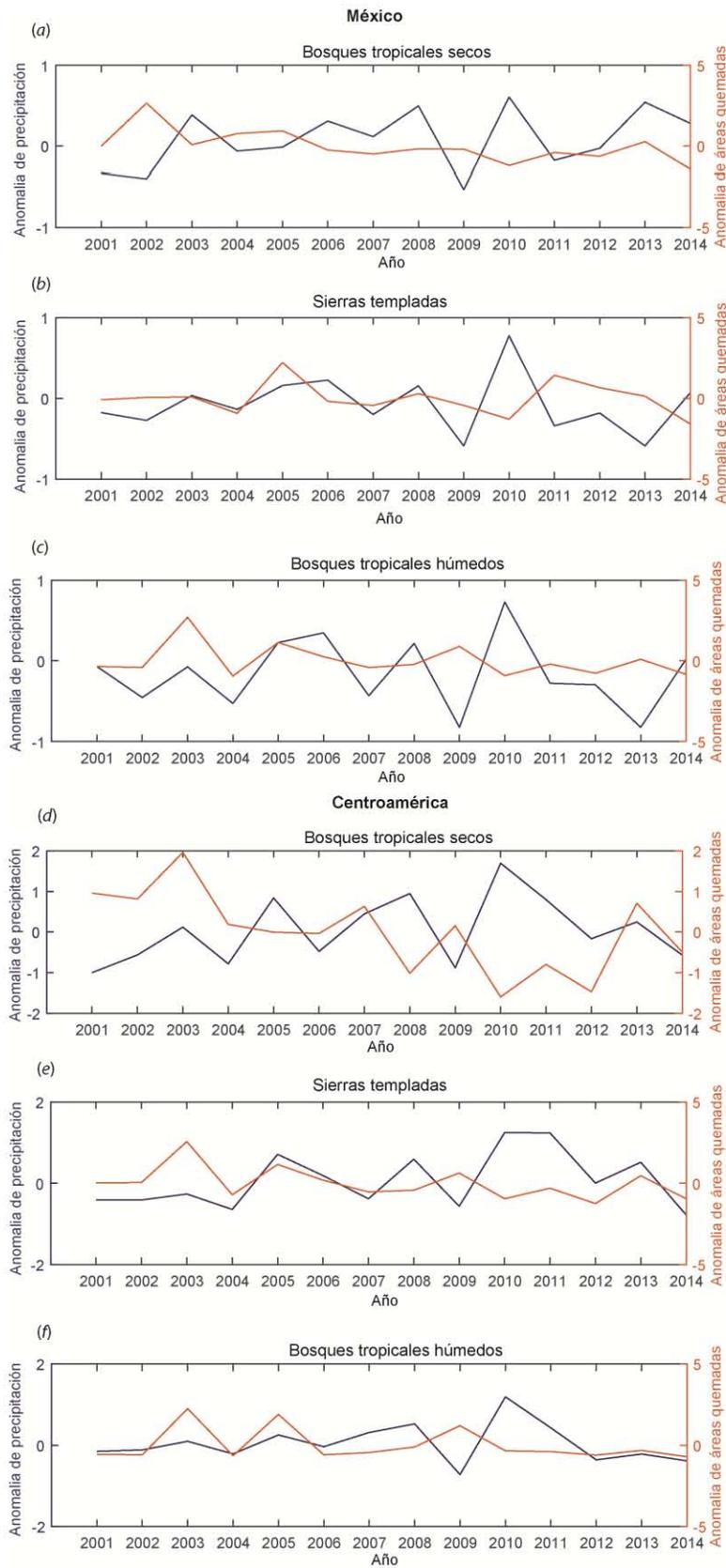


Figura 8 Series de tiempo de las anomalías estandarizadas de la precipitación anual y el área quemada en México y Centroamérica.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

Las anomalías anuales estandarizadas del área quemada en Centroamérica muestran una sorprendente correlación con las anomalías de precipitación en las tres ecorregiones, principalmente en los períodos 2001-2004 y 2009-2012 (Figura 8 (d-f)). La consistencia en las tres ecorregiones se debe al hecho de que la variabilidad interanual de las anomalías de precipitación no varía significativamente con las ecorregiones en América Central (Figura 10), ya que todas las ecorregiones generalmente se ven afectadas por los mismos sistemas meteorológicos que conducen a la precipitación. Un posible modulador de la precipitación en la región es el fenómeno de El Niño-Oscilación del Sur (ENSO) (Magaña et al. 1999). Dentro del período de 14 años analizado, solo hay cuatro eventos ENSO positivos y tres negativos, que no son suficientes para evaluar estadísticamente una señal de modulación potencial.

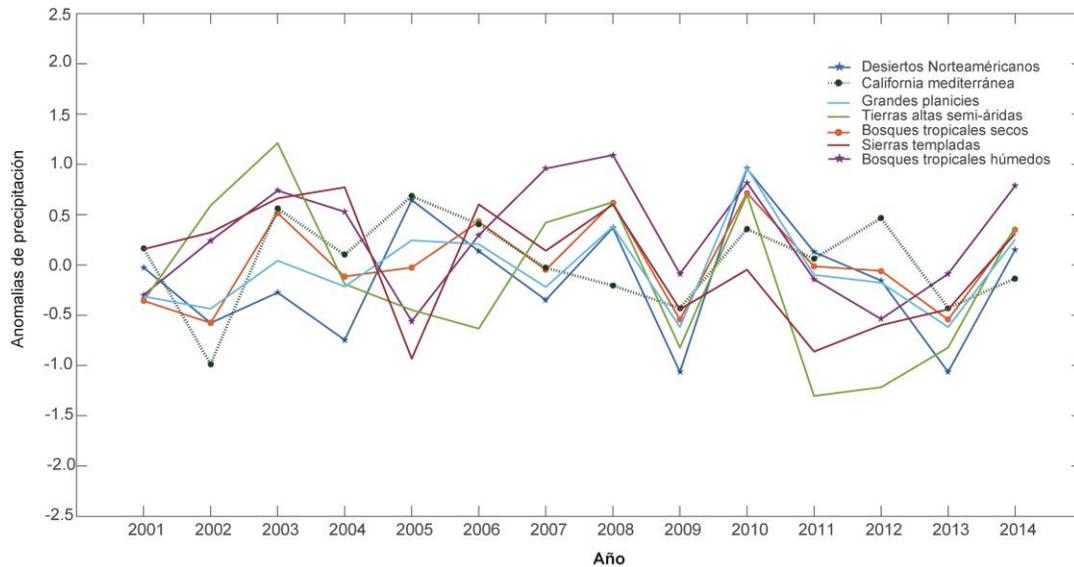


Figura 9 Series de tiempo de las anomalías estandarizadas de la precipitación anual en las ecorregiones de México.

Capítulo 4: Resultados

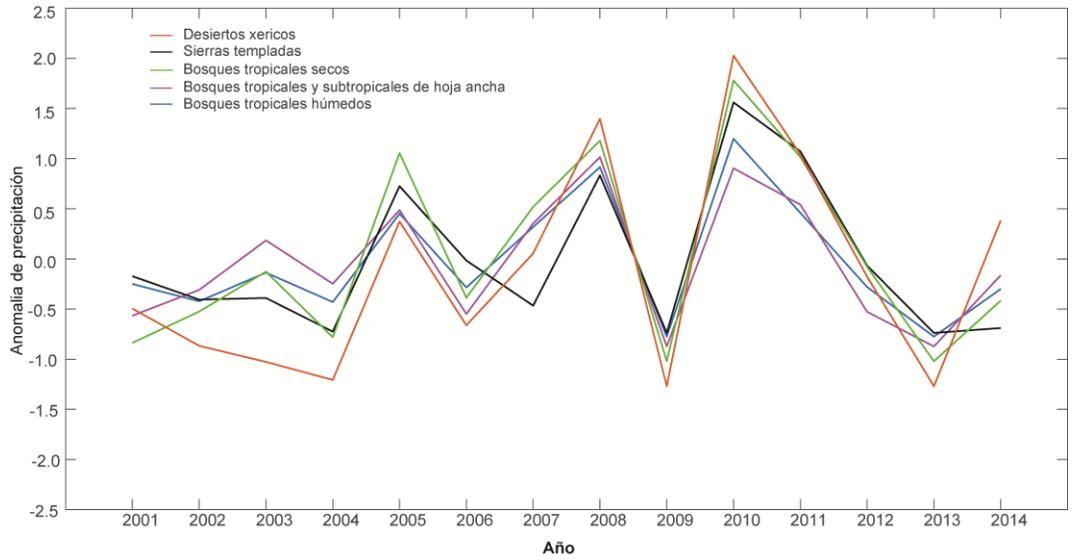
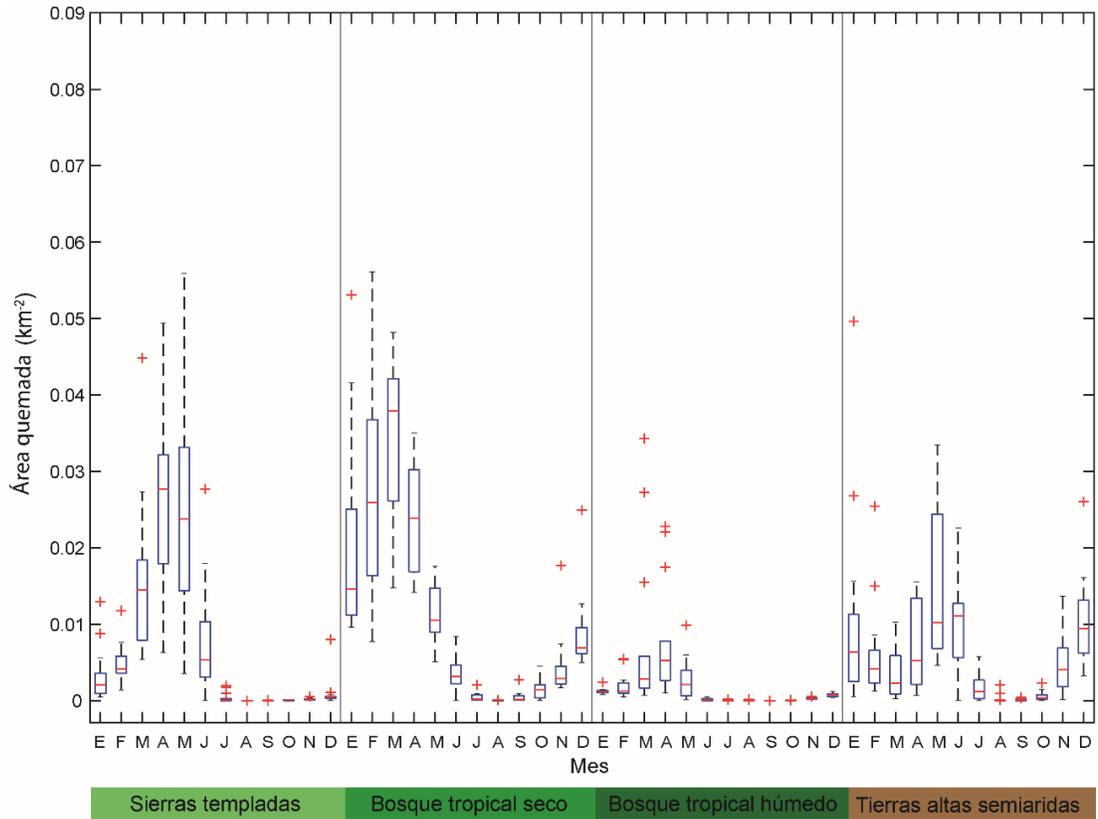


Figura 10 Series de tiempo de las anomalías estandarizadas de la precipitación anual en las ecorregiones de Centroamérica.



Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

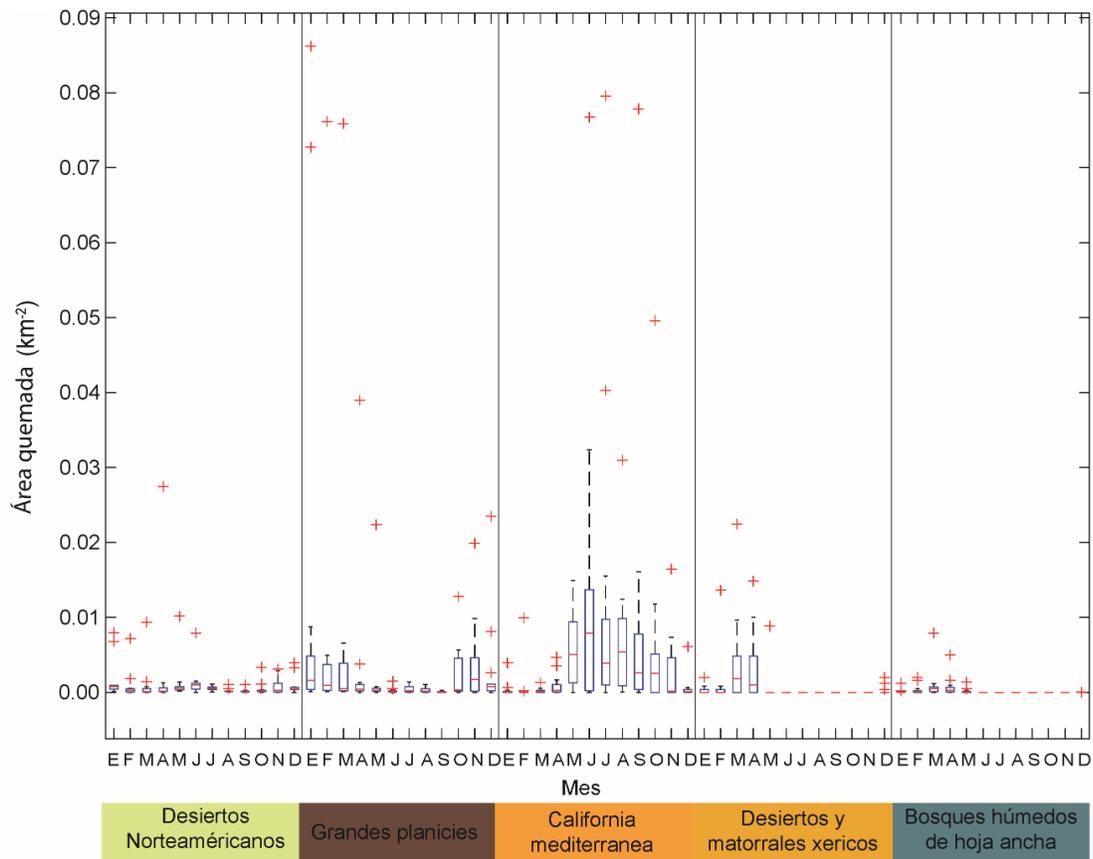


Figura 11 Boxplots del ciclo anual mensual del área quemada del 2001 al 2014 para cada ecorregión identificada en el área de estudio. Los colores en las etiquetas de las ecorregiones corresponden a los colores designados a cada ecorregión en la Figura 3.

Capítulo 4: Resultados

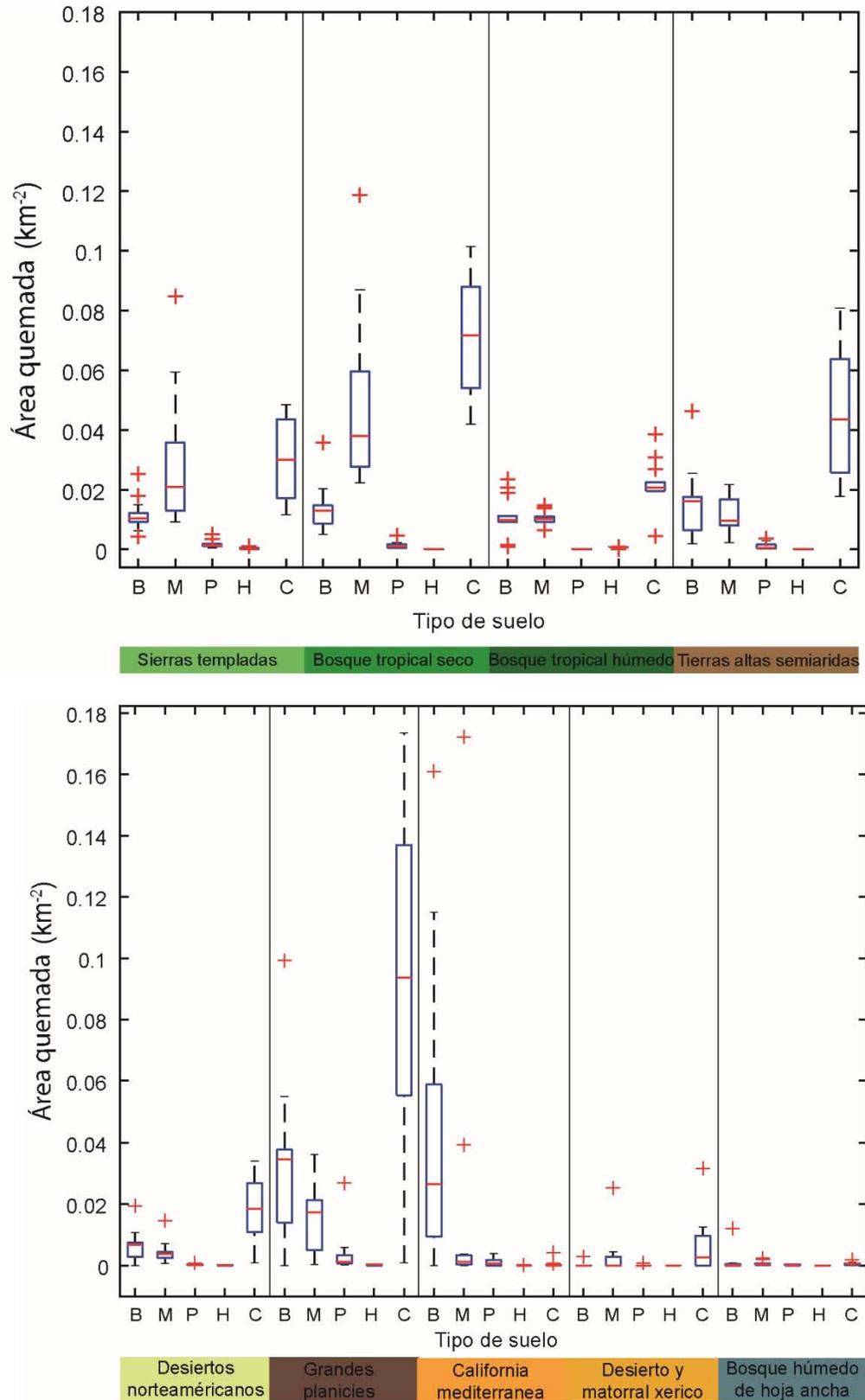


Figura 12 Boxplots del área quemada en función del tipo de suelo del 2001 al 2014 en cada ecorregión identificada en el área de estudio. Las letras en el eje-x corresponden a bosque (B), matorral (M),

pastizal (P), y cultivos (C). Los colores en las etiquetas de las ecorregiones corresponden a los colores designados a cada ecorregión en la Figura 2.

4.2 Determinación de las emisiones la quema agrícola

4.2.1 FRE de las quemas totales y agrícolas

Como se describe en la sección 3, los valores de FRE que son proporcionados por el producto de anomalías térmicas de MODIS (MYD/MOD14), proporcionan un estimado de la intensidad del incendio y son necesarios para llevar a cabo las estimaciones de las emisiones de las quemas en ambos métodos utilizados. Se detectaron un total de 716,166 píxeles con fuegos de 2003 a 2014 en México y Centroamérica. De estos, aproximadamente 43% se encontraron sobre suelo agrícola, que son aproximadamente un 7% más que las quemas detectadas en suelo agrícola por el producto de áreas quemadas de MODIS (MCD14A1) durante el mismo periodo de tiempo. En la Figura 13 se puede observar la distribución de los fuegos activos totales y en suelo agrícola del 2003 al 2014. La mayoría de los fuegos ocurrieron en dos ecorregiones (bosques tropicales húmedos y bosques tropicales secos en México), con cerca del 50% de los fuegos sobre suelo agrícola.

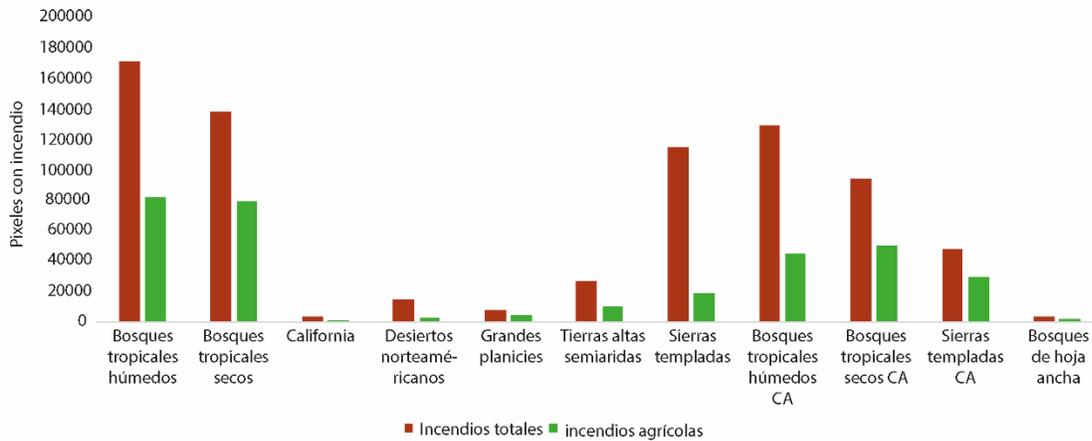


Figura 13 Número de píxeles con fuegos totales y agrícolas por ecorregión del 2003 al 2014.

La Figura 14 muestra la distribución espacial del FRE promedio estimado por MODIS para los fuegos agrícolas en el área de estudio por trimestres del 2003 al 2014. Los valores de FRE de los fuegos agrícolas están entre 1 y 3551 MW con un promedio de 76 MW. Los fuegos más intensos se observan de febrero a julio y se localizan principalmente en las costas y el sur y centro de México, dominados por las ecorregiones de bosque tropical húmedo y bosque tropical seco. También se distingue como

Capítulo 4: Resultados

los fuegos disminuyen durante los meses de agosto a octubre que coincide con la época de lluvias en la región.

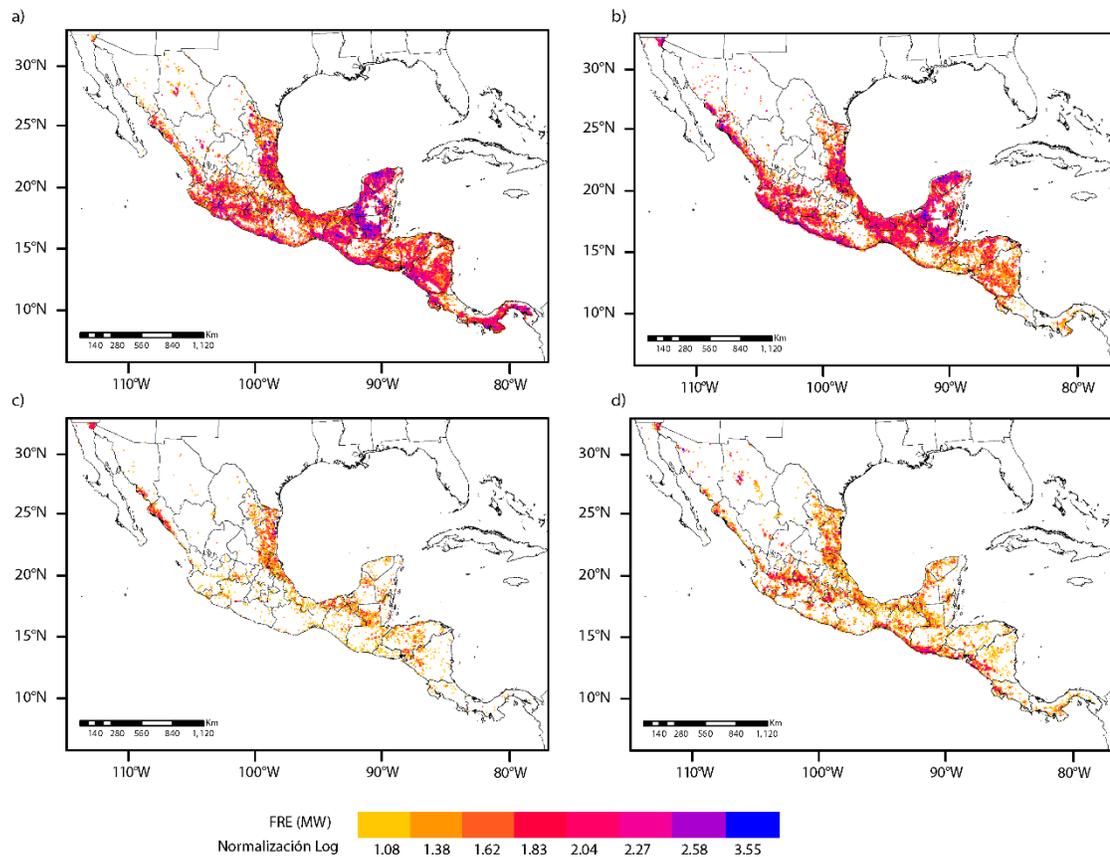


Figura 14 Intensidad promedio de los fuegos agrícolas (FRE) estimada por MODIS durante a) febrero – abril, b) mayo – julio, c) agosto – octubre, y d) noviembre – enero del 2003 al 2014 en México y Centroamérica.

4.2.2 Estimación del coeficiente de emisión de las partículas de humo

Para realizar el cálculo de los coeficientes de emisión de partículas se utilizaron los datos de FRE y AOT de MODIS de Aqua y Terra, además de las componentes zonales de viento de los datos de reanálisis de ECMWF del 2003 al 2014. La Figura 15a presenta el diagrama de dispersión que relaciona la tasa de emisión con el FRE de los fuegos detectados por Aqua (en verde) y Terra (en morado) en la ecorregión de bosques tropicales húmedos, después de haber filtrado los datos mediante un algoritmo de detección de valores atípicos. También se muestran las rectas de la regresión lineal que mejor se ajustan a los datos y los valores de R^2 , siendo los valores obtenidos por MODIS en Terra los que tienen un mejor coeficiente de correlación; sin embargo, cabe mencionar que esto varía en cada ecorregión. Con el objeto de conseguir coeficientes de emisión más confiables se realizó un gráfico de dispersión de conjuntos (Stepner, 2014) de la correlación entre

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

R_{sa} y R_{FRE} , donde cada punto de datos representa el promedio de veinticinco pasos diarios de MODIS en la región (Figura 15b), mejorando considerablemente los coeficientes de correlación en casi todas las ecorregiones (Tabla 5).

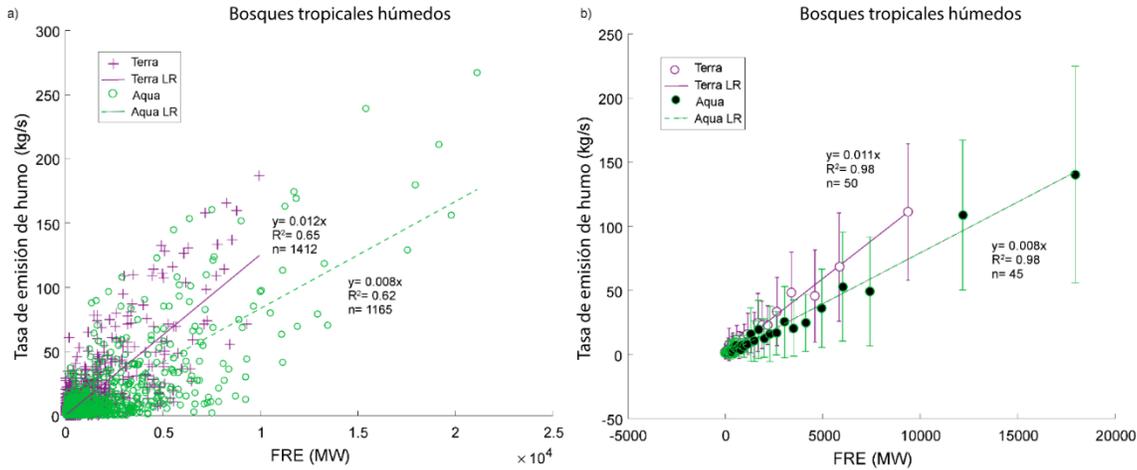


Figura 15 a) Correlación entre las tasas de emisión de partículas de humo R_{sa} y la tasa de liberación de energía radiativa del incendio R_{FRE} de los fuegos detectados por MODIS Aqua y Terra en los bosques tropicales húmedos del 2003 al 2014. Cada punto representa un paso del satélite por la región. La pendiente de la regresión lineal representa el coeficiente de emisión (C_e). b) Gráfico de dispersión de conjuntos de la correlación entre R_{sa} y R_{FRE} detectados por MODIS Aqua y Terra en los bosques tropicales húmedos del 2003 al 2014. Cada punto representa el promedio de 25 pasos de MODIS sobre la región. Las barras de error verticales representan el error estándar.

La Tabla 5 presenta las pendientes correspondientes al coeficiente de emisión, que van de 0.024 (en Bosques tropical/subtropical) a 0.0004 (en California mediterránea), y los coeficientes de determinación ($0.3 < R^2 < 0.63$) que se calcularon para cada ecorregión de México y Centroamérica. Se observa que los coeficientes de correlación para la mitad de las ecorregiones no son significativos (indicados como "ns" en Tabla 5) para MODIS en Terra y Aqua. Aunque hay más observaciones diarias de MODIS en Terra, los coeficientes de determinación de MODIS en Aqua son ligeramente mejores, por lo que se utilizarán en adelante los coeficientes de emisión calculados con los datos de MODIS en Aqua.

Capítulo 4: Resultados

Tabla 5 Coeficientes de emisión (C_e) y su R^2 en kg/MJ correspondiente para cada ecorregión en México y Centroamérica.

	Ecorregión	Terra		Aqua	
		Ce	R ²	Ce	R ²
México	Bosques tropicales húmedos	0.013	0.63	0.08	0.62
	Bosques tropicales secos	0.008	0.58	0.006	0.46
	California mediterránea	0.0004	ns	0.0004	ns
	Desiertos norteamericanos	0.0012	ns	0.0008	ns
	Grandes planicies	0.007	ns	0.005	ns
	Tierras altas semiáridas	0.005	ns	0.005	ns
	Sierras templadas	0.008	0.61	0.007	0.55
	Bosques tropicales húmedos	0.010	0.45	0.004	0.53
Centroamérica	Bosques tropicales secos	0.017	ns	0.013	0.53
	Sierras templadas	0.019	0.43	0.008	0.48
	Bosques tropicales y subtropicales de hoja ancha	0.024	0.31	0.007	ns

Al aplicar la técnica de visualización del gráfico de dispersión de conjuntos (Figura 15b) para minimizar los efectos del ruido en los datos, se obtienen unos valores significativos de R^2 (de 0.44 a 0.99) para casi todas las ecorregiones en los datos provenientes de MODIS en Aqua, excepto para las ecorregiones que se encuentran el norte de México (California mediterránea, desiertos norteamericanos y grandes planicies) (Tabla 6), consistente con los cálculos de Ichoku y Ellison (2014). Por lo tanto, el C_e derivado en las ecorregiones del norte de México no es útil y no se realizó el cálculo de la estimación de las emisiones de quema agrícola en estas zonas.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

Tabla 6 Coeficientes de emisión (C_e) y su R^2 en kg/MJ, aplicando el método de visualización de gráfico de dispersión de conjuntos.

Ecorregión	Terra		Aqua		
	Ce	R ²	Ce	R ²	
México	Bosques tropicales húmedos (BTH)	0.012±0.007	0.98	0.008±0.004	0.98
	Bosques tropicales secos (BTS)	0.008±0.004	0.93	0.006±0.003	0.92
	California mediterránea (CM)	0.0004	ns	0.0004	ns
	Desiertos norteamericanos (DN)	0.0014	ns	0.001	ns
	Grandes planicies (GP)	0.007	ns	0.005	ns
	Tierras altas semiáridas (TSA)	0.005	ns	0.005±0.003	0.71
	Sierras templadas (ST)	0.008±0.004	0.96	0.006±0.003	0.99
	Centroamérica	Bosques tropicales húmedos (BTH-CA)	0.010±0.006	0.97	0.004±0.002
Bosques tropicales secos (BTS-CA)		0.017±0.009	0.80	0.012±0.007	0.92
Sierras templadas (ST-CA)		0.019±0.010	0.96	0.009±0.005	0.89
Bosques tropicales y subtropicales de hoja ancha (BTSHA)		0.020±0.011	0.73	0.007±0.004	0.44

4.2.3 Estimación de las emisiones de las partículas de humo

Como se explicó anteriormente, la emisión anual de partículas por las quemas totales y las agrícolas se deriva haciendo una simple multiplicación del coeficiente de emisión calculado mediante el

Capítulo 4: Resultados

método de Ichoku y Kaufman (2014) y la intensidad de los fuegos (R_{FRE}). En las Tabla 7 se observan las emisiones anuales de partículas de la quema de biomasa en las diferentes ecorregiones en México y Centroamérica. Los años con mayores emisiones varían en cada ecorregión, por ejemplo, para los bosques tropicales húmedos y secos en México, el año con más emisiones fue el 2005 y 2013, respectivamente; mientras que para los bosques tropicales húmedos y secos en Centroamérica fue el 2003 y 2013, correspondientemente. Como se observó en las secciones 5.1.3 y 5.2.1, el área quemada y el número de píxeles con fuegos, se presentan principalmente en las ecorregiones de bosques tropicales húmedos y secos en México y Centroamérica. Esto también se ve reflejado en las estimaciones de las emisiones de humo de quema de biomasa.

Tabla 7 Emisiones de partículas de humo anuales de las quemas totales (Gg) en las ecorregiones de México y Centroamérica. Las siglas de cada ecorregión se indican en la Tabla 6.

Año	Ecorregiones							
	BTH	BTS	TSA	ST	BTH-CA	BTS-CA	ST-CA	BTSHA
2003	1515	153	3	67	688	96	86	0.51
2004	408	109	5	29	124	73	16	0.28
2005	1853	218	18	219	551	77	126	1.30
2006	653	159	5	97	124	58	27	0.20
2007	467	108	3	42	110	30	20	0.19
2008	254	85	14	73	124	26	14	0.17
2009	1332	183	11	105	253	61	42	0.29
2010	293	135	5	48	145	32	24	0.19
2011	1111	247	15	628	184	69	90	0.43
2012	292	218	4	146	86	38	12	0.06
2013	1306	326	14	201	221	102	75	0.46
2014	181	68	6	16	90	48	42	0.30

La Tabla 8 muestra las emisiones de partículas anuales de los fuegos agrícolas calculadas mediante el método de Ichoku y Ellison (2014) por ecorregión. En promedio, el porcentaje más alto de

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

emisiones de partículas debidas a las quemas agrícolas, respecto a las emisiones totales se encuentra en las ecorregiones de bosques tropicales secos, tanto en México (39%) como en Centroamérica (36%). Mientras que el porcentaje más bajo de emisiones de partículas de las quemas agrícolas respecto a las emisiones de las quemas totales se encuentran en los bosques tropicales y subtropicales de hoja ancha y las sierras templadas en México. Los años con más y menos emisiones de partículas de la quema agrícola no siempre coinciden con los de las emisiones de las quemas totales, por ejemplo, el año con mayores emisiones de quema de biomasa para el bosque tropical seco en Centroamérica fue el 2013, mientras que fue el 2003 el año con más emisiones de partículas de la quema agrícola para la misma ecorregión. Esto se debe a que casi todos los fuegos agrícolas son de origen antropogénico, y no dependen tanto de las condiciones ambientales.

Capítulo 4: Resultados

Tabla 8 Emisiones de partículas de humo anuales de las quemas agrícolas (Gg) en las ecorregiones de México y Centroamérica. Las siglas de cada ecorregión se indican en la Tabla 6.

Año	Ecorregiones							
	BTH	BTS	TSA	ST	BTH-CA	BTS-CA	ST-CA	BTSHA
2003	357.85	81.49	0.68	3.02	109.04	37.27	4.34	4.57E-03
2004	88.75	47.84	1.30	2.41	37.41	35.06	2.07	2.85E-02
2005	437.14	84.41	2.65	7.23	76.24	33.27	6.58	1.84E-02
2006	94.43	70.35	0.89	2.63	26.94	25.89	1.75	8.82E-03
2007	112.34	40.56	0.56	1.27	18.85	7.27	0.56	4.83E-03
2008	52.47	32.49	2.09	1.74	23.57	10.87	0.79	3.37E-03
2009	211.71	76.17	1.04	3.81	43.71	25.26	2.72	9.55E-03
2010	53.98	47.68	0.66	2.43	18.07	14.10	1.17	5.30E-03
2011	163.83	93.81	0.92	5.93	14.72	23.30	3.12	4.41E-03
2012	66.07	64.43	0.10	1.85	12.80	12.09	0.59	1.01E-03
2013	195.75	118.10	0.41	5.66	21.62	22.73	2.47	8.86E-03
2014	39.58	25.48	0.54	0.81	6.73	9.99	1.12	3.90E-03

4.2.4 Estimación del cociente entre estimaciones por Terra y Aqua

Vermote et al. (2009) proponen que el cociente de las estimaciones del FRE por Terra y por Aqua (T/A) está relacionado con el ciclo diurno local del FRE. También sugieren que las diferencias entre Terra y Aqua podrían indicar diferentes tipos de fuegos. Ellos argumentan que un valor pequeño de T/A indica fuegos antropogénicos ya que éstos se caracterizan por un incremento rápido de la intensidad del incendio y una duración corta. Un T/A cercano a 1 indicaría un incendio forestal porque éstos muestran una intensidad constante durante el ciclo diurno.

Como se discutió en la sección 4.2, el ciclo diurno de los fuegos puede ser representado por una función gaussiana. Los parámetros b , σ , y h (Ecuación 19) fueron calculados aquí usando los FRE T/A provenientes del producto mensual CMG de 2003 a 2014 (Tabla 9). Notar que para la mayoría de las ecorregiones los valores de T/A no muestran una gran variabilidad interanual durante los 12 años, excepto en California mediterránea (CM), donde se observa un aumento significativo de 2011

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

a 2012, posiblemente asociado con el tipo de vegetación que se estuvo quemando. Para las otras ecorregiones, el T/A tiene valores cercanos a uno, indicando que los fuegos en la región de estudio mantienen su intensidad casi constante durante el ciclo diurno. Aunque los fuegos agrícolas representen cerca del 50% de los fuegos totales detectados, los fuegos forestales dominan el T/A en casi todas las ecorregiones ya que estos son más intensos, tienen mayor duración y cubren mayor superficie.

Capítulo 4: Resultados

Tabla 9 Índices interanuales de Terra/Aqua de 2003 a 2014 en cada ecorregión en México y Centroamérica. Las dos últimas filas corresponden a la media y la desviación estándar (DS)

Año	Ecorregiones										
	BTH	BTS	CM	DN	GP	TSA	ST	BTH CA	BTS CA	ST CA	BTSHA
2003	0.94	1.05	1.68	1.29	1.18	1.05	0.97	0.89	0.95	0.91	0.97
2004	0.93	1.07	1.05	1.00	1.21	1.06	0.97	0.89	1.07	0.94	0.92
2005	0.91	1.05	1.53	1.10	1.15	0.89	0.98	0.96	1.01	0.88	0.82
2006	1.00	1.02	1.23	1.14	1.24	0.97	0.96	0.95	0.98	1.00	1.02
2007	0.91	1.04	1.35	1.20	1.27	0.97	1.02	1.00	1.07	0.95	0.95
2008	1.00	0.99	1.45	1.21	1.02	0.94	0.97	0.91	0.94	0.97	0.94
2009	0.93	1.04	1.13	1.23	1.12	0.92	0.98	0.95	0.98	0.94	1.06
2010	1.09	1.04	1.39	1.24	1.07	1.02	1.03	0.89	0.94	0.90	0.80
2011	0.98	1.01	0.69	1.08	1.06	0.86	0.96	0.99	0.94	0.88	0.89
2012	0.98	1.02	2.45	1.15	0.96	1.00	1.00	0.89	0.89	1.01	1.24
2013	0.95	0.99	0.96	1.37	1.02	0.98	0.94	0.91	0.91	0.88	0.84
2014	1.06	1.05	0.91	1.01	1.21	1.03	1.02	0.99	1.00	1.00	0.98
Media	0.97	1.03	1.32	1.17	1.13	0.98	0.98	0.93	0.97	0.94	0.95
SD	0.06	0.03	0.46	0.11	0.10	0.06	0.03	0.04	0.06	0.05	0.12

4.2.5 Estimación de emisiones de gases y partículas por ecorregión

Como ya se mencionó anteriormente, a partir de los datos de FRP obtenidos del producto CMG de Aqua y Terra se calcularon los parámetros b , σ y h del 2003 al 2014 usando la razón T/A para las ecorregiones en México y Centroamérica, que se presentan en la Tabla 9. Para estimar las emisiones es necesario considerar el parámetro CR que representa la conversión de energía a masa (ver Ecuación 25). Dicho parámetro puede ser determinado *in situ* (Wooster *et al.*, 2005) o en el laboratorio (Freeborn *et al.*, 2008) y tiene los siguientes valores $0.368 \pm 0.015 \left(\frac{Kg}{MJ}\right)$ y 0.453 ± 0.068

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

$\left(\frac{Kg}{MJ}\right)$, respectivamente. En este estudio se utiliza para CR el valor promedio de estos dos estudios $\left(0.41 \pm 0.04 \left(\frac{Kg}{MJ}\right)\right)$, para convertir FRE a biomasa total quemada. La Tabla 3 muestra los factores de emisión utilizados.

Las Tablas A1 y A2 que se presentan en el Anexo muestran las emisiones anuales de las quemas totales y agrícolas por ecorregiones en México. Ya que los factores de emisión son fijos, las emisiones de las diferentes especies muestran una tendencia de variación interanual consistente, por lo que se eligió la emisión de CO₂ para analizar la variación temporal de las emisiones de los fuegos. En México la ecorregión que emitió más contaminantes fue el Bosque tropical húmedo siendo el 2005 el año más intenso, seguido por el 2003 y 2011. El Bosque tropical seco y las Sierras templadas fueron las otras dos ecorregiones que mostraron grandes emisiones. Sin embargo, el año con más emisiones en cada ecorregión fue diferente, 2013 para Bosque tropical seco y 2011 para Sierras Templadas. Tierras altas presenta su año de mayor emisión en el 2005. Mientras que las demás ecorregiones: Desiertos norteamericanos y Grandes planicies presentan el año 2011 como el más intenso. En California mediterránea el año con más emisiones fue el 2009 (Tabla A1).

También se realizaron los cálculos de las emisiones debidas a la quema agrícola en cada ecorregión (Tabla A2). Si bien anteriormente se había demostrado que en la mayoría de las ecorregiones la mayor parte de los fuegos eran en suelo agrícola, las emisiones de la quema agrícola no representan ni la tercera parte de las emisiones totales, posiblemente debido a que la cantidad de biomasa quemada en otras coberturas de suelo es mayor (por ejemplo, en Bosques) y por lo tanto mayor es su emisión. Asimismo, se observa que los años de mayor emisión de la quema agrícola son diferentes a los de los fuegos totales en algunas ecorregiones. Así, por ejemplo, en Sierras templadas y California mediterránea los años de mayor emisión por quema agrícola son el 2005 y 2003, respectivamente.

Como era de esperarse, las emisiones de los fuegos en las ecorregiones de Centroamérica son mucho menores que en México. Además, presentan un comportamiento interanual diferente. En Centroamérica, al igual que en México la ecorregión con más emisiones es en Bosque tropical húmedo y es durante el 2003 que se presenta el máximo. Sierras templadas y Bosque tropical seco muestran su máximo de emisiones durante el 2005 y 2013, respectivamente. La ecorregión con menos emisiones (Bosque tropical/subtropical) también tiene su máximo en el 2005. El año con menos emisiones también es diferente para cada ecorregión, siendo el 2012 el año menos intenso

Capítulo 4: Resultados

para el Bosque tropical húmedo, el 2008 para el Bosque tropical seco, y 2012 para las otras dos ecorregiones (Tabla A2).

En cuanto a las emisiones de la quema agrícola en las ecorregiones de Centroamérica, muestran sus máximos de emisión en años diferentes a los máximos de quema de biomasa total, excepto para Bosque tropical húmedo. En el Bosque tropical seco el máximo de emisiones por quema agrícola es en el 2003, en el Bosque tropical/subtropical el 2004 y en Sierras templadas el 2005. Sin embargo, el mínimo de emisiones se presenta el 2014 en tres de las cuatro ecorregiones, la única que presenta un mínimo distinto es la Sierra templada en 2007 (Tabla A4).

4.2.6 Comparación de la estimación de las emisiones de partículas de humo mediante ambos métodos

Tal como se menciona anteriormente, se utilizan dos métodos para estimar las emisiones: uno directo y otro indirecto. La Figura 16 sintetiza las emisiones anuales de humo (en Ton/km²) de los fuegos totales en función de las ecorregiones de 2003 a 2014, las estimaciones se hicieron mediante el método directo de Ichoku y Ellison (2014), mientras que las cantidades entre paréntesis son los factores por los que se tiene que multiplicar para obtener la estimación de las emisiones mediante el método indirecto de Vermote et al. (2009). En la Figura 16 se observa que todas las ecorregiones muestran una evidente variabilidad interanual, sin una tendencia de aumento o disminución con el tiempo durante el período estudiado. Ya que la fracción de emisiones por la quema agrícola con respecto a las emisiones totales es diferente para cada año y cada ecorregión, las emisiones de la quema agrícola (Figura 17) no muestran la misma variabilidad interanual que las emisiones de humo de las quemas totales. Como ya se había analizado anteriormente la ecorregión con más emisiones de las quemas totales son los bosques tropicales húmedos en México (barras verde oscuro, Figura 16a) mostrando máximos de emisiones por km² en 2005 y 2011, y un mínimo en 2014. Los bosques tropicales secos (barras verde medio, Figura 16a), que son la segunda ecorregión con más emisiones en México tienen su máximo en 2011 y 2012, y el mínimo en 2014 y 2008. Los bosques tropicales húmedos (barras verde claro, Figura 16a), también son la ecorregión con más emisiones en Centroamérica, y presentan las mayores emisiones por km² en 2003 y 2005, y un mínimo en 2014. Los bosques tropicales secos en Centroamérica (barras azules, Figura 16a) presentan su máximo en 2011. Las sierras templadas en México (barras verde brillante, Figura 16b) tienen su máximo en 2011 y su mínimo en 2014, mientras que las sierras templadas en Centroamérica (barras azul fuerte, Figura 16b) presentan su máximo en 2005. Los bosques tropicales y subtropicales de hoja ancha (barras azul claro, Figura 16b) es la ecorregión con menos emisiones por km² de todas, tanto para emisiones totales y agrícolas.

Capítulo 4: Resultados

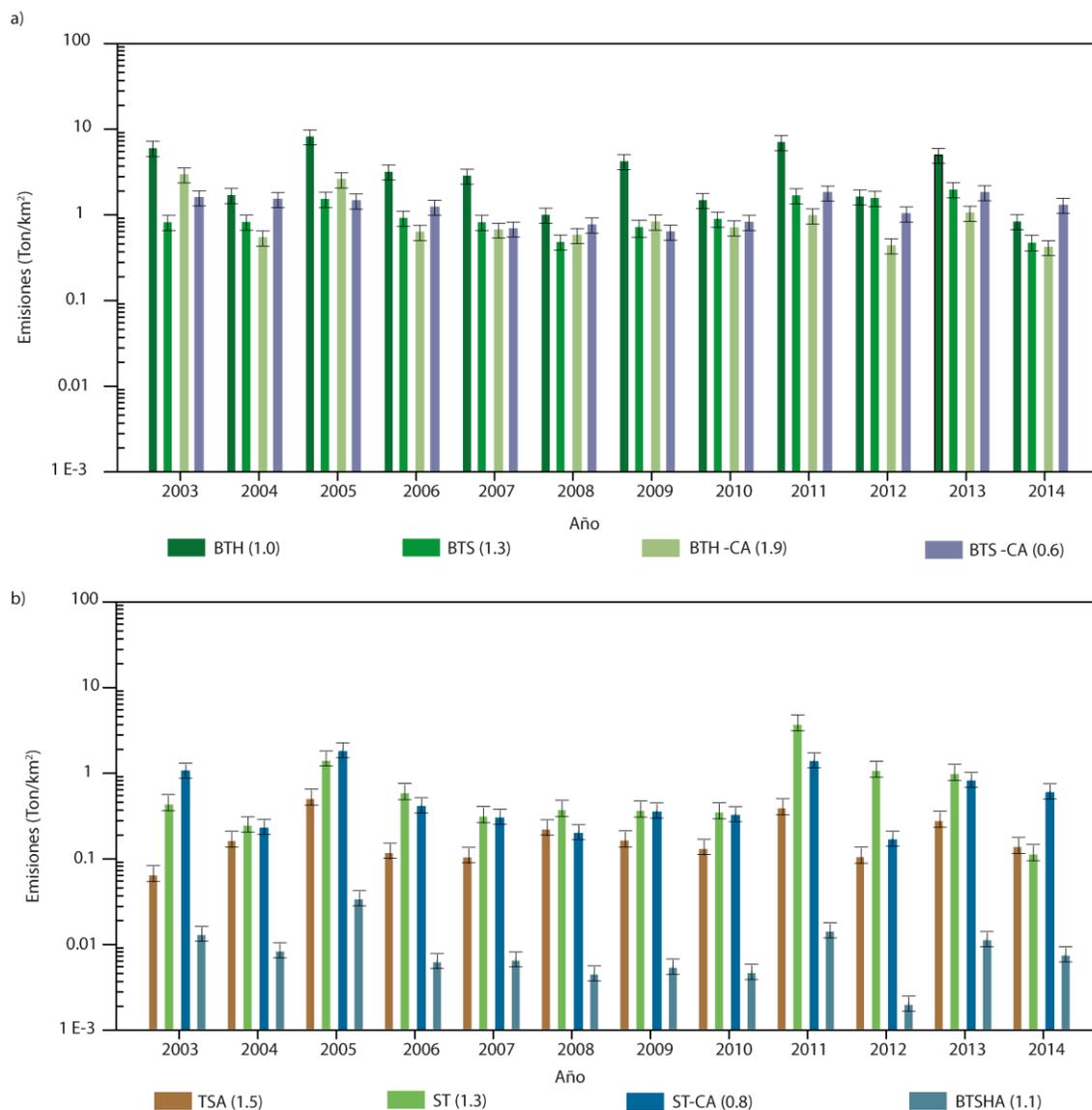


Figura 16 Variabilidad interanual de las emisiones totales de humo en cada ecorregión en México y América Central. El número entre paréntesis en leyendas corresponde a los factores del método indirecto.

La Figura 17 presenta las emisiones de los fuegos agrícolas, que son los contribuyentes más significativos en casi todas las ecorregiones, principalmente en la temporada de secas cálidas, que va de marzo a mayo, como se había mencionado en la sección 5.1.3 y 5.2.1. Las ecorregiones con más emisiones de fuegos agrícolas son el bosque tropical húmedo (barras de color verde oscuro, Figura 17a) y el bosque seco tropical en México y América Central (barras de color verde medio, Figura 17a). La variabilidad interanual de las emisiones de quema agrícola está influenciada por otros factores que modulan las prácticas agrícolas (por ejemplo, cambios en cultivos o variedades del mismo cultivo, precios de mercado, etc.). Así, en algunas ecorregiones hay una ligera disminución a lo largo de los años, como en los bosques húmedos tropicales en México (barras de

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

color verde oscuro, Figura 17a) y en Centroamérica (barras de color verde claro, Figura 17a), que presentan sus máximos en 2005 y 2003, respectivamente. Los bosques tropicales secos en Centroamérica también muestran una disminución durante los años de estudio, excepto con un pico en 2011. Los bosques tropicales secos en México no muestran ninguna tendencia.

Teniendo en cuenta que el método desarrollado por Ichoku y Ellison (2014) es bastante complicado, también se estimaron las emisiones a través del método más simple presentado por Vermote et al. (2009). La incertidumbre de este método es aproximadamente del 58%. Dado que ambos métodos utilizan datos MODIS FRP para el cálculo de las emisiones, las emisiones correspondientes deben tener una variabilidad interanual constante. Las emisiones de los fuegos totales estimadas por el método indirecto (Vermote et al., 2009) fueron muy similares a las derivadas del método directo (Ichoku y Ellison 2014) en todas las ecorregiones. Los factores entre ambos métodos fueron en su mayoría alrededor de 0.6, siendo el factor más significativo 1.9 para los bosques tropicales secos en Centroamérica. En contraste, las emisiones de fuegos agrícolas estimadas por el método indirecto fueron sistemáticamente más bajas que las calculadas por el método directo. Esto podría deberse a que en el método indirecto se utilizan factores de emisión que fueron calculados en otras condiciones, además de que no se sabe específicamente qué tipo de cultivo es el que se está quemando.

Capítulo 4: Resultados

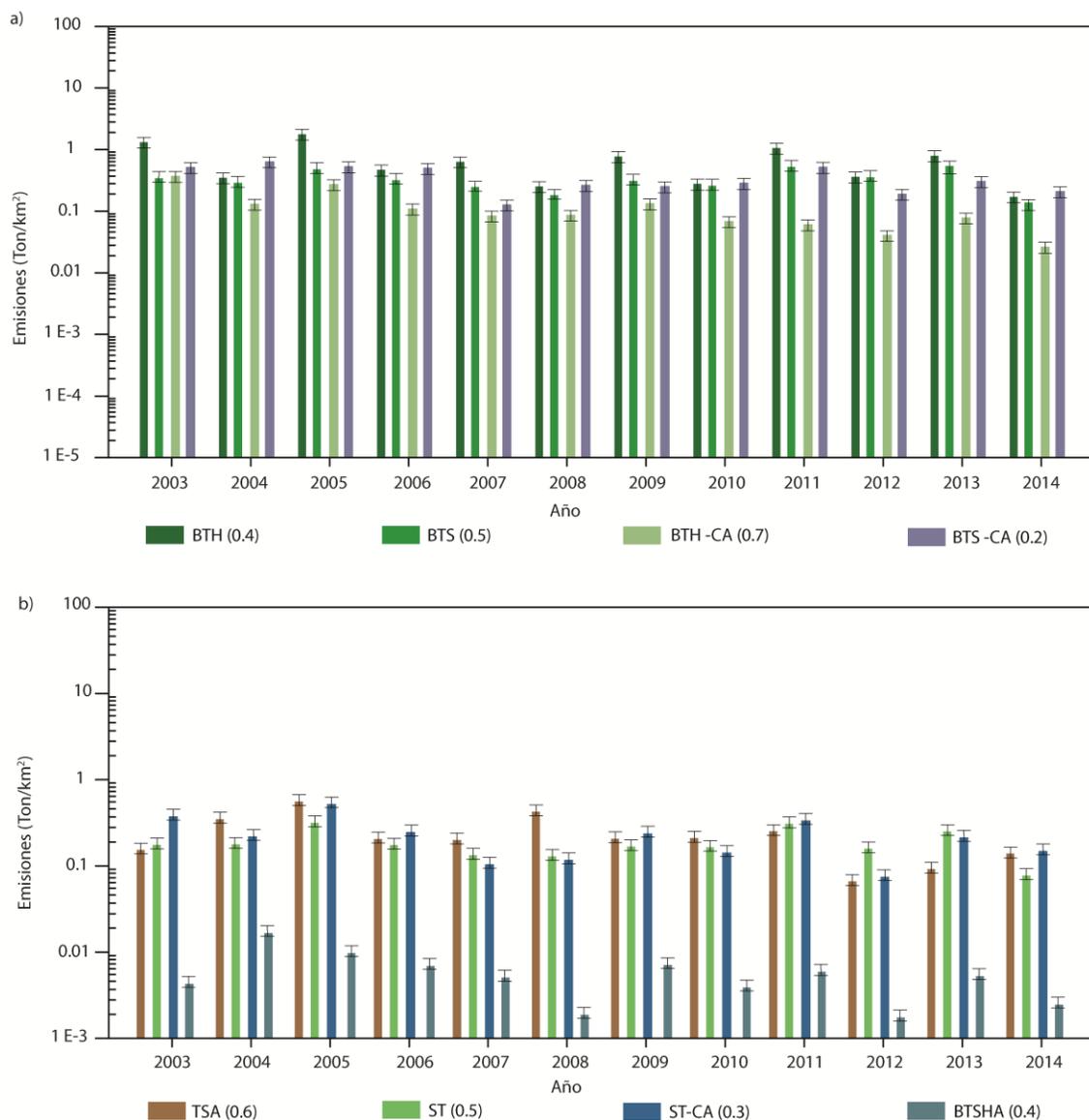


Figura 17 Variabilidad interanual de las emisiones agrícolas de humo en cada ecorregión en México y América Central. El número entre paréntesis en leyendas corresponde a los factores del método indirecto.

4.2.7 Comparación con el producto GFED

Para validar los resultados, se compararon las emisiones de quema de biomasa derivadas de ambos métodos con el inventario de emisiones globales Global Fire Emissions Database (GFEDv4.1). Hay varias diferencias entre el producto GFED y los resultados del trabajo aquí presentado: i) la estimación de las emisiones del GFEDv4.1 están basadas en un modelo biogeoquímico; ii) el GFEDv4.1 tienen una menor resolución espacial (0.25°) que nuestras estimaciones (10 km), y la región “CEAM” también incluye las islas del Caribe.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

La Tabla 10 muestra las emisiones anuales de humo de las quemas totales estimadas mediante el método indirecto y el producto GFEDv4.1. Notar que los resultados de las estimaciones del método directo no están incluidos en la tabla, ya que estas estimaciones no fueron calculadas para las ecorregiones que se encuentran en el norte de México. Sin embargo, los resultados anteriores muestran que las emisiones de humo calculadas por el método directo son aproximadamente 50% mayores que las derivadas por el método indirecto. Los resultados de las emisiones anuales de ambas estimaciones muestran una evolución temporal similar, con máximos en 2003, 2005 y 2011, y mínimos en 2010 y 2014. Sin embargo, el año con más emisiones es diferente para los dos métodos, posiblemente debido a que la región CEAM de GFEDv4.1 incluye las islas del Caribe que no fueron consideradas en nuestro estudio. En general, las emisiones de GFEDv4.1 constituyen solo alrededor del 47% de las emisiones derivadas del método directo. Estos resultados indican una subestimación de las emisiones de humo por parte del producto GFED, quizás debido a su menor resolución espacial.

Tabla 10 Comparación de las estimaciones de emisiones de humo de las quemas totales (Gg) en nuestro estudio (método indirecto) con los estimados del producto GFEDv4.1.

Método (Gg)	Año											
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Método indirecto	2454	658	2739	952	670	582	1656	658	2269	755	1888	416
GFEDv4.1	1479	336	1156	633	716	626	713	429	1004	370	885	320

4.2.8 Incertidumbre

Ambos métodos utilizados en este estudio tienen varias fuentes de error que afectan la precisión de las estimaciones de emisiones de gases y partículas. La primera fuente de error está asociada con la fórmula empírica para derivar FRE, estimada por Kaufman et al. (1998) y es aproximadamente el 16%. Además, el oscurecimiento de la nube impacta las estimaciones de FRE, así como la omisión de fuegos por la resolución espacial, la velocidad de combustión, la cubierta de nubes o la cobertura de los árboles. Giglio et al. (2016) estimaron que el error de omisión para la recopilación de datos de MYD/MOD14 6 varía de 0 a 20% para pastizales y sabanas abiertas, mientras que en áreas de bosques densamente vegetados dicho error podría ser incluso superior al 60%.

Capítulo 4: Resultados

La segunda fuente de error está relacionada con la precisión del algoritmo MODIS AOT (Deep Blue [DB]), asociado con el fondo de la superficie terrestre. A nivel mundial, AOT DB sobre tierra tiene un rango de incertidumbre de $\pm (0.05 + 0.2 \tau_A)$ (Sayer *et al.*, 2013). Sin embargo, existe una variación regional en el rendimiento de recuperación. Por ejemplo, en la región de Centroamérica / América del Sur (CSA), la incertidumbre es de 85% dentro de $0.05 + 0.2 \tau_A$.

La tercera fuente de error es la precisión de los campos de viento de ERA-INTERIM, ya que este conjunto de datos de reanálisis se asimiló desde diferentes fuentes de medición que dependen de la técnica, las condiciones y la densidad de la muestra (Leutbecher *et al.*, 2017). Los datos de viento en nuestra región de estudio tienen más incertidumbre debido a la escasez de datos para asimilar y la instrumentación menos avanzada; por lo tanto, el error asociado con estos datos no es fácilmente cuantificable.

La cuarta fuente de error está relacionada con la incertidumbre de las constantes que se usaron en cada uno de los métodos. Por ejemplo, para derivar la tasa de emisión de masa de aerosol de humo en el método directo, el AOT se convirtió en densidad de masa de aerosol de humo dividiendo por un eficiente de extinción de masa constante (β_e) (Reid *et al.*, 2004), y los factores de emisión utilizados en el método indirecto (Akagi *et al.*, 2011; Santiago-De La Rosa *et al.*, 2018).

5 DISCUSIÓN

Catorce años de observaciones del sensor MODIS fueron analizadas para obtener la variabilidad mensual del área quemada en México y Centroamérica, mapeado dentro de una malla regular de 10 km x 10 km (Figuras 5 y 6). El análisis indica que la gran mayoría de las áreas quemadas ocurre de enero a junio en México, lo que se corresponde con la temporada de secas en el centro y sur de México, mientras que en Centroamérica la mayoría de las áreas quemadas se observan de enero a abril, también en la temporada de secas (como se muestra en la Figura 7). El análisis del área quemada por kilómetro cuadrado en función de las ecorregiones introduce un componente adicional y, dependiendo de la ecorregión, la temporada de quema de biomasa puede empezar antes o después como se muestra claramente en la Figura 11.

La variación de la actividad estacional de los fuegos depende de la evolución de los factores que controlan la ignición, la propagación y la extinción de fuegos (Clarke *et al.*, 2014; Fusco *et al.*, 2016). La interacción entre el clima y los ecosistemas gobierna la dinámica de la humedad del combustible (Flannigan *et al.*, 2016). La vegetación fina o el combustible muerto se desecan rápidamente después de que comienza la estación seca y, por lo tanto, están predispuestos a los fuegos de principios de temporada, como es el caso en pastizales y sabanas (Sow *et al.*, 2013). La vegetación viva y boscosa experimenta cambios más lentos en la humedad, y debido a esa lenta pérdida de humedad, la mayor sensibilidad al fuego puede alcanzarse sólo al final de la estación seca, como Archibald *et al.* (2013) muestra para los bosques tropicales. Esta tendencia ecolimática hacia los fuegos tempranos o tardíos puede ser modulada por el comportamiento pirogénico humano y, por lo tanto, influir en la estacionalidad del fuego (Fusco *et al.*, 2016).

Este estudio presenta evidencia de que una gran fracción de las áreas quemadas detectadas puede ser atribuidas a actividades antropogénicas, ya que aproximadamente del 37% al 43% de todas las áreas quemadas detectadas por MODIS ocurren en suelo agrícola en México y Centroamérica, respectivamente. Asimismo, la mayor área quemada (en términos de densidad y área quemada) ocurre en el norte de México, principalmente en los bosques tropicales secos y en las grandes planicies, ecorregiones dominadas por la agricultura. En estas regiones se plantan diversos cultivos, incluidos el maíz, el trigo y el sorgo (consulte la Figura 18) y son estos tres cultivos los que

Capítulo 5: Discusión

comúnmente se queman para eliminar el rastrojo después de la cosecha, entre abril y junio (Korontzi *et al.*, 2006).

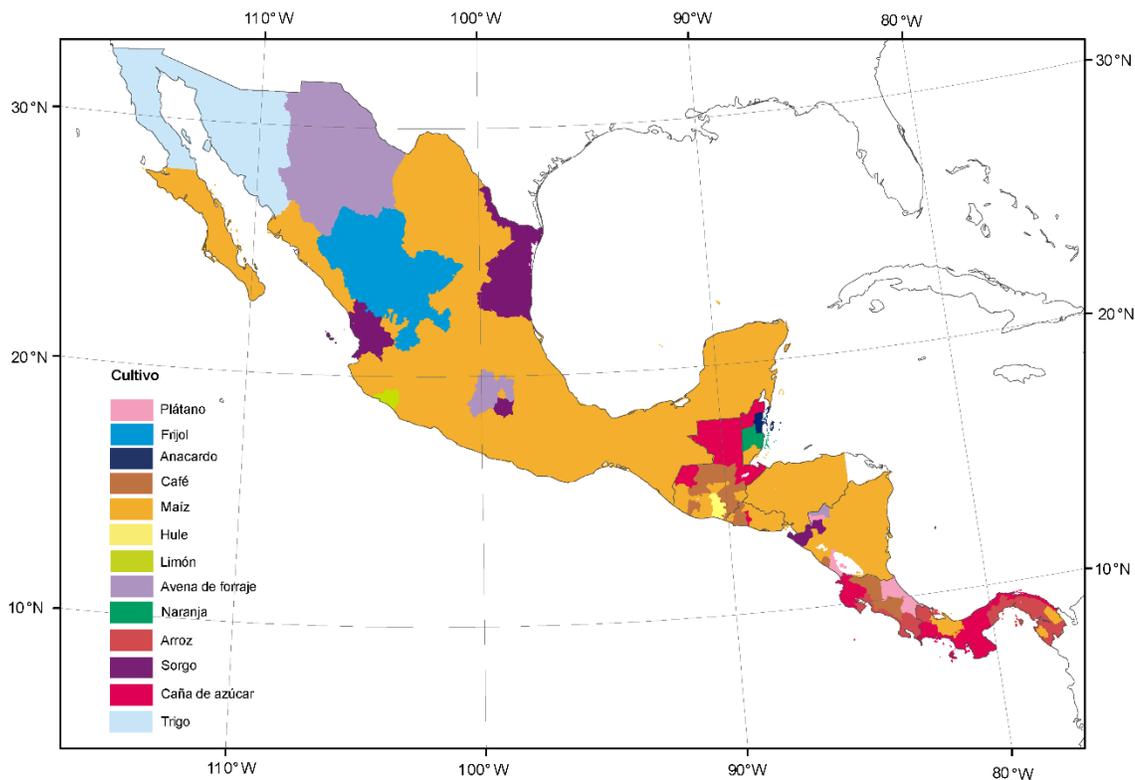


Figura 18 Distribución espacial de los principales cultivos en México (por estado) y en cada uno de los países de Centroamérica (Zavariz-romero *et al.*, 2014; Instituto Nacional de Estadística Guatemala, 2015; Institute Caribbean Agricultural Research and Development, 2016).

La quema de matorrales puede ser causada por procesos naturales (por ejemplo, rayos) o por intervención humana. Sin embargo, los estudios reportados por CONAFOR indican que las actividades humanas ocasionan el 99% de los incendios y sólo el resto tiene como causa fenómenos naturales como descargas eléctricas y la erupción de volcanes (Comisión Nacional Forestal, 2005). De hecho, los fuegos en los matorrales se utilizan como medio para regenerar los pastos, eliminar las especies animales dañinas y suprimir la vegetación natural para ampliar el área dedicada a cultivos. Además, Kucieńska *et al.* (2010) muestran la variabilidad estacional y espacial de los rayos sobre México y partes de Centroamérica (al norte de 10 ° N), que indica una actividad mínima de rayos entre noviembre y abril, cuando se observa la mayoría de los fuegos.

Otro clúster de fuegos se observa en el centro de México, en las sierras templadas y en las tierras altas semiáridas del sur (Figura 5 y 6). En estas ecorregiones, las principales áreas quemadas corresponden a tierras de cultivo, y el maíz, la caña de azúcar y los frijoles son los cultivos dominantes en estas regiones (Figura 18). La quema de invierno ocurre durante la cosecha de caña

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

de azúcar, que comienza en noviembre y continúa hasta mayo (ver Figura 5). El sur de México también hay un clúster de áreas quemadas, ubicadas en los bosques húmedos tropicales y en los bosques tropicales secos. Los agricultores de pequeña escala en estas regiones generalmente siguen prácticas culturales que incluyen cortar los residuos después de la cosecha y permitir que se sequen durante algún tiempo en los campos. Después de ese período, proceden a quemar los residuos, ya que los agricultores consideran que esta práctica aumenta el contenido de nutrientes del suelo justo antes de la siguiente ronda de siembra. El cultivo más quemado es el maíz (Figura 18). En esta región, hay dos cosechas anuales de maíz: (1) de mayo a junio y (2) de agosto a septiembre, aprovechando los meses de lluvia (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2007). Por lo tanto, la quema de residuos comienza en octubre, aún dentro de la temporada de lluvias dentro de esas ecorregiones.

Las Figuras 5 y 6 también resaltan cuatro grupos principales de densidad del área quemada en Centroamérica. Tres de los cuatro grupos se encuentran en la costa oeste dentro de bosques tropicales secos. El área quemada en esta ecorregión es principalmente suelo agrícola, donde los agricultores siguen la misma práctica posterior a la cosecha descrita para el sur de México. Los principales cultivos en estas zonas son la caña de azúcar y el maíz (Figura 18) (CENAGRO, 2012; Instituto Nacional de Estadística y Censos, 2015). El clúster de áreas quemadas localizado en el norte de Guatemala es causado principalmente por la quema de caña de azúcar (Figura 18) (Instituto Nacional de Estadística Guatemala, 2015).

Los bosques tropicales en México y Centroamérica han experimentado una reducción sistemática debido a su remoción a gran escala para convertirlos permanentemente en tierras de cultivo y pastizales. La secuencia típica de conversión de bosques implica cortar árboles y arbustos, amontonarlos y dejarlos secar y luego quemarlos durante la última parte de la estación seca (Morton *et al.*, 2008). Por lo tanto, la temporada de fuegos alcanza su punto máximo entre marzo y junio y concluye con el inicio de la temporada de lluvias (Figura 7).

Un trabajo anterior basado en solo 3 años de datos a escala global (Korontzi *et al.*, 2006) ha demostrado que la actividad de fuegos agrícolas aumenta entre abril y mayo en esta región. Sin embargo, nuestros resultados indican que en México existen dos picos distintos en la ocurrencia mensual de quemas agrícolas (Figura 6). El primer pico de marzo a mayo se explica principalmente por el desmonte de los campos para sembrar maíz, el final de la cosecha de caña de azúcar y el comienzo de la cosecha de trigo. El segundo pico se da principalmente por la quema de invierno durante el período inicial de la cosecha de caña de azúcar.

Capítulo 5: Discusión

En este trabajo también se usaron los productos de MODIS de detección de fuegos activos para determinar la actividad de los fuegos, además del AOT y los campos de viento de una base de datos de reanálisis para estimar la variabilidad interanual de las emisiones de los fuegos totales y agrícolas del 2003 al 2014 en México y Centroamérica, empleando dos métodos distintos. Nosotros documentamos que aproximadamente 40% de los fuegos activos se dan sobre suelo agrícola. Estos resultados son consistentes con los obtenidos con el producto de área quemada MCD45A1. Los resultados indican que tanto los fuegos totales y agrícolas ocurren principalmente en la época de secas cálidas (marzo a mayo). Las condiciones meteorológicas estacionales pueden hacer que el humo de estos fuegos llegue incluso a la costa este de los Estados Unidos (Wang and Christopher, 2006).

Las estimaciones de partículas de humo obtenidas de los datos de MODIS usando la metodología propuesta por Ichoku y Ellison (2014), que involucra la determinación del coeficiente de emisión, C_e , muestran que las ecorregiones con más fuegos (bosques tropicales húmedos y secos en México y Centroamérica) tienen la R^2 más alta, lo que corresponde a un estimado de C_e más confiable. Las ecorregiones localizadas en el norte de México (California mediterránea, desiertos norteamericanos, y grandes planicies) no mostraron valores significativos de R^2 , por lo tanto, los C_e derivados de estas ecorregiones no pudieron ser utilizados para estimar sus emisiones. Existe un problema inherente en la determinación de la reflectancia de la superficie para la medición remota de aerosoles, principalmente sobre superficies brillantes (como los desiertos), debido a la gran fracción de fotones reflejados por la superficie (Kwon Ho *et al.*, 2006). Por esta razón, utilizamos un producto que hace que incluso las escenas del desierto visualmente brillantes se vean relativamente oscuras y relativamente estables en las longitudes de onda azul profundo (Levy *et al.*, 2013). Sin embargo, este producto no es perfecto, agregando errores en los datos de AOT. Además, las partículas de aerosol atmosférico también se originan a partir de diversas fuentes, como las tormentas de polvo y la contaminación industrial y urbana antropogénica. Y no es sencillo separar el aerosol originado por la quema biomasa de los de otras fuentes en las mediciones AOT. Por lo tanto, fuentes como principalmente las tormentas de polvo (Lee *et al.*, 2009), pueden interferir en los valores AOT de estas ecorregiones.

El C_e promedio ($0.007 \pm 0.003 \text{ kgMJ}^{-1}$) derivado de este estudio para todas las ecorregiones no coincide con los estimados de Ichoku y Kaufman (2005). Sin embargo, el C_e para los bosques tropicales húmedos sí concuerda con el estimado por Ichoku y Ellison (2014) para la misma región. De igual manera, ellos presentan problemas con el cálculo de los coeficientes de emisión para el

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

norte de México. La disparidad que existe entre nuestras estimaciones y las reportadas por estudios previos, podría ser debida a que ellos no tomaron en cuenta la compleja orografía que hay en México y Centroamérica, en la selección de las componentes de viento.

Asimismo, se estimaron las emisiones de algunos gases y partículas mediante el método desarrollado por Vermote et al. (2009), usando los productos MYD/MOD14, del 2003 al 2014. Las estimaciones de las emisiones de los fuegos totales de los dos métodos son muy similares, debido a que los factores de emisión que se utilizaron en el método indirecto son el promedio ponderado de los tipos de vegetación existente en cada ecorregión, quitando un poco de incertidumbre ocasionada por los tipos de vegetación quemada.

En general, las emisiones de los fuegos totales y agrícolas en todas las ecorregiones mostraron una significativa variabilidad interanual, y la mayor cantidad de biomasa y residuos agrícolas fueron quemados en 2003, 2005, y 2011 en los bosques tropicales secos y húmedos en México y Centroamérica. Ya que un gran porcentaje de fuegos sucedieron en suelo agrícola (~40%) y los fuegos naturales (e.g. originados por rayos) son infrecuentes en los bosques tropicales (Lewis, Edwards and Galbraith, 2015), las prácticas agrícolas de quemar los residuos de los cultivos influyen fuertemente la variabilidad interanual de las emisiones de los fuegos debido a que es una práctica típicamente antropogénica. La Figura 11 muestra que las emisiones de las quemas agrícolas utilizando el método indirecto son claramente más bajas que las del método directo en un factor de 1.4 a 4. Es pertinente mencionar que las emisiones estimadas por el método indirecto probablemente fueron subestimadas debido a que no sabemos realmente qué tipo de cultivo es el que se está quemando, y seleccionamos el factor de emisión correspondiente al cultivo más frecuentemente sembrado en la zona. Además, los factores de emisión generalmente se basan en un extenso trabajo de laboratorio y validación de campo y luego se aplican a biomásas similares (Akagi et al. 2011(Santiago-De La Rosa *et al.*, 2018)), por lo que éstos también pueden variar dependiendo la zona donde se presente la quema.

6 CONCLUSIONES

Esta investigación presenta el primer mapa coherente de ecorregiones que abarcan México y todos los países de Centroamérica. El análisis de la densidad del área quemada en términos de ecorregiones nos permitió identificar la ecorregión más afectada por el fuego (bosques tropicales secos). El estudio revela por primera vez la gran diversidad de regímenes de la estacionalidad de los fuegos, asociados con la vegetación y el uso de suelo. Los resultados también demuestran una gran influencia antropogénica, ya que la mayoría de las áreas quemadas se presentan en suelo agrícola en casi todas las ecorregiones evaluadas. Si bien la contribución de Centroamérica, en términos de número y extensión del área quemada, es mucho menor que la de México, existe allí una alta densidad de población que reside muy cerca de la ubicación de los fuegos con impactos potencialmente muy grandes en salud humana.

Los resultados en esta investigación mostraron que los valores de C_e determinados fueron comparables a los publicados por Ichoku y Ellison (2014) para la región de estudio. Los resultados además indican que los fuegos fueron más frecuentes en los bosques tropicales húmedos y secos, tanto para México como para Centroamérica. Y que las emisiones de GFED, frecuentemente utilizadas en estudios a nivel global, son menores que las de este estudio debido a su menor resolución espacial.

Se aprendieron varias lecciones después de realizar el análisis por país y por ecorregión. Primero, el valor de C_e varía mucho entre ecorregiones, por lo que no es conveniente utilizar un coeficiente de emisión derivado para todo México o Centroamérica, debido a la gran variabilidad de tipos de combustibles. Asimismo, la incertidumbre de los datos de AOT de MODIS varía mucho a través de la región de estudio. En particular, hay regiones que el sensor en el satélite no logra detectar, ya sea porque no pasa sobre alguna región o porque la superficie es muy reflejante, como se pudo observar en las ecorregiones de California Mediterránea y Desiertos NA. En este caso se pueden hacer interpolaciones con los datos que sí se tienen y conseguir una aproximación de los valores de AOT en estas ecorregiones.

La estimación de las emisiones de gases y partículas vía factores de emisión (usando el método indirecto de Vermote et al., 2009), es un enfoque prometedor, ya que los resultados no fueron muy

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

diferentes a los encontrados con el método del cálculo de C_e . Un par de ventajas de este método indirecto son que requiere menos datos y un menor tiempo de procesamiento, haciéndolo más rápido y sencillo. Sin embargo, si se quieren reducir los errores en este método se deberían conocer los tipos de vegetación que se están quemando para utilizar factores de emisión más adecuados.

Para estudios posteriores, se podría modificar el método de Ichoku y Ellison (2014), tomando clústeres de fuegos en vez de fuegos individuales, ya que las emisiones de éstos no solo afectan su entorno inmediato. Además, se podrían utilizar datos más precisos y con mayor resolución espacial como los provenientes del Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) que han surgido más recientemente. Por último, se podrían también incluir mediciones de satélites geoestacionarios que tienen una frecuencia temporal mucho mayor, parametrizando las plumas de humo.

Dado que las emisiones de humo de los fuegos pueden llevar a un aumento regional de la estabilidad atmosférica y cambios en el equilibrio radiativo regional, nuestros resultados sugieren una oportunidad para reducir las emisiones de quemas agrícolas mediante el control gubernamental de los incendios en los bosques tropicales.

7 REFERENCIAS

Akagi, S. K. *et al.* (2011) 'Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models', *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(9), pp. 4039–4072. doi: 10.5194/acp-11-4039-2011.

Andreae, M. O. (1983) 'Soot Carbon and Excess Fine Potassium: Long-Range Transport of Combustion-Derived Aerosols', *Science*, 220(4602), pp. 1148 LP – 1151. Available at: <http://science.sciencemag.org/content/220/4602/1148.abstract>.

Andreae, M. O. (1991) 'Biomass burning: Its history, use, and distribution and its impact on environmental quality and global climate, in Global Biomass Burning: Atmospheric, Climate and Biospheric implications, edited by J. S. Levine', *MIT Press, Cambridge, Mass.*, (October), pp. 3–21.

Andreae, M. O. and Merlet, P. (2001) 'Emission of trace gases and aerosols from biomass burning', *Biogeochemistry*, 15(4), pp. 955–966.

Archibald, S. *et al.* (2013) 'Defining pyromes and global syndromes of fire regimes', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(16), pp. 6442–6447. doi: 10.1073/pnas.1211466110/-/DCSupplemental.www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1211466110.

Balbontín, C., Paz, F. and Etchevers, J. D. (2009) 'Soil Carbon Sequestration in Different Ecoregions of Mexico', in Lal, R. and Follett, R. F. (eds) *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. Madison, WI: Soil Science Society of America, pp. 57–96. doi: 10.2136/sssaspepub57.2ed.

Balch, J. K. *et al.* (2017) 'Human-started wildfires expand the fire niche across the United States', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(11), pp. 2946–2951. doi: 10.1073/pnas.1617394114.

Bautista Vicente, F., Carbajal, N. and Pineda Martínez, L. F. (2014) 'Estimation of total yearly CO₂ emissions by wildfires in Mexico during the Period 1999-2010', *Advances in Meteorology*, 2014. doi: 10.1155/2014/958457.

Berrisford, P. *et al.* (2009) 'The ERA-Interim Archive', *ERA report series*, 1(1), pp. 1–16. Available at: <http://www.ecmwf.int/publications/library/do/references/list/782009>.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

Boschetti, L. et al. (2008) MODIS Collection 5 Burned Area Product MCD45, User Guide. Maryland, EE.UU.: NASA.

Brandt, C. S. (1966) 'Agricultural burning', *Journal of the Air Pollution Control Association*, 16(2), pp. 85–86. doi: 10.1080/00022470.1966.10468447.

Cao, C. et al. (2013) 'Suomi NPP VIIRS sensor data record verification, validation, and long-term performance monitoring', *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 118(20), pp. 11664–11678. doi: 10.1002/2013JD020418.

CENAGRO (2012) *IV Censo Nacional Agropecuario*. Lima, Peru: INIDE.

Chu, D. A. (2002) 'Validation of MODIS aerosol optical depth retrieval over land', *Geophysical Research Letters*, 29(12), p. 8007. doi: 10.1029/2001GL013205.

Clarke, A. G. and Radojevic, M. (1987) 'Oxidation of SO₂ in rainwater and its role in acid rain chemistry', *Atmospheric Environment* (1967), 21(5), pp. 1115–1123. doi: 10.1016/0004-6981(87)90238-1.

Clarke, P. J. et al. (2014) 'Using a rainforest-flame forest mosaic to test the hypothesis that leaf and litter fuel flammability is under natural selection', *Oecologia*, 176(4), pp. 1123–1133. doi: 10.1007/s00442-014-3071-y.

Cofer, W. R. et al. (1993) 'Trace gas emissions from tropical biomass fires: Yucatan Peninsula, Mexico', *Atmospheric Environment Part A, General Topics*. doi: 10.1016/0960-1686(93)90295-A.

Comisión Nacional Forestal (2005) *Incendios forestales: Guía práctica para comunicadores*.

Coronado Ortega, M. A. et al. (2012) 'Emisiones de las quemas de paja de trigo en el valle de Mexicali, 1987-2010', *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(1), pp. 83–87. doi: 10.1039/b406727d.

Corrales, L., Bouroncle, C. and Zamora, J. C. (2015) 'An overview of forest biomes and ecoregions of Central America', in *Climate change impacts on tropical forests in Central America: An ecosystem service perspective*, pp. 15–38. doi: 10.4324/9781315866703.

Crouse, J. D. et al. (2009) 'Atmospheric Chemistry and Physics Biomass burning and urban air pollution over the Central Mexican Plateau', *Atmos. Chem. Phys*, 9, pp. 4929–4944. Available at: www.atmos-chem-phys.net/9/4929/2009/.

Capítulo 7: Referencias

- Crutzen, P. J. and Andreae, M. O. (1990) 'Biomass burning in the tropics: Impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles', *Science*. American Association for the Advancement of Science, 250(4988), pp. 1669–1678.
- Davidson, E. A. *et al.* (2008) 'An integrated greenhouse gas assessment of an alternative to slash-and-burn agriculture in eastern Amazonia', *Global Change Biology*. Wiley Online Library, 14(5), pp. 998–1007.
- Dee, D. P. *et al.* (2011) 'The ERA-Interim reanalysis: Configuration and performance of the data assimilation system', *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 137(656), pp. 553–597. doi: 10.1002/qj.828.
- Ditomaso, J. M. *et al.* (2006) 'Control of Invasive Weeds with Prescribed Burning', *Weed Technology*. 2017/01/20. Cambridge University Press, 20(2), pp. 535–548. doi: DOI: 10.1614/WT-05-086R1.1.
- Duncan, B. N. *et al.* (2003) 'Interannual and seasonal variability of biomass burning emissions constrained by satellite observations', *Journal of Geophysical Research*, 108(D2). doi: 10.1029/2002jd002378.
- Eagan, R. C. R., Hobbs, P. V. and Radke, L. F. (1974) 'Measurements of cloud condensation nuclei and cloud droplet size distributions in the vicinity of forest fires', *Journal of Applied Meteorology*, pp. 553–557. doi: 10.1175/1520-0450(1974)013<0553:MOCCNA>2.0.CO;2.
- Elliott, E. M. *et al.* (2009) 'Dual nitrate isotopes in dry deposition: Utility for partitioning NO_x source contributions to landscape nitrogen deposition', *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 114(4), pp. 1–15. doi: 10.1029/2008JG000889.
- Fishman, J. *et al.* (1990) 'Distribution of tropospheric ozone determined from satellite data', *Journal of Geophysical Research*, 95(D4), pp. 3599–3617. doi: 10.1029/JD095iD04p03599.
- Flanner, M. G. *et al.* (2009) 'Springtime warming and reduced snow cover from carbonaceous particles', *Atmospheric Chemistry and Physics*. Copernicus GmbH, 9(7), pp. 2481–2497.
- Flannigan, M. D. *et al.* (2016) 'Fuel moisture sensitivity to temperature and precipitation: climate change implications', *Climatic Change*, 134(1), pp. 59–71. doi: 10.1007/s10584-015-1521-0.
- Freeborn, P. H. *et al.* (2008) 'Relationships between energy release, fuel mass loss, and trace gas and aerosol emissions during laboratory biomass fires', *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 113(1), pp. 1–17. doi: 10.1029/2007JD008679.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

Freitas, S. R. *et al.* (2005) 'Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America', *Environmental Fluid Mechanics*, 5(1–2), pp. 135–167. doi: 10.1007/s10652-005-0243-7.

Friedl, M. a. *et al.* (2010) 'MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets', *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 114(1), pp. 168–182. doi: 10.1016/j.rse.2009.08.016.

Friedl, M. a. *et al.* (2002) 'Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results', *Remote Sensing Of Environment*, 83, pp. 287–302. doi: 10.1016/S0034-4257(02)00078-0.

Friend, A. D. *et al.* (2014) 'Carbon residence time dominates uncertainty in terrestrial vegetation responses to future climate and atmospheric CO₂', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9), pp. 3280–3285. doi: 10.1073/pnas.1222477110.

Fritz, S. *et al.* (2015) 'Mapping global cropland and field size', pp. 1980–1992. doi: 10.1111/gcb.12838.

Fusco, E. J. *et al.* (2016) 'Quantifying the human influence on fire ignition across the western USA.', *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, 26(8), pp. 2388–2399. doi: 10.1002/eap.1395.

Hester, J. A. (1966) 'Handbook of Middle American Indians. Volume 1, Natural Environment and Early Cultures. General editor, Wauchope Robert. University of Texas Press, Austin, 1964. 570 pp., 174 figs., 18 tables, 2 charts. \$15.00.', *American Antiquity*. Cambridge University Press, 31(3), pp. 445–446.

Ichoku, C. and Ellison, L. (2014) 'Global top-down smoke-aerosol emissions estimation using satellite fire radiative power measurements', *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(13), pp. 6643–6667. doi: 10.5194/acp-14-6643-2014.

Ichoku, C. and Kaufman, Y. J. (2005) 'A method to derive smoke emission rates from MODIS fire radiative energy measurements', *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43(11), pp. 2636–2649. doi: 10.1109/TGRS.2005.857328.

Institute Caribbean Agricultural Research and Development (2016) *Belize, Belize Country profile*. Available at: www.cardi.org/country-offices/belize/ (Accessed: 1 January 2016).

Instituto Nacional de Estadística Guatemala (2015) *República de Guatemala : Encuesta Nacional Agropecuaria 2014*. Guatemala, Guatemala: INE.

Capítulo 7: Referencias

- Instituto Nacional de Estadística y Censos (2015) *VI Censo Nacional Agropecuario*. San José, Costa Rica: INEC.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2007) *Atlas agropecuario de México: Censo Agropecuario 2007*. Mexico City: INEGI.
- Jacobson, M. Z. (2005) 'Erratum: "Control of fossil-fuel particulate black carbon and organic matter, possibly the most effective method of slowing global warming"', *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres*, 110(14), pp. 1–5. doi: 10.1029/2005JD005888.
- Jimenez, J. R. (2002) Air Quality Impact From Agricultural Field Burning.
- Justice, C. O. *et al.* (1994) 'Satellite remote sensing of fires during the SAFARI campaign using NOAA-AVHRR data', *J. Geophys Res*, in press. doi: 10.1029/95JD00623.
- Kaiser, J. W. *et al.* (2012) 'Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power', *Biogeosciences*, 9(x), pp. 527–554. doi: 10.5194/bg-9-527-2012.
- Kajii, Y. *et al.* (2002) 'Boreal forest fires in Siberia in 1998: Estimation of area burned and emissions of pollutants by advanced very high resolution radiometer satellite data', *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 107(24), pp. 1–9. doi: 10.1029/2001JD001078.
- Kampa, M. and Castanas, E. (2008) 'Human health effects of air pollution', *Environmental Pollution*, 151(2), pp. 362–367. doi: 10.1016/j.envpol.2007.06.012.
- Kaufman, Y. J. *et al.* (1998) 'The Heritage for Fire Remote Sensing', *Heritage*, 103, pp. 32215–32238.
- Kaufman, Y. J. and Tanré, D. (1998) 'Algorithm for remote sensing of tropospheric aerosol from MODIS', *NASA MODIS Algorithm Theoretical ...*, p. 85. Available at: http://capita.wustl.edu/Capita/CapitaReports/091013_AQRS/AQRS/Particulates/RetrievalAlgorithms/ATBDs/MODIS.pdf
- Kauth, R. J. and Thomas, G. S. (1976) 'The tasselled cap--a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by LANDSAT', *LARS Symposia*, (159), pp. 4B-41-4B – 51. doi: 10.1529/biophysj.106.083931.
- Keeley, J. E. (2006) 'Fire management impacts on invasive plants in the western United States', *Conservation Biology*, 20(2), pp. 375–384. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00339.x.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

Koppmann, R., Von Czapiewski, K. and Reid, J. S. (2005) 'A review of biomass burning emissions, part I: gaseous emissions of carbon monoxide, methane, volatile organic compounds, and nitrogen containing compounds', *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 5, pp. 10455–10516. doi: 10.5194/acpd-5-10455-2005.

Korontzi, S. *et al.* (2006) 'Global distribution of agricultural fires in croplands from 3 years of Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) data', *Global Biogeochemical Cycles*, 20(2), pp. 1–15. doi: 10.1029/2005GB002529.

Kucieńska, B., Raga, G. B. and Rodríguez, O. (2010) 'Cloud-to-ground lightning over Mexico and adjacent oceanic regions: A preliminary climatology using the WWLLN dataset', *Annales Geophysicae*, 28(11), pp. 2047–2057. doi: 10.5194/angeo-28-2047-2010.

Kwon Ho, L. *et al.* (2006) 'Influence of land surface effects on MODIS aerosol retrieval using the BAER method over Korea', *International Journal of Remote Sensing*, 27(14), pp. 2813–2830. doi: 10.1080/01431160500462139.

Lambin, E. F. and Meyfroidt, P. (2011) 'Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(9), pp. 3465–3472. doi: 10.1073/pnas.1100480108.

Lebrija-trejos, A. E. *et al.* (2014) 'Successional Change and Resilience of a Very Dry Tropical Deciduous Forest following Shifting Agriculture', 40(4), pp. 422–431. doi: 10.1111/j.1744-7429.2008.00398.x.

Lee, C. *et al.* (2011) 'SO₂ emissions and lifetimes: Estimates from inverse modeling using in situ and global, space-based (SCIAMACHY and OMI) observations', *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 116(6), pp. 1–13. doi: 10.1029/2010JD014758.

Lee, J. A. *et al.* (2009) 'Land use/land cover and point sources of the 15 December 2003 dust storm in southwestern North America', *Geomorphology*. Elsevier B.V., 105(1–2), pp. 18–27. doi: 10.1016/j.geomorph.2007.12.016.

Leutbecher, M. *et al.* (2017) 'Stochastic representations of model uncertainties at ECMWF: state of the art and future vision', *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 143(707), pp. 2315–2339. doi: 10.1002/qj.3094.

Levy, R. C. *et al.* (2013) 'The Collection 6 MODIS aerosol products over land and ocean', *Atmospheric Measurement Techniques*, 6(11), pp. 2989–3034. doi: 10.5194/amt-6-2989-2013.

Capítulo 7: Referencias

- Lewis, S. L., Edwards, D. P. and Galbraith, D. (2015) 'Increasing human dominance of tropical forests', *Science*, 349(6250), pp. 827–832. doi: 10.1126/science.aaa9932.
- Liu, M. *et al.* (2015) 'Estimating Emissions From Agricultural Fires in the North China Plain Based on modis Fire Radiative Power', *Atmospheric Environment, Available Online 2015*. Elsevier Ltd, 112, pp. 326–334. doi: 10.1016/j.atmosenv.2015.04.058.
- Lobert, J. M. and Warnatz, J. (1993) 'Emissions from the Combustion Process in Vegetation', *Fire in the Environment: Its Ecological, Atmospheric and Climatic Importance*, pp. 15–38.
- Magaña, V., Amador, J. A. and Medina, S. (1999) 'The midsummer drought over Mexico and Central America', *Journal of Climate*, 12(6), pp. 1577–1588. doi: 10.1175/1520-0442(1999)012<1577:tmdoma>2.0.co;2.
- Morton, D. C. *et al.* (2008) 'Agricultural intensification increases deforestation fire activity in Amazonia', *Global Change Biology*, 14(10), pp. 2262–2275. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01652.x.
- NOM-022-SSA1-2010 (2010) 'NOM-022-SSA1-2010', 47, p. 802264. doi: 10.1021/ic802264d.
- NOM-023-SSA1-1993 N02 (1994) *NOM-023-SSA1-1993 N02, Director*.
- Nussbaumer, T. (2003) 'Combustion and Co-combustion of Biomass: Fundamentals, Technologies, and Primary Measures for Emission Reduction', *Energy and Fuels*, 17(6), pp. 1510–1521. doi: 10.1021/ef030031q.
- Olson, D. M. *et al.* (2001) 'Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth', *BioScience*, 51(11), p. 933. doi: 10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2.
- Pagano, T. S. and Durham, R. M. (1993) 'Moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS)', in *Optical Engineering and Photonics in Aerospace Sensing*. International Society for Optics and Photonics, pp. 2–17.
- Parkinson, C. L. (NASA G. S. F. C. and Greenstone, R. (Raytheon I. (2000) 'EOS Data Products Handbook - Volume 2', *EOS Data Products Handbook Volume 2*, 2, p. 254. Available at: https://aqua.nasa.gov/sites/default/files/references/data_products_vol2.pdf.
- Paull, J. (2005) 'Permanent Agriculture : Precursor to Organic Farming', *Elementals - Journal of Bio-Dynamics Tasmania*, 83(1910), pp. 19–21.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

- Petrenko, V. V. *et al.* (2013) 'A 60 yr record of atmospheric carbon monoxide reconstructed from Greenland firn air', *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(15), pp. 7567–7585. doi: 10.5194/acp-13-7567-2013.
- Pollini, J. (2014) *Slash-and-Burn Agriculture*. doi: 10.1007/978-94-007-0929-4_87.
- Pope III, C. A. and Dockery, D. W. (2006) 'Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect', *Journal of the air & waste management association*. Taylor & Francis, 56(6), pp. 709–742.
- Pöschl, U. (2005) 'Atmospheric aerosols: Composition, transformation, climate and health effects', *Angewandte Chemie - International Edition*, 44(46), pp. 7520–7540. doi: 10.1002/anie.200501122.
- Pryor, L. D. (1963) 'Ash bed growth response as a key to plantation establishment on poor sites', *Australian Forestry*. Taylor & Francis, 27(1), pp. 48–51. doi: 10.1080/00049158.1963.10675930.
- Radke, L. F. *et al.* (1978) 'Airborne Studies of Particles and Gases from Forest Fires', *Journal of the Air Pollution Control Association*, 28(1), pp. 30–34. doi: 10.1080/00022470.1978.10470566.
- Reid, J. S. *et al.* (2004) 'A review of biomass burning emissions, part II: Intensive physical properties of biomass burning particles', *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 4(5), pp. 5135–5200. doi: 10.5194/acpd-4-5135-2004.
- Rein, G. *et al.* (2008) 'The severity of smouldering peat fires and damage to the forest soil', *Catena*, 74(3), pp. 304–309. doi: 10.1016/j.catena.2008.05.008.
- Reisen, F., Meyer, C. P. M. and Keywood, M. D. (2013) 'Impact of biomass burning sources on seasonal aerosol air quality', *Atmospheric Environment*. Elsevier Ltd, 67, pp. 437–447. doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.11.004.
- Roy, D. P. *et al.* (2005) 'Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data', *Remote Sensing of Environment*, 97(2), pp. 137–162. doi: 10.1016/j.rse.2005.04.007.
- Santiago-De La Rosa, N. *et al.* (2018) 'Emission factors of atmospheric and climatic pollutants from crop residues burning', *Journal of the Air and Waste Management Association*. Taylor & Francis, 68(8), pp. 849–865. doi: 10.1080/10962247.2018.1459326.
- Sayer, A. M. *et al.* (2013) 'Validation and uncertainty estimates for MODIS Collection 6 "deep Blue" aerosol data', *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 118(14), pp. 7864–7872. doi: 10.1002/jgrd.50600.

Capítulo 7: Referencias

- Schroeder, W. *et al.* (2016) 'Active fire detection using Landsat-8/OLI data', *Remote Sensing of Environment*. The Authors, 185, pp. 210–220. doi: 10.1016/j.rse.2015.08.032.
- Seiler, W. and Crutzen, P. J. (1980) 'Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning', *Climatic Change*, 2(3), pp. 207–247. doi: 10.1007/BF00137988.
- Singh, R. P. and Kaskaoutis, D. G. (2014) 'Crop Residue Burning : A Threat to South Asian Air Quality', *American Geophysical Union*, 95(37), pp. 333–340.
- Sow, M. *et al.* (2013) 'Fuel and fire behavior analysis for early-season prescribed fire planning in Sudanian and Sahelian savannas', *Journal of Arid Environments*, 89, pp. 84–93. doi: 10.1016/j.jaridenv.2012.09.007.
- Stepner, M. (2014) 'Binscatter : Binned Scatterplots in Stata', in *Stata Conference Boston 2014*. Boston, Massachusetts 02108: Stata Conference Boston 2014.
- Taylor, P., Turpin, B. J. and Lim, H. (2010) 'Species Contributions to PM_{2.5} Mass Concentrations : Revisiting Common Assumptions for Estimating Organic Mass Species Contributions to PM_{2.5} Mass Concentrations : Revisiting Common Assumptions for Estimating Organic Mas', 6826(April 2012), pp. 37–41. doi: 10.1080/02786820119445.
- Val Martin, M. *et al.* (2009) 'Smoke injection heights from fires in North America: analysis of 5 years of satellite observations', *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 9(5), pp. 20515–20566. doi: 10.5194/acpd-9-20515-2009.
- Vassilev, S. V. *et al.* (2010) 'An overview of the chemical composition of biomass', *Fuel*. Elsevier Ltd, 89(5), pp. 913–933. doi: 10.1016/j.fuel.2009.10.022.
- Vermote, E. *et al.* (2009) 'An approach to estimate global biomass burning emissions of organic and black carbon from MODIS fire radiative power', *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 114(18), pp. 1–22. doi: 10.1029/2008JD011188.
- Wang, J. and Christopher, S. A. (2006) 'Mesoscale modeling of Central American smoke transport to the United States: 2. Smoke radiative impact on regional surface energy budget and boundary layer evolution', *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 111(14), pp. 1–17. doi: 10.1029/2005JD006720.

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

van der Werf, G. R. *et al.* (2006) 'Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004', *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(11), pp. 3423–3441. doi: 10.5194/acpd-6-3175-2006.

van der Werf, G. R. *et al.* (2010) 'Global fire emissions and the contribution of deforestation , savanna , forest , agricultural , and peat fires (1997 – 2009)', *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2001, pp. 11707–11735. doi: 10.5194/acp-10-11707-2010.

Wiedinmyer, C. *et al.* (2006) 'Estimating emissions from fires in North America for air quality modeling', *Atmospheric Environment*. Elsevier, 40(19), pp. 3419–3432.

Wiedinmyer, C., Yokelson, R. J. and Gullett, B. K. (2014) 'Global emissions of trace gases, particulate matter, and hazardous air pollutants from open burning of domestic waste', *Environmental Science and Technology*, 48(16), pp. 9523–9530. doi: 10.1021/es502250z.

Wiken, E., Nava, F. J. and Griffith, G. (2011) North American Terrestrial Ecoregions—Level III. Commission for Environmental Cooperation, Montreal, Canada.

Wooster, M. J. (2002) 'Small-scale experimental testing of fire radiative energy for quantifying mass combusted in natural vegetation fires', *Geophysical Research Letters*, 29(21), pp. 21–24. doi: 10.1029/2002GL015487.

Wooster, M. J. *et al.* (2005) 'Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release', *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 110(24), pp. 1–24. doi: 10.1029/2005JD006318.

Wuebbles, D. J. and Hayhoe, K. (2002) 'Atmospheric methane and global change', *Earth-Science Reviews*, 57(x), pp. 177–210.

Yokelson, R. J. *et al.* (1997) 'Emissions from smoldering combustion of biomass measured by open-path Fourier transform infrared spectroscopy', *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 102(D15), pp. 18865–18877. doi: 10.1029/97JD00852.

Yokelson, R. J. *et al.* (2007) 'Emissions from forest fires near Mexico City', *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(21), pp. 5569–5584. doi: 10.5194/acp-7-5569-2007.

Yokelson, R. J. *et al.* (2009) 'Emissions from biomass burning in the Yucatan', *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(15), pp. 5785–5812. doi: 10.5194/acp-9-5785-2009.

Capítulo 7: Referencias

Yokelson, R. J. *et al.* (2011) 'Trace gas and particle emissions from open biomass burning in Mexico', *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(14), pp. 6787–6808. doi: 10.5194/acp-11-6787-2011.

Zavariz-romero *et al.* (2014) 'Climate-Smart Agriculture in El Salvador'.

Zhang, T. *et al.* (2014) 'New field-based agricultural biomass burning trace gas, PM2.5, and black carbon emission ratios and factors measured in situ at crop residue fires in Eastern China', *Atmospheric Environment*. Elsevier Ltd, 121, pp. 22–34. doi: 10.1016/j.atmosenv.2015.05.010.

8 ANEXO

Capítulo 8: Anexo

Tabla 11 Emisiones de gases y partículas (Gg) de los fuegos totales en las ecorregiones de México del 2003 al 2014, derivados del método de Vermote et al. 2009.

	Año	CO ₂	CO	CH ₄	NO _x	NH ₃	SO ₂	BC	OC	PM _{2.5}	PM ₁₀	
BTH	2003	83642	5087	279	133	71	31	33	249	483	964	
	2004	22505	1369	75	36	19	8	9	67	130	259	
	2005	102283	6221	341	163	87	38	40	305	591	1178	
	2006	36046	2192	120	58	31	13	14	107	208	415	
	2007	25752	1566	86	41	22	9	10	77	149	297	
	2008	14041	854	47	22	12	5	6	42	81	162	
	2009	73549	4473	245	117	62	27	29	219	425	847	
	2010	16146	982	54	26	14	6	6	48	93	186	
	2011	61324	3730	204	98	52	22	24	183	354	707	
	2012	16122	981	54	26	14	6	6	48	93	186	
	2013	72108	4385	240	115	61	26	28	215	417	831	
	2014	9983	607	33	16	8	4	4	30	58	115	
	BTS	2003	12697	772	42	20	11	5	5	38	73	146
		2004	9027	549	30	14	8	3	4	27	52	104
2005		18010	1095	60	29	15	7	7	54	104	208	
2006		13156	800	44	21	11	5	5	39	76	152	
2007		8971	546	30	14	8	3	4	27	52	103	
2008		7049	429	23	11	6	3	3	21	41	81	
2009		15148	921	50	24	13	6	6	45	88	175	

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

	2010	11139	677	37	18	9	4	4	33	64	128
	2011	20447	1244	68	33	17	7	8	61	118	236
	2012	18064	1099	60	29	15	7	7	54	104	208
	2013	26967	1640	90	43	23	10	11	80	156	311
	2014	5641	343	19	9	5	2	2	17	33	65
	Año	CO₂	CO	CH₄	NO_x	NH₃	SO₂	BC	OC	PM_{2.5}	PM₁₀
CM	2003	3.8E+01	2.3E+00	1.3E-01	6.1E-02	3.3E-02	1.4E-02	1.5E-02	1.1E-01	2.2E-01	4.4E-01
	2004	2.4E+01	1.5E+00	8.1E-02	3.9E-02	2.1E-02	8.9E-03	9.5E-03	7.2E-02	1.4E-01	2.8E-01
	2005	4.5E+01	2.7E+00	1.5E-01	7.2E-02	3.8E-02	1.7E-02	1.8E-02	1.3E-01	2.6E-01	5.2E-01
	2006	7.9E+01	4.8E+00	2.6E-01	1.3E-01	6.7E-02	2.9E-02	3.1E-02	2.4E-01	4.6E-01	9.1E-01
	2007	6.0E+00	3.7E-01	2.0E-02	9.6E-03	5.1E-03	2.2E-03	2.4E-03	1.8E-02	3.5E-02	6.9E-02
	2008	1.1E+01	6.5E-01	3.6E-02	1.7E-02	9.1E-03	3.9E-03	4.2E-03	3.2E-02	6.2E-02	1.2E-01
	2009	3.1E+02	1.9E+01	1.0E+00	5.0E-01	2.6E-01	1.1E-01	1.2E-01	9.3E-01	1.8E+00	3.6E+00
	2010	7.3E+00	4.5E-01	2.4E-02	1.2E-02	6.2E-03	2.7E-03	2.9E-03	2.2E-02	4.2E-02	8.4E-02
	2011	1.3E+02	7.9E+00	4.3E-01	2.1E-01	1.1E-01	4.8E-02	5.1E-02	3.9E-01	7.5E-01	1.5E+00
	2012	4.5E+00	2.7E-01	1.5E-02	7.1E-03	3.8E-03	1.6E-03	1.8E-03	1.3E-02	2.6E-02	5.1E-02
	2013	3.3E+01	2.0E+00	1.1E-01	5.2E-02	2.8E-02	1.2E-02	1.3E-02	9.8E-02	1.9E-01	3.8E-01
2014	9.9E+01	6.0E+00	3.3E-01	1.6E-01	8.4E-02	3.6E-02	3.9E-02	3.0E-01	5.7E-01	1.1E+00	
DN	2003	18.18	1.105	0.061	0.029	0.015	0.007	0.007	0.054	0.105	0.209
	2004	73.61	4.477	0.245	0.117	0.063	0.027	0.029	0.220	0.425	0.848
	2005	65.46	3.981	0.218	0.104	0.056	0.024	0.026	0.195	0.378	0.754

Capítulo 8: Anexo

	2006	72.66	4.419	0.242	0.116	0.062	0.027	0.029	0.217	0.420	0.837
	2007	32.11	1.953	0.107	0.051	0.027	0.012	0.013	0.096	0.185	0.370
	2008	69.42	4.222	0.231	0.111	0.059	0.025	0.027	0.207	0.401	0.800
	2009	131.10	7.973	0.437	0.209	0.111	0.048	0.052	0.391	0.757	1.511
	2010	94.77	5.764	0.316	0.151	0.081	0.035	0.037	0.283	0.547	1.092
	2011	7933.15	482.471	26.444	12.657	6.740	2.910	3.131	23.657	45.829	91.403
	2012	192.21	11.690	0.641	0.307	0.163	0.070	0.076	0.573	1.110	2.215
	2013	48.37	2.942	0.161	0.077	0.041	0.018	0.019	0.144	0.279	0.557
	2014	140.54	8.547	0.468	0.224	0.119	0.052	0.055	0.419	0.812	1.619
	Año	CO₂	CO	CH₄	NO_x	NH₃	SO₂	BC	OC	PM_{2.5}	PM₁₀
	2003	1.22	0.074	0.004	0.002	0.001	0.000	0.000	0.004	0.007	0.014
	2004	9.79	0.595	0.033	0.016	0.008	0.004	0.004	0.029	0.057	0.113
	2005	25.79	1.568	0.086	0.041	0.022	0.009	0.010	0.077	0.149	0.297
	2006	13.29	0.808	0.044	0.021	0.011	0.005	0.005	0.040	0.077	0.153
	2007	3.92	0.238	0.013	0.006	0.003	0.001	0.002	0.012	0.023	0.045
GP	2008	120.36	7.320	0.401	0.192	0.102	0.044	0.047	0.359	0.695	1.387
	2009	87.49	5.321	0.292	0.140	0.074	0.032	0.035	0.261	0.505	1.008
	2010	27.37	1.665	0.091	0.044	0.023	0.010	0.011	0.082	0.158	0.315
	2011	801.59	48.751	2.672	1.279	0.681	0.294	0.316	2.390	4.631	9.236
	2012	23.84	1.450	0.079	0.038	0.020	0.009	0.009	0.071	0.138	0.275

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

	2013	10.49	0.638	0.035	0.017	0.009	0.004	0.004	0.031	0.061	0.121
	2014	3.79	0.231	0.013	0.006	0.003	0.001	0.001	0.011	0.022	0.044
ST	2003	7403.46	450.26	24.68	11.81	6.29	2.72	2.92	22.08	42.77	85.30
	2004	3193.33	194.21	10.64	5.09	2.71	1.17	1.26	9.52	18.45	36.79
	2005	24136.45	1467.91	80.45	38.51	20.51	8.85	9.52	71.98	139.43	278.09
	2006	10744.20	653.43	35.81	17.14	9.13	3.94	4.24	32.04	62.07	123.79
	2007	4642.58	282.35	15.48	7.41	3.94	1.70	1.83	13.84	26.82	53.49
	2008	8041.87	489.08	26.81	12.83	6.83	2.95	3.17	23.98	46.46	92.66
	2009	11639.92	707.91	38.80	18.57	9.89	4.27	4.59	34.71	67.24	134.11
	2010	5349.43	325.34	17.83	8.53	4.54	1.96	2.11	15.95	30.90	61.63
	2011	69276.29	4213.18	230.92	110.53	58.86	25.41	27.34	206.59	400.20	798.18
	2012	16145.31	981.91	53.82	25.76	13.72	5.92	6.37	48.15	93.27	186.02
	2013	22206.59	1350.54	74.02	35.43	18.87	8.14	8.76	66.22	128.28	255.86
	2014	1768.90	107.58	5.90	2.82	1.50	0.65	0.70	5.27	10.22	20.38
	Año	CO₂	CO	CH₄	NO_x	NH₃	SO₂	BC	OC	PM_{2.5}	PM₁₀
TA	2003	284	17	0.9	0.5	0.2	0.1	0.1	0.8	1.6	3.3
	2004	531	32	1.8	0.8	0.5	0.2	0.2	1.6	3.1	6.1
	2005	1773	108	5.9	2.8	1.5	0.7	0.7	5.3	10.2	20.4
	2006	513	31	1.7	0.8	0.4	0.2	0.2	1.5	3.0	5.9

Capítulo 8: Anexo

2007	307	19	1.0	0.5	0.3	0.1	0.1	0.9	1.8	3.5
2008	1374	84	4.6	2.2	1.2	0.5	0.5	4.1	7.9	15.8
2009	1109	67	3.7	1.8	0.9	0.4	0.4	3.3	6.4	12.8
2010	462	28	1.5	0.7	0.4	0.2	0.2	1.4	2.7	5.3
2011	1482	90	4.9	2.4	1.3	0.5	0.6	4.4	8.6	17.1
2012	354	22	1.2	0.6	0.3	0.1	0.1	1.1	2.0	4.1
2013	1348	82	4.5	2.2	1.1	0.5	0.5	4.0	7.8	15.5
2014	547	33	1.8	0.9	0.5	0.2	0.2	1.6	3.2	6.3

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

Tabla 12 Emisiones de gases y partículas (Gg) de los fuegos agrícolas en las ecorregiones de México del 2003 al 2014, derivados del método de Vermote et al. 2009.

	Año	CO ₂	CO	CH ₄	NO _x	NH ₃	SO ₂	BC	OC	PM _{2.5}	PM ₁₀
BTH	2003	19378	1250	71	38	27	5	10	28	77	86
	2004	4806	310	18	9	7	1	2	7	19	21
	2005	23672	1526	87	46	33	6	12	34	94	105
	2006	5114	330	19	10	7	1	3	7	20	23
	2007	6083	392	22	12	8	2	3	9	24	27
	2008	2841	183	10	6	4	1	1	4	11	13
	2009	11464	739	42	22	16	3	6	17	46	51
	2010	2923	188	11	6	4	1	1	4	12	13
	2011	8871	572	32	17	12	2	4	13	35	39
	2012	3578	231	13	7	5	1	2	5	14	16
	2013	10600	684	39	21	15	3	5	15	42	47
	2014	2143	138	8	4	3	1	1	3	9	9
BTS	2003	6619	427	24	13	9	2	3	10	26	29
	2004	3886	251	14	8	5	1	2	6	15	17
	2005	6856	442	25	13	10	2	3	10	27	30
	2006	5715	368	21	11	8	1	3	8	23	25
	2007	3294	212	12	6	5	1	2	5	13	15
	2008	2639	170	10	5	4	1	1	4	10	12
	2009	6187	399	23	12	9	2	3	9	25	27

Capítulo 8: Anexo

	2010	3873	250	14	8	5	1	2	6	15	17
	2011	7620	491	28	15	11	2	4	11	30	34
	2012	5234	337	19	10	7	1	3	8	21	23
	2013	9592	619	35	19	13	2	5	14	38	42
	2014	2070	133	8	4	3	1	1	3	8	9
	Año	CO₂	CO	CH₄	NO_x	NH₃	SO₂	BC	OC	PM_{2.5}	PM₁₀
CM	2003	6.16E-05	3.97E-06	2.25E-07	1.21E-07	8.55E-08	1.56E-08	3.11E-08	8.94E-08	2.45E-07	2.72E-07
	2004	5.14E-05	3.32E-06	1.88E-07	1.01E-07	7.14E-08	1.30E-08	2.60E-08	7.46E-08	2.04E-07	2.27E-07
	2005	2.69E-03	1.73E-04	9.84E-06	5.26E-06	3.73E-06	6.79E-07	1.36E-06	3.90E-06	1.07E-05	1.19E-05
	2006	5.86E-03	3.78E-04	2.14E-05	1.15E-05	8.13E-06	1.48E-06	2.96E-06	8.50E-06	2.33E-05	2.59E-05
	2007	2.53E-04	1.63E-05	9.28E-07	4.96E-07	3.52E-07	6.40E-08	1.28E-07	3.68E-07	1.01E-06	1.12E-06
	2008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2009	8.04E-04	5.19E-05	2.94E-06	1.57E-06	1.12E-06	2.03E-07	4.06E-07	1.17E-06	3.20E-06	3.55E-06
	2010	1.20E-03	7.72E-05	4.38E-06	2.34E-06	1.66E-06	3.02E-07	6.04E-07	1.74E-06	4.76E-06	5.29E-06
	2011	2.77E-03	1.79E-04	1.01E-05	5.42E-06	3.85E-06	6.99E-07	1.40E-06	4.02E-06	1.10E-05	1.22E-05
	2012	2.68E-05	1.73E-06	9.82E-08	5.25E-08	3.72E-08	6.77E-09	1.35E-08	3.89E-08	1.07E-07	1.18E-07
	2013	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2014	3.54E-04	2.28E-05	1.30E-06	6.93E-07	4.92E-07	8.94E-08	1.79E-07	5.14E-07	1.41E-06	1.56E-06
DN	2003	3.10E+00	2.00E-01	1.14E-02	6.07E-03	4.31E-03	7.83E-04	1.57E-03	4.50E-03	1.23E-02	1.37E-02
	2004	6.41E+00	4.13E-01	2.34E-02	1.25E-02	8.89E-03	1.62E-03	3.23E-03	9.30E-03	2.55E-02	2.83E-02
	2005	5.63E+00	3.63E-01	2.06E-02	1.10E-02	7.81E-03	1.42E-03	2.84E-03	8.17E-03	2.24E-02	2.49E-02

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

	2006	7.80E+00	5.03E-01	2.85E-02	1.53E-02	1.08E-02	1.97E-03	3.94E-03	1.13E-02	3.10E-02	3.44E-02
	2007	2.01E+00	1.30E-01	7.37E-03	3.94E-03	2.80E-03	5.08E-04	1.02E-03	2.92E-03	8.01E-03	8.90E-03
	2008	4.07E+00	2.62E-01	1.49E-02	7.96E-03	5.65E-03	1.03E-03	2.05E-03	5.91E-03	1.62E-02	1.80E-02
	2009	3.11E+00	2.01E-01	1.14E-02	6.09E-03	4.32E-03	7.86E-04	1.57E-03	4.52E-03	1.24E-02	1.37E-02
	2010	8.42E+00	5.43E-01	3.08E-02	1.65E-02	1.17E-02	2.13E-03	4.25E-03	1.22E-02	3.35E-02	3.72E-02
	2011	1.13E+01	7.32E-01	4.15E-02	2.22E-02	1.57E-02	2.86E-03	5.73E-03	1.65E-02	4.51E-02	5.01E-02
	2012	1.83E+00	1.18E-01	6.70E-03	3.58E-03	2.54E-03	4.62E-04	9.24E-04	2.66E-03	7.27E-03	8.08E-03
	2013	3.08E+00	1.99E-01	1.13E-02	6.03E-03	4.28E-03	7.78E-04	1.56E-03	4.47E-03	1.22E-02	1.36E-02
	2014	7.04E+00	4.54E-01	2.58E-02	1.38E-02	9.77E-03	1.78E-03	3.55E-03	1.02E-02	2.80E-02	3.11E-02
	Año	CO₂	CO	CH₄	NO_x	NH₃	SO₂	BC	OC	PM_{2.5}	PM₁₀
	2003	2.16E-01	1.39E-02	7.91E-04	4.23E-04	3.00E-04	5.45E-05	1.09E-04	3.14E-04	8.59E-04	9.54E-04
	2004	5.80E+00	3.74E-01	2.12E-02	1.14E-02	8.06E-03	1.47E-03	2.93E-03	8.42E-03	2.31E-02	2.56E-02
	2005	1.23E+01	7.92E-01	4.49E-02	2.40E-02	1.70E-02	3.10E-03	6.20E-03	1.78E-02	4.88E-02	5.42E-02
	2006	5.88E+00	3.79E-01	2.15E-02	1.15E-02	8.16E-03	1.48E-03	2.97E-03	8.53E-03	2.34E-02	2.60E-02
	2007	1.23E+00	7.96E-02	4.52E-03	2.41E-03	1.71E-03	3.11E-04	6.23E-04	1.79E-03	4.90E-03	5.45E-03
GP	2008	4.83E+01	3.12E+00	1.77E-01	9.45E-02	6.71E-02	1.22E-02	2.44E-02	7.01E-02	1.92E-01	2.13E-01
	2009	4.45E+01	2.87E+00	1.63E-01	8.71E-02	6.18E-02	1.12E-02	2.25E-02	6.46E-02	1.77E-01	1.97E-01
	2010	1.08E+01	6.98E-01	3.96E-02	2.12E-02	1.50E-02	2.73E-03	5.47E-03	1.57E-02	4.30E-02	4.78E-02
	2011	7.86E+01	5.07E+00	2.88E-01	1.54E-01	1.09E-01	1.98E-02	3.97E-02	1.14E-01	3.12E-01	3.47E-01
	2012	5.43E+00	3.50E-01	1.99E-02	1.06E-02	7.54E-03	1.37E-03	2.74E-03	7.88E-03	2.16E-02	2.40E-02

Capítulo 8: Anexo

	2013	4.58E+00	2.95E-01	1.67E-02	8.95E-03	6.35E-03	1.15E-03	2.31E-03	6.64E-03	1.82E-02	2.02E-02
	2014	9.47E-01	6.11E-02	3.47E-03	1.85E-03	1.31E-03	2.39E-04	4.78E-04	1.37E-03	3.76E-03	4.18E-03
ST	2003	3.27E+02	2.11E+01	1.20E+00	6.40E-01	4.54E-01	8.26E-02	1.65E-01	4.75E-01	1.30E+00	1.45E+00
	2004	2.61E+02	1.68E+01	9.55E-01	5.10E-01	3.62E-01	6.59E-02	1.32E-01	3.79E-01	1.04E+00	1.15E+00
	2005	7.83E+02	5.05E+01	2.87E+00	1.53E+00	1.09E+00	1.98E-01	3.95E-01	1.14E+00	3.11E+00	3.46E+00
	2006	2.85E+02	1.83E+01	1.04E+00	5.57E-01	3.95E-01	7.18E-02	1.44E-01	4.13E-01	1.13E+00	1.26E+00
	2007	1.37E+02	8.87E+00	5.03E-01	2.69E-01	1.91E-01	3.47E-02	6.94E-02	2.00E-01	5.47E-01	6.07E-01
	2008	1.88E+02	1.21E+01	6.89E-01	3.68E-01	2.61E-01	4.75E-02	9.50E-02	2.73E-01	7.48E-01	8.31E-01
	2009	4.12E+02	2.66E+01	1.51E+00	8.07E-01	5.72E-01	1.04E-01	2.08E-01	5.98E-01	1.64E+00	1.82E+00
	2010	2.63E+02	1.70E+01	9.63E-01	5.15E-01	3.65E-01	6.64E-02	1.33E-01	3.82E-01	1.05E+00	1.16E+00
	2011	6.43E+02	4.14E+01	2.35E+00	1.26E+00	8.92E-01	1.62E-01	3.24E-01	9.32E-01	2.55E+00	2.84E+00
	2012	2.00E+02	1.29E+01	7.33E-01	3.92E-01	2.78E-01	5.05E-02	1.01E-01	2.90E-01	7.96E-01	8.84E-01
	2013	6.13E+02	3.95E+01	2.24E+00	1.20E+00	8.50E-01	1.55E-01	3.09E-01	8.89E-01	2.43E+00	2.71E+00
	2014	8.78E+01	5.66E+00	3.21E-01	1.72E-01	1.22E-01	2.22E-02	4.43E-02	1.27E-01	3.49E-01	3.88E-01
	Año	CO₂	CO	CH₄	NO_x	NH₃	SO₂	BC	OC	PM_{2.5}	PM₁₀
TA	2003	65.078	4.196	0.238	0.127	0.090	0.016	0.033	0.094	0.259	0.287
	2004	124.477	8.027	0.456	0.214	0.173	0.031	0.063	0.181	0.495	0.550
	2005	253.515	16.348	0.928	0.496	0.352	0.064	0.128	0.368	1.008	1.120
	2006	85.221	5.495	0.312	0.167	0.118	0.022	0.043	0.124	0.339	0.376
	2007	53.614	3.457	0.196	0.105	0.074	0.014	0.027	0.078	0.213	0.237

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

2008	200.195	12.909	0.733	0.392	0.278	0.505	0.101	0.291	0.796	0.884
2009	99.124	6.392	0.363	0.194	0.138	0.250	0.050	0.144	0.394	0.438
2010	62.691	4.043	0.229	0.123	0.087	0.016	0.032	0.091	0.249	0.277
2011	87.691	5.655	0.321	0.172	0.122	0.022	0.044	0.127	0.349	0.387
2012	9.911	0.639	0.036	0.019	0.014	0.003	0.005	0.014	0.039	0.044
2013	39.226	2.530	0.144	0.077	0.055	0.010	0.020	0.057	0.156	0.173
2014	51.730	3.336	0.189	0.101	0.072	0.013	0.026	0.075	0.206	0.229

Capítulo 8: Anexo

Tabla 13 Emisiones de gases y partículas (Gg) de los fuegos totales en las ecorregiones de Centroamérica del 2003 al 2014, derivados del método de Vermote et al. 2009.

	Año	CO ₂	CO	CH ₄	NO _x	NH ₃	SO ₂	BC	OC	PM _{2.5}	PM ₁₀
BTH-CA	2003	99041	6023	330	158	84	36	39	295	572	1141
	2004	17796	1082	59	28	15	7	7	53	103	205
	2005	79287	4822	264	127	67	29	31	236	458	914
	2006	17862	1086	60	28	15	7	7	53	103	206
	2007	15833	963	53	25	13	6	6	47	91	182
	2008	17797	1082	59	28	15	7	7	53	103	205
	2009	36415	2215	121	58	31	13	14	109	210	420
	2010	20943	1274	70	33	18	8	8	62	121	241
	2011	26426	1607	88	42	22	10	10	79	153	304
	2012	12337	750	41	20	10	5	5	37	71	142
	2013	31828	1936	106	51	27	12	13	95	184	367
2014	13004	791	43	21	11	5	5	39	75	150	
BTS-CA	2003	3599.4	218.9	12.0	5.7	3.1	1.3	1.4	10.7	20.8	41.5
	2004	2719.1	165.4	9.1	4.3	2.3	1.0	1.1	8.1	15.7	31.3
	2005	2881.6	175.2	9.6	4.6	2.4	1.1	1.1	8.6	16.6	33.2
	2006	2158.1	131.2	7.2	3.4	1.8	0.8	0.9	6.4	12.5	24.9
	2007	1136.3	69.1	3.8	1.8	1.0	0.4	0.4	3.4	6.6	13.1
	2008	974.3	59.3	3.2	1.6	0.8	0.4	0.4	2.9	5.6	11.2
	2009	2284.7	139.0	7.6	3.6	1.9	0.8	0.9	6.8	13.2	26.3

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

	2010	1205.2	73.3	4.0	1.9	1.0	0.4	0.5	3.6	7.0	13.9
	2011	2569.1	156.2	8.6	4.1	2.2	0.9	1.0	7.7	14.8	29.6
	2012	1428.8	86.9	4.8	2.3	1.2	0.5	0.6	4.3	8.3	16.5
	2013	3822.9	232.5	12.7	6.1	3.2	1.4	1.5	11.4	22.1	44.0
	2014	1792.4	109.0	6.0	2.9	1.5	0.7	0.7	5.3	10.4	20.7
	Año	CO ₂	CO	CH ₄	NO _x	NH ₃	SO ₂	BC	OC	PM _{2.5}	PM ₁₀
ST-CA	2003	6.2E+03	3.8E+02	2.1E+01	1.0E+01	5.3E+00	2.3E+00	2.5E+00	1.9E+01	3.6E+01	7.2E+01
	2004	1.2E+03	7.2E+01	4.0E+00	2.0E+00	1.0E+00	4.3E-01	4.7E-01	3.5E+00	7.0E+00	1.4E+01
	2005	9.2E+03	5.6E+02	3.1E+01	1.5E+01	7.8E+00	3.4E+00	3.6E+00	2.7E+01	5.3E+01	1.1E+02
	2006	1.9E+03	1.2E+02	6.0E+00	3.0E+00	1.6E+00	7.1E-01	7.6E-01	5.8E+00	1.1E+01	2.2E+01
	2007	1.4E+03	8.6E+01	5.0E+00	2.0E+00	1.2E+00	5.2E-01	5.6E-01	4.2E+00	8.0E+00	1.6E+01
	2008	1.0E+03	6.1E+01	3.0E+00	2.0E+00	8.5E-01	3.7E-01	4.0E-01	3.0E+00	6.0E+00	1.2E+01
	2009	3.1E+03	1.9E+02	1.0E+01	5.0E+00	2.6E+00	1.1E+00	1.2E+00	9.1E+00	1.8E+01	3.5E+01
	2010	1.7E+03	1.0E+02	6.0E+00	3.0E+00	1.5E+00	6.3E-01	6.8E-01	5.1E+00	1.0E+01	2.0E+01
	2011	6.6E+03	4.0E+02	2.2E+01	1.0E+01	5.6E+00	2.4E+00	2.6E+00	2.0E+01	3.8E+01	7.5E+01
	2012	8.5E+02	5.1E+01	3.0E+00	1.0E+00	7.2E-01	3.1E-01	3.3E-01	2.5E+00	5.0E+00	1.0E+01
	2013	5.5E+03	3.3E+02	1.8E+01	9.0E+00	4.6E+00	2.0E+00	2.2E+00	1.6E+01	3.2E+01	6.3E+01
2014	3.1E+03	1.9E+02	1.0E+01	5.0E+00	2.6E+00	1.1E+00	1.2E+00	9.2E+00	1.8E+01	3.5E+01	
BTSHA	2003	26.86	1.633	0.090	0.043	0.023	0.010	0.011	0.080	0.155	0.309
	2004	14.46	0.879	0.048	0.023	0.012	0.005	0.006	0.043	0.084	0.167
	2005	67.64	4.113	0.225	0.108	0.057	0.025	0.027	0.202	0.391	0.779

Capítulo 8: Anexo

2006	10.29	0.626	0.034	0.016	0.009	0.004	0.004	0.031	0.059	0.119
2007	9.90	0.602	0.033	0.016	0.008	0.004	0.004	0.030	0.057	0.114
2008	9.10	0.554	0.030	0.015	0.008	0.003	0.004	0.027	0.053	0.105
2009	15.06	0.916	0.050	0.024	0.013	0.006	0.006	0.045	0.087	0.173
2010	10.09	0.614	0.034	0.016	0.009	0.004	0.004	0.030	0.058	0.116
2011	22.33	1.358	0.074	0.036	0.019	0.008	0.009	0.067	0.129	0.257
2012	2.87	0.174	0.010	0.005	0.002	0.001	0.001	0.009	0.017	0.033
2013	24.20	1.472	0.081	0.039	0.021	0.009	0.010	0.072	0.140	0.279
2014	15.79	0.961	0.053	0.025	0.013	0.006	0.006	0.047	0.091	0.182

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

Tabla 14 Emisiones de gases y partículas (Gg) de los fuegos agrícolas en las ecorregiones de Centroamérica del 2003 al 2014, derivados del método de Vermote et al. 2009.

	Año	CO ₂	CO	CH ₄	NO _x	NH ₃	SO ₂	BC	OC	PM _{2.5}	PM ₁₀
BTH-CA	2003	15403	993	56	30	21	4	8	22	61	68
	2004	5285	341	19	10	7	1	3	8	21	23
	2005	10770	695	39	21	15	3	5	16	43	48
	2006	3805	245	14	7	5	1	2	6	15	17
	2007	2663	172	10	5	4	1	1	4	11	12
	2008	3330	215	12	7	5	1	2	5	13	15
	2009	6174	398	23	12	9	2	3	9	25	27
	2010	2553	165	9	5	4	1	1	4	10	11
	2011	2079	134	8	4	3	1	1	3	8	9
	2012	1808	117	7	4	3	1	1	3	7	8
	2013	3054	197	11	6	4	1	2	4	12	14
2014	951	61	4	2	1	0	1	1	4	4	
BTS-CA	2003	1368.1	88.2	5.0	2.7	1.9	0.3	0.7	2.0	5.4	6.0
	2004	1287.2	83.0	4.7	2.5	1.8	0.3	0.6	1.9	5.1	5.7
	2005	1221.3	78.8	4.5	2.4	1.7	0.3	0.6	1.8	4.9	5.4
	2006	950.5	61.3	3.5	1.9	1.3	0.2	0.5	1.4	3.8	4.2
	2007	267.1	17.2	1.0	0.5	0.4	0.1	0.1	0.4	1.1	1.2
	2008	399.1	25.7	1.5	0.8	0.6	0.1	0.2	0.6	1.6	1.8

Capítulo 8: Anexo

	2009	927.4	59.8	3.4	1.8	1.3	0.2	0.5	1.3	3.7	4.1
	2010	517.6	33.4	1.9	1.0	0.7	0.1	0.3	0.8	2.1	2.3
	2011	855.5	55.2	3.1	1.7	1.2	0.2	0.4	1.2	3.4	3.8
	2012	443.9	28.6	1.6	0.9	0.6	0.1	0.2	0.6	1.8	2.0
	2013	834.6	53.8	3.1	1.6	1.2	0.2	0.4	1.2	3.3	3.7
	2014	366.9	23.7	1.3	0.7	0.5	0.1	0.2	0.5	1.5	1.6
	Año	CO ₂	CO	CH ₄	NO _x	NH ₃	SO ₂	BC	OC	PM _{2.5}	PM ₁₀
	2003	310.00	20.00	1.10	0.61	0.43	0.08	0.16	0.45	1.20	1.40
	2004	150.00	9.50	0.54	0.29	0.21	0.04	0.08	0.21	0.59	0.65
	2005	470.00	30.00	1.70	0.92	0.65	0.12	0.24	0.68	1.90	2.10
	2006	120.00	8.00	0.46	0.24	0.17	0.03	0.06	0.18	0.50	0.55
	2007	40.00	2.60	0.15	0.08	0.06	0.01	0.02	0.06	0.16	0.18
	2008	57.00	3.70	0.21	0.11	0.08	0.01	0.03	0.08	0.23	0.25
ST-CA	2009	190.00	13.00	0.71	0.38	0.27	0.05	0.10	0.28	0.77	0.86
	2010	83.00	5.40	0.31	0.16	0.12	0.02	0.04	0.12	0.33	0.37
	2011	220.00	14.00	0.82	0.44	0.31	0.06	0.11	0.32	0.89	0.98
	2012	42.00	2.70	0.15	0.08	0.06	0.01	0.02	0.06	0.17	0.19
	2013	180.00	11.00	0.65	0.35	0.25	0.05	0.09	0.26	0.70	0.78
	2014	80.00	5.20	0.29	0.16	0.11	0.02	0.04	0.12	0.32	0.35
BTSCHA	2003	2.30E-01	1.50E-02	8.60E-04	4.60E-04	3.20E-04	5.90E-05	1.20E-04	3.40E-04	9.30E-04	1.00E-03
	2004	1.50E+00	9.40E-02	5.30E-03	2.90E-03	2.00E-03	3.70E-04	7.40E-04	2.10E-03	5.80E-03	6.40E-03

Quemas agrícolas en México y Centroamérica: contaminación por gases y partículas

2005	9.40E-01	6.10E-02	3.40E-03	1.80E-03	1.30E-03	2.40E-04	4.70E-04	1.40E-03	3.70E-03	4.20E-03
2006	4.50E-01	2.90E-02	1.70E-03	8.80E-04	6.30E-04	1.10E-04	2.30E-04	6.50E-04	1.80E-03	2.00E-03
2007	2.50E-01	1.60E-02	9.00E-04	4.80E-04	3.40E-04	6.20E-05	1.20E-04	3.60E-04	9.80E-04	1.10E-03
2008	1.70E-01	1.10E-02	6.30E-04	3.40E-04	2.40E-04	4.40E-05	8.70E-05	2.50E-04	6.90E-04	7.60E-04
2009	4.90E-01	3.20E-02	1.80E-03	9.60E-04	6.80E-04	1.20E-04	2.50E-04	7.10E-04	1.90E-03	2.20E-03
2010	2.70E-01	1.70E-02	9.90E-04	5.30E-04	3.80E-04	6.80E-05	1.40E-04	3.90E-04	1.10E-03	1.20E-03
2011	2.30E-01	1.50E-02	8.20E-04	4.40E-04	3.10E-04	5.70E-05	1.10E-04	3.30E-04	9.00E-04	1.00E-03
2012	5.20E-02	3.30E-03	1.90E-04	1.00E-04	7.10E-05	1.30E-05	2.60E-05	7.50E-05	2.00E-04	2.30E-04
2013	4.50E-01	2.90E-02	1.70E-03	8.90E-04	6.30E-04	1.10E-04	2.30E-04	6.60E-04	1.80E-03	2.00E-03
2014	2.00E-01	1.30E-02	7.30E-04	3.90E-04	2.80E-04	5.00E-05	1.00E-04	2.90E-04	7.90E-04	8.80E-04