

# GASES DEL HUMO DE INCENDIOS EN BOSQUES DE *Pinus hartwegii*

## SMOKE GASES OF WILDFIRES IN *Pinus hartwegii* FORESTS

Javier Contreras-Moctezuma<sup>1</sup>, Dante A. Rodríguez-Trejo<sup>1</sup>, Armando Retama-Hernández<sup>2</sup> y José J. M. Sánchez-Rodríguez<sup>2</sup>

<sup>1</sup>División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. 56230. Chapingo, Estado de México. (dantearturo@yahoo.com). <sup>2</sup>Subdirección de Monitoreo. Dirección de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico. Secretaría de Medio Ambiente. Gobierno de la Ciudad de México. Jalapa 15. Colonia Roma Norte. 06700. Delegación Cuauhtemoc. Tel.: (01 55) 52 09 99 03 ext. 6150. (aretama@sma.df.gob.mx)

### RESUMEN

El humo de los incendios forestales reduce visibilidad y contiene contaminantes. Algunos de los más importantes son evaluados en el presente trabajo. Se midieron en laboratorio emisiones de NO, NO<sub>2</sub> con un analizador quimiluminiscente; NO<sub>x</sub>(=NO+NO<sub>2</sub>); CO con un analizador por correlación de filtro de gas y SO<sub>2</sub> con un analizador fluorescente, en los combustibles de un bosque de *Pinus hartwegii* Lindl. Con estos datos y los de inventarios de combustibles, se calcularon emisiones por unidad de superficie quemada: 4.062 kg NO ha<sup>-1</sup>, 3.692 kg NO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>, 9.372 kg NO<sub>x</sub> ha<sup>-1</sup>, 198.685 kg CO ha<sup>-1</sup> y 2.838 kg SO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>.

**Palabras clave:** *Pinus hartwegii*, fuego, humo, monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, óxidos de azufre.

### INTRODUCCIÓN

El humo, subproducto de la combustión de vegetación y residuos en bosques, selvas y vegetación xerófila, indica la existencia de un incendio forestal. En años con alta siniestralidad, como 1998 en México, los impactos del humo son mayores. El humo afecta la visibilidad en vías de comunicación terrestres, aéreas y marítimas costeras, e involucran lesiones o pérdidas de vidas humanas y daños materiales. La situación empeora cuando los humos de temporadas extremas afectan las cargas atmosféricas y generan más rayos, que inician otros incendios. Así sucedió en el sur de los Estados Unidos (EE.UU.) con los humos procedentes de México y Centroamérica en 1998 (Lyons *et al.*, 1998).

Los humos afectan la calidad del aire en áreas y ciudades cercanas a zonas forestales, particularmente para niños y ancianos, generando enfermedades del sistema respiratorio, gastos por tratamientos médicos, ausentismo laboral, incluyendo a los combatientes de incendios. NASF *et al.* (1990) mencionan 12 000 casos de problemas en vías respiratorias entre los 30 000 combatientes de los incendios del Yellowstone Park en 1988.

Recibido: Abril, 2002. Aprobado: Abril, 2003.

Publicado como ARTÍCULO en *Agrociencia* 37: 309-316. 2003.

### ABSTRACT

The smoke of forest fires reduces visibility and contains contaminants, of which some of the most significant are evaluated in this work. Emissions of NO, NO<sub>2</sub> (with a chemiluminescent analyzer), NO<sub>x</sub> (=NO+NO<sub>2</sub>), CO (with a gas filter correlation analyzer), and SO<sub>2</sub> (with a fluorescent analyzer), were measured in a laboratory for the principal fuels of the *Pinus hartwegii* Lindl. forest. This data, along with the inventories of forest fuels, were used to calculate emissions per unit of burnt area: 4.062 kg NO ha<sup>-1</sup>, 3.692 kg NO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>, 9.372 kg NO<sub>x</sub> ha<sup>-1</sup>, 198.685 kg CO ha<sup>-1</sup> and 2.838 kg SO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>.

**Key words:** *Pinus hartwegii*, fire, smoke, carbon monoxide, nitrogen oxides, sulphur oxides.

### INTRODUCTION

Smoke, as a byproduct of the combustion of plants and residues in forests, wildland and xerophytic vegetation, indicates the presence of a forest fire. In years of high incidence of forest fires, such as 1998 in México, the impact of smoke is greater. Smoke affects the visibility in roadways, coastal areas and airports, involving injury or loss of human life and material damage. The situation gets worse when the smoke of severe fire seasons affects the atmospheric electricity, generating more lightnings which cause more fires. Such was the case in the southern U.S. with the smoke proceeding from México and Central America in 1998 (Lyons *et al.*, 1998).

Smoke affects the air quality in cities and areas surrounding forest zones, especially for children and the elderly, generating respiratory illness, medical expenses and absence from work, even among firefighters. NASF *et al.* (1990) mention 12 000 cases of respiratory illness among the 30 000 firefighters of Yellowstone Park in 1988.

Fire smoke is complex and dynamic. It is formed by hundreds of components, and the emission levels change during the different phases of combustion. In the flame

El humo es complejo y dinámico, lo forman cientos de compuestos, y las tasas de emisión cambian en las diferentes fases de la combustión. En la etapa con flama hay emisiones de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$  y  $\text{N}_2$ ; en la fase sin flama aumentan ciertas emisiones (e.g.  $\text{NO}_2$ ); en la fase de brillo hay mayor emisión de  $\text{CO}$  y  $\text{CO}_2$  (Chandler *et al.*, 1983; Congressional Committee, 1989; DeBano *et al.*, 1998).

Las condiciones en que se desarrolla el fuego también generan variación. Martin (1976) señala mayores emisiones de partículas suspendidas en quemas en el sentido del viento que en contra. Dichas partículas reducen la visibilidad, se insertan profundamente en el tejido pulmonar, y originan irritaciones y reacciones cancerígenas (DeBano *et al.*, 1998).

$\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$  representan 90% de la masa de este complejo (McMahon, 1976; Chandler *et al.*, 1983): 825 a 1 814  $\text{kg CO}_2 \text{ t}^{-1}$ , y 454 a 907  $\text{kg H}_2\text{O t}^{-1}$  (Martin, 1976). El  $\text{CO}_2$  provoca 50% del efecto de invernadero (PNUMA, 1992) y el humo de incendios y quemas agrícolas aporta 25% de dicho gas (PNUMA, 1988).

Los óxidos de nitrógeno  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO}$  y  $\text{NO}_2$ ), en concentraciones de 5 a 25 ppm, pueden provocar tos, edema pulmonar y asfixia (Dreisbach y Roberson, 1998), además de intervenir en la formación de ozono (Martin, 1976).

El  $\text{CO}$  combinado con la hemoglobina, forma carboxihemoglobina que en concentraciones de 10 a 80% causa dolor de cabeza, fatiga, adormecimiento, coma y muerte (Countryman, 1971; Dreisbach y Roberson, 1998). Sin embargo, NASF *et al.* (1990) reportan sólo dos casos de exposición peligrosa a  $\text{CO}$  durante la temporada 1987 a 1988 en los EE.UU. Asimismo, los  $\text{SO}_x$  son tóxicos a plantas y animales (Martin, 1976).

Dados los efectos negativos que producen  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$  y  $\text{SO}_2$ , es necesario estudiar los humos de los incendios forestales en México, por lo que los objetivos de la presente investigación fueron: 1) Medir las emisiones de óxido de nitrógeno ( $\text{NO}$ ), dióxido de nitrógeno ( $\text{NO}_2$ ), óxidos de nitrógeno ( $\text{NO}_x=\text{NO}+\text{NO}_2$ ), monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ) y dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ), por unidad de masa combustionada de los principales combustibles presentes en un bosque de *Pinus hartwegii* Lindl.; 2) evaluar diferencias en las emisiones de estos subproductos entre combustibles; 3) determinar si algunos productos se emiten antes que otros en las diferentes etapas de la combustión; y 4) calcular emisiones por hectárea en un bosque de *P. hartwegii*.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La primera fase del estudio se realizó en la Estación Forestal Experimental Zoquiapan, Estado de México. Se recolectaron 30

phase, there are emissions of  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$  and  $\text{N}_2$ ; in the flameless stage certain emissions increase (e.g.  $\text{NO}_2$ ); in the glowing stage there is a greater emission of  $\text{CO}$  and  $\text{CO}_2$  (Chandler *et al.*, 1983; Congressional Committee, 1989; DeBano *et al.*, 1998).

The conditions under which a fire develops also generate variation. Martin (1976) points out greater emissions of suspended particles in blazes in the direction of the wind than in those against it. These particles reduce visibility and become deeply inserted in the pulmonary tissue, thus causing irritation and cancerous reactions (DeBano *et al.*, 1998).

$\text{CO}_2$  and  $\text{H}_2\text{O}$  represent 90% of the mass of this complex (McMahon, 1976; Chandler *et al.*, 1983): 825 to 1814  $\text{kg CO}_2 \text{ t}^{-1}$ , and 454 to 907  $\text{kg H}_2\text{O t}^{-1}$  (Martin, 1976). The  $\text{CO}_2$  provokes 50% of the greenhouse effect (PNUMA, 1992), and the smoke from forest and agricultural fires produces 25% of this gas (PNUMA, 1988).

Nitrogen oxides  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO}$  and  $\text{NO}_2$ ) in concentrations of 5 to 25 ppm, may cause coughing, pulmonary edema and asfixia (Dreisbach and Roberson, 1998); besides, they play a role in the formation of ozone (Martin, 1976). The  $\text{CO}$  combined with hemoglobin forms carboxyhemoglobin, which in concentrations of 10 to 80%, causes headache, fatigue, drowsiness, coma and death (Countryman, 1971; Dreisbach and Roberson, 1998). However, NASF *et al.* (1990) report only two cases of dangerous exposure to  $\text{CO}$  from 1987 to 1988 in the U.S. Furthermore, the  $\text{SO}_x$  are toxic to plants and animals (Martin, 1976).

Given the negative effects produced by  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$  and  $\text{SO}_2$ , it is necessary to study the smoke from forest fires in México. Therefore, the objectives of the present study were: 1) to measure the emissions of nitrogen oxide ( $\text{NO}$ ), nitrogen dioxide ( $\text{NO}_2$ ), nitrogen oxides ( $\text{NO}_x=\text{NO}+\text{NO}_2$ ), carbon monoxide ( $\text{CO}$ ) and sulphur dioxide ( $\text{SO}_2$ ), per unit of burnt mass of the principal fuels found in a *Pinus hartwegii* Lindl forest; 2) to evaluate differences in the emissions of these fuel byproducts; 3) to determine whether any products are emitted prior to others during the different stages of combustion; and 4) to calculate emissions per hectare in a *P. hartwegii* forest.

## MATERIALS AND METHODS

The first phase of the study was carried out in the Estación Forestal Experimental Zoquiapan, Estado de México. Thirty samples were randomly collected from the most representative fuels in high forests of *P. hartwegii*: Tall pasture grass (*Muhlenbergia macroura*), woody fuels (pinewood) and dead pine aciculae, as well as the shrubs *Senecio cinerarioides* and *Lupinus montanus*. The samples were dehydrated in an oven, and three subsamples were taken for each type of fuel: 0.1, 0.2 and

muestras en forma aleatoria de los combustibles más representativos en bosques altos de *P. hartwegii*: Zacatón (*Muhlenbergia macroura*), combustibles leñosos (madera de pino) y acículas muertas de pino, así como los arbustos *Senecio cinerarioides* y *Lupinus montanus*. Las muestras fueron deshidratadas en horno, y de cada tipo de combustible se tomaron tres submuestras: 0.1, 0.2 y 0.3 g, para nueve submuestras por tipo de combustible y 45 en total. En las submuestras de arbustos se usó 70% de follaje y ramillas y 30% de ramas y tallos (Rodríguez y Sierra, 1995).

La segunda fase se condujo en el Laboratorio de Monitoreo de la Subdirección de Monitoreo Atmosférico, Gobierno de la Ciudad de México. Se construyó una cámara de vidrio (60×40×30 cm) para realizar procesos de combustión. Dentro de la cámara se colocó un quemador eléctrico. Un pequeño orificio en la base de la cámara permitió su alimentación con aire limpio. En la parte superior lateral, tres oquedades permitieron la conexión de mangueras extractoras para alimentar los sensores de los aparatos descritos en el siguiente párrafo. Una pequeña ranura en el techo facilitó la circulación de aire. La circulación forzada de aire previno escapes.

Los aparatos utilizados fueron un calibrador de dilución dinámica, modelo 700; un módulo de aire cero modelo 701; tres analizadores para los contaminantes: Un analizador fluorescente (pulsante) de SO<sub>2</sub>, modelo 100; un analizador quimiluminiscente de NO<sub>x</sub> (para NO y NO<sub>2</sub>), modelo 200; un analizador de CO por correlación de filtro de gas (espectroscopía no dispersiva), modelo 300. Todos los aparatos eran marca Advanced Pollution Instrumentation Inc. (API).

Dentro de la cámara se quemaron las muestras de combustibles y se registraron cuatro tipos de lecturas: NO<sub>2</sub>, NO, SO<sub>2</sub> en ppm (partes por millón), y CO en ppmm (partes por mil millones). El NO<sub>x</sub> se obtuvo sumando NO<sub>2</sub> más NO. Las lecturas se tomaron cada 15 s y durante 10 min (9450 lecturas de las 45 muestras). Cuando no se consumía la totalidad del combustible, el remanente era retirado, deshidratado y vuelto a pesar para calcular el peso anhidro del material quemado y utilizar tal valor en los cálculos. Las cenizas fueron desechadas. Después de cada combustión se limpiaba la cámara con aire limpio, hasta obtener las mismas lecturas, dentro y fuera de la cámara. Al inicio de cada combustión, la concentración de gases en la cámara es mínima, aumenta hasta un máximo y luego desciende. El máximo era el total del contaminante emitido por la masa quemada de combustible. Se convirtió de unidades en ppm o ppmm a g m<sup>-3</sup> de volumen de aire según el caso (Finlanyson-Pitts y Pitt, 1986):

$$\mu\text{g m}^{-3} = pC (PM) \quad (1)$$

donde  $p$  corresponde a ppm o ppmm;  $C$  es igual a 40.9 en el caso de ppm, y a 0.0409 en el caso de ppmm; y  $PM$  es el peso molecular del contaminante.

Para expresar la emisión en kg de contaminante t<sup>-1</sup> de combustible quemado, se ajustó por volumen de la cámara, conversión de mg m<sup>-3</sup> a mg g<sup>-1</sup> y de estas últimas unidades a kg t<sup>-1</sup>.

0.3 g, giving nine subsamples for each type of fuel and 45 overall. In the shrub subsamples, 70% was foliage and twigs, and 30% branches and stems (Rodríguez and Sierra, 1995).

The second phase was conducted in the monitoring laboratory of the Subdirección de Monitoreo Atmosférico, Gobierno de la Ciudad de México. A glass chamber (60×40×30 cm) for carrying out combustion processes, was built. An electric burner was placed inside the chamber. A small orifice in the base of the chamber allowed the entrance of clean air. In the upper lateral section, three openings were included for fastening together extracting hoses in order to feed the sensors of the equipments described in the following paragraph. A small slit in the roof facilitated the circulation of air. The forced circulation of air prevented leakage.

The equipment used included a model 700 dynamic dilution calibrator; a model 701 zero air module; three contamination analyzers: A model 100 fluorescent SO<sub>2</sub> analyzer (pulsating); a model 200 chemiluminescent NO<sub>x</sub> analyzer (for NO and NO<sub>2</sub>); and a model 300 CO gas filter correlation analyzer (nondispersive spectroscopy). All of the above were from Advanced Pollution Instrumentation Inc. (API).

The fuel samples were burned inside the chamber and four types of readings were registered: NO<sub>2</sub>, NO, SO<sub>2</sub> in ppm (parts per million), and CO in ppb (parts per billion). The NO<sub>x</sub> was obtained by adding NO<sub>2</sub> and NO. The readings were taken every 15 s and during 10 minutes (9450 readings of the 45 samples). When the fuel was not completely consumed, the remnant was removed, dehydrated and reweighed to calculate the anhydrous weight of the burnt material, and to apply this value in the calculations. The ashes were discarded. After each combustion, the chamber was cleaned with fresh air, until the same readings were obtained within and outside the chamber. At the start of each combustion, the concentration of gases in the chamber is minimal, rises to a maximum and then decreases. The maximum was the total contaminant emitted by the burnt fuel mass. A conversion was made from units in ppm or ppb to g m<sup>-3</sup> of air volume according to each case (Finlanyson-Pitts and Pitt, 1986):

$$\mu\text{g m}^{-3} = pC (PM) \quad (1)$$

where  $p$  corresponds to ppm or ppb;  $C$  is equal to 40.9 in the case of ppm, and 0.0409 in the case of ppb; and  $PM$  is the molecular weight of the contaminant.

To express the emission in kg of contaminant t<sup>-1</sup> of burnt fuel, an adjustment was made per volume of the chamber, converting lg m<sup>-3</sup> to lg g<sup>-1</sup> and of these latter units to kg t<sup>-1</sup>.

For the statistical analysis, a simple conditional hierarchical linear mixed model was used (Littell *et al.*, 1999), with random effects (levels of fuel masses, equal to 0.1, 0.2 and 0.3 g) nested within the fixed effects (means of the fuel groups: *Muhlenbergia macroura*, *P. hartwegii* aciculae, *P. hartwegii* wood, *Senecio cinerarioides* and *Lupinus montanus*). Average emission per contaminant among fuel types, as well as the times to reach the maximum emission per fuel, among contaminants, were compared

Para el análisis estadístico se usó un modelo mixto lineal simple condicional jerarquizado (Littell *et al.*, 1999), con los efectos aleatorios (niveles de masas de combustibles, iguales a 0.1, 0.2 y 0.3 g) anidados dentro de los efectos fijos (medias de los grupos de combustibles: *Muhlenbergia macroura*, acículas de *P. hartwegii*, madera de *P. hartwegii*, *Senecio cinerarioides* y *Lupinus montanus*). Se compararon las medias de emisión por contaminante entre tipos de combustibles, así como los tiempos para alcanzar el máximo de emisión por combustible entre contaminantes, para la cual se utilizó la prueba de diferencia mínima significativa protegida (Gómez y Gómez, 1984). En pocos casos se alcanzó saturación en las lecturas de NO o NO<sub>x</sub>. Tales valores se excluyeron del análisis pues subestimarían la concentración correspondiente. Los cálculos estadísticos se realizaron con SAS, v. 6.12 (SAS Institute, 1997) para microcomputadora.

Ya obtenida la emisión (kg contaminante kg<sup>-1</sup> combustible quemado), se calcularon las emisiones extrapolando a condiciones de incendio. Para ello se utilizaron algunos resultados de los inventarios de combustibles (COCODER, 1988; Rodríguez y Sierra, 1995), que incluyen bosques de *P. hartwegii* del Distrito Federal, para cargas superficiales totales promedio de 5.644 t ha<sup>-1</sup> a 22.605 t ha<sup>-1</sup> (media=15.06 t ha<sup>-1</sup>), con los siguientes promedios por tipo de combustible: Materiales leñosos (46.9%), zacates (38.3%), renuevo de pino (8.8%), hojarasca de pino (4.7%) y arbustos (1.3%). Se utilizaron los siguientes factores de combustión: Materiales leñosos con 1, 10, 100 y 1000 h de tiempo de retardo (0.9, 0.5, 0.3, 0.2); zacates (0.9); renuevo (follaje = 1.0; madera = 0.3); hojarasca (1.0); arbustos (*S. angulifolius*, follaje = 0.9; madera = 0.3; *L. montanus* = 0.7).

La emisión de contaminantes por unidad de superficie quemada (kg ha<sup>-1</sup>) se obtuvo multiplicando el factor de emisión de cada contaminante de cada tipo de combustible (kg de contaminante t<sup>-1</sup> de combustible quemado) por la carga media de cada tipo de combustible, por el factor de combustión correspondiente.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Emisiones por tipo de combustible y comparaciones entre combustibles

Para NO y NO<sub>2</sub> no hubo diferencias significativas entre combustibles (p=0.616 y 0.168); para NO<sub>x</sub> hubo diferencias (p=0.008) (Cuadro 1). *S. cinerarioides* mostró emisiones superiores a todos los combustibles; *M. macroura* tuvo valores menores que los de acículas, *S. cinerarioides* y *L. montanus*, aunque éste exhibió mayor emisión que el combustible madera (Figura 1, Cuadro 1).

De acuerdo con Labart y Warantz (1993), la emisión de NO<sub>x</sub> se relaciona con el contenido de N del combustible. Las emisiones observadas en el presente trabajo corresponden a las referidas por Martin (1976) en otros tipos de bosque (1 a 3 kg NO<sub>x</sub> t<sup>-1</sup>). En los arbustos y el zacate el NO alcanzó su máximo antes que el NO<sub>2</sub>, debido

using the protected minimum significant difference test (Gómez and Gómez, 1984). Saturation in the NO or NO<sub>x</sub> readings was reached in few cases. These values were excluded from the analysis, because they would subestimate the corresponding concentration. The statistical calculations were made with SAS, v. 6.12 (SAS Institute, 1997) for microcomputer.

Once the emission was obtained (kg contaminant kg<sup>-1</sup> burnt fuel), the emissions were calculated by extrapolation to fire conditions. For this purpose, some results of the fuel inventories were used (COCODER, 1998; Rodríguez and Sierra, 1995), which included *P. hartwegii* forests of the Distrito Federal, for average total superficial loads of 5.644 t ha<sup>-1</sup> to 22.605 t ha<sup>-1</sup> (mean=15.06 t ha<sup>-1</sup>), with the following averages per fuel type: Woody materials (46.9%), grasses (38.3%), pine saplings (8.8%), dead pine needles (4.7%) and shrubs (1.3%). The following combustion factors were used: Woody materials with 1, 10, 100, and 1000 h of timelag (0.9, 0.5, 0.3, 0.2); grasses (0.9); saplings (foliage=1.0; wood=0.3); dead leaves (1.0); shrubs (*S. angulifolius*, foliage=0.9; wood=0.3; *L. montanus*=0.7).

The emission of contaminants per unit of burnt area (kg ha<sup>-1</sup>) was obtained by multiplying the emission factor of each contaminant for each fuel type (kg contaminant t<sup>-1</sup> burnt fuel) by the mean load of each fuel type, by the corresponding combustion factor.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Emissions per fuel type and comparisons among fuels

For NO and NO<sub>2</sub>, there were no significant differences among fuels (p=0.616 and 0.168); for NO<sub>x</sub> there were differences (p=0.008) (Table 1). *S. cinerarioides* showed emissions higher than those of all the other fuels; *M. macroura* had lower values than those of the aciculae, *S. cinerarioides* and *L. montanus*, although the latter presented a higher emission than the wood fuel (Figure 1, Table 1).

According to Labart and Warantz (1993), the emission of NO<sub>x</sub> is related to the N content of the fuel. The emissions observed in the present study agree with those reported by Martin (1976) in other types of forest (1 to 3 kg NO<sub>x</sub> t<sup>-1</sup>). In the shrubs and grasses, the NO reached its maximum before the NO<sub>2</sub>, due to the fact that the NO oxidizes to NO<sub>2</sub> upon contact with the air (McMahon, 1976) and because there is a larger emission of NO<sub>2</sub> during the flameless phase of combustion (DeBano *et al.*, 1998).

Differences in CO were found in the emissions (p=0.015): The lowest emission was for *M. macroura*, the most common fuel, in relation to the aciculae, *S. cinerarioides* and *L. Montanus*, which were not abundant (Figure 2, Table 1).

The emissions of CO represent 50% of those reported by Sandberg *et al.* (1979) in logging slash (400 kg t<sup>-1</sup>)

a que el NO se oxida en NO<sub>2</sub> al contacto con el aire (McMahon, 1976) y porque el NO<sub>2</sub> se emite más en la fase sin flama de la combustión (DeBano *et al.*, 1998).

Se encontraron diferencias de CO en las emisiones (p=0.015). La menor emisión correspondió a *M. macroura*, el combustible más común, respecto a acículas, *S. cinerarioides* y *L. montanus*, estos dos últimos poco abundantes (Figura 2, Cuadro 1).

Las emisiones de CO representan 50% de las citadas por Sandberg *et al.* (1979) en desechos de aprovechamiento (400 kg t<sup>-1</sup>) y están dentro del intervalo mencionado por Barney *et al.* (1984) de 15 a 330 kg t<sup>-1</sup> para incendios forestales.

Las emisiones de SO<sub>2</sub> en *S. cinerarioides* fueron superiores (p=0.0002) a las del resto de combustibles (Figura 3, Cuadro 1). El SO<sub>2</sub> se produce en pequeña cantidad, aproximadamente 50% se emite y el resto se deposita como mineral en el suelo (Pyne *et al.*, 1996; DeBano *et al.*, 1998).

La mayor emisión de NO<sub>x</sub> y SO<sub>2</sub> en los arbustos se explica porque el tejido vivo tiene más nutrientes que la madera, zacate seco y las acículas secas en descomposición. A pesar de estar verdes, el follaje y tallos de los arbustos arden, pues su contenido de humedad es menor que durante la temporada de lluvias, y la primera fase de la combustión es la de evaporación del agua.

### Emisiones durante las distintas etapas de combustión

El objetivo fue determinar la existencia de diferencias entre los tiempos de máxima emisión, que evidencien producción de diferentes contaminantes en las etapas de la combustión. El análisis se hizo por tipo de combustible.

**M. macroura:** El NO<sub>2</sub> alcanzó su máximo (p=0.04), después de los demás productos (Cuadro 2).

**Acículas de *P. hartwegii*:** No hubo diferencias entre los tiempos (p=0.262) (Cuadro 2).

***L. montanus*:** Hubo diferencias (p=0.018) con el NO, alcanzando su máximo antes que los demás compuestos, y el CO y el NO<sub>x</sub> antes que NO<sub>2</sub> y SO<sub>2</sub> (Cuadro 2). A excepción del *S. cinerarioides*, el SO<sub>2</sub> siempre estuvo en el último o penúltimo lugar en tiempo para alcanzar el máximo; el CO siempre alcanzó su máximo posteriormente o en forma simultánea al NO y el NO<sub>x</sub>.

**Madera de *P. hartwegii*:** Hubo diferencias (p=0.0004), y los compuestos con N y el CO se anticipan al SO<sub>2</sub> (Cuadro 2, Figura 4).

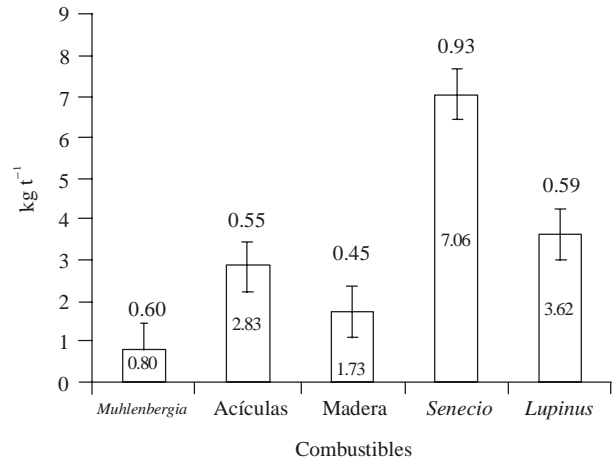


Figura 1. Emisiones de NO<sub>x</sub> y error estándar por tipo de combustible.

Figure 1. Emissions of NO<sub>x</sub> and standard error per fuel type.

Cuadro 1. Comparación de medias entre combustibles por tipo de contaminante (kg t<sup>-1</sup>).

Table 1. Comparison of fuels mean per type of contaminant (kg t<sup>-1</sup>).

Combustible	NO	NO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	CO	SO <sub>2</sub>
SC	1.36 a	0.62 a	7.05 a	76.71 a	1.98 a
LM	1.74 a	0.58 a	3.62 b	74.06 a	0.49 b
AP	1.54 a	0.54 a	2.83 bc	51.38 a	0.58 b
MP	0.73 a	0.99 a	1.73 cd	46.62 ab	0.14 b
MM	0.33 a	0.25 a	0.80 d	14.65 b	0.46 b
DMS	2.33	0.80	2.71	34.68	0.56

SC = *S. cinerarioides*; LM = *L. montanus*; AP = Acículas de *P. hartwegii*; MP = Madera de *P. hartwegii*; MM = *M. macroura*; DMS = diferencia mínima significativa protegida (α=0.05).

and they are within the range reported by Barney *et al.* (1984) of 15 to 330 kg t<sup>-1</sup> for forest fires.

The SO<sub>2</sub> emissions in *S. cinerarioides* were higher (p=0.0002) than those of other fuels (Figure 3, Table 1). The SO<sub>2</sub> is produced in small quantities; approximately 50% is emitted and the rest is deposited as a mineral in the soil (Pyne *et al.*, 1996; DeBano *et al.*, 1998).

The higher emission of NO<sub>x</sub> and SO<sub>2</sub> in shrubs can be attributed to the fact that the live tissue has more nutrients than the wood, dry grass and the decomposing aciculae. Although they are green, the foliage and stems of the shrubs burn, because their moisture content is lower than during the rainy season, and the first phase of combustion is the evaporation of water.

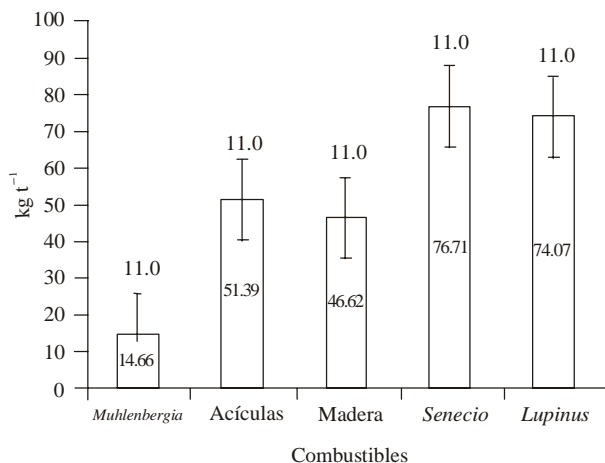
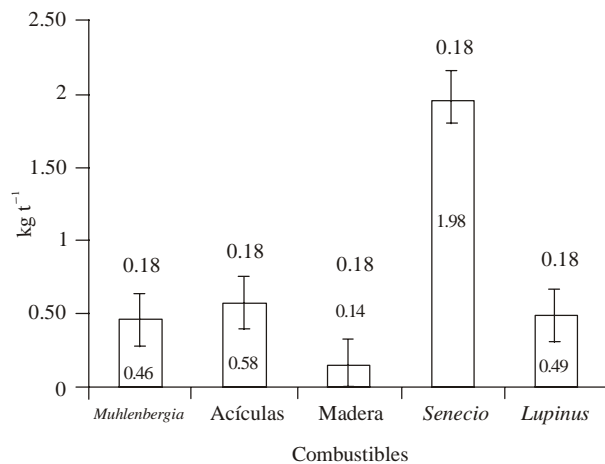
### Emissions during the different stages of combustion

The objective was to determine the existence of differences among the times of maximum emission, which show the production of different contaminants in the

**Cuadro 2. Tiempo(s) para alcanzar la máxima emisión de contaminantes por tipo de combustible.****Table 2. Time(s) maximum emission of contaminants per fuel type.**

Contami- nante	Tipo de combustible				
	MM	AP	MP	SC	LM
NO <sub>2</sub>	225 a	193 a	108 bc	295 a	183 a
SO <sub>2</sub>	108 b	170 a	250 a	102 b	212 a
CO	102 b	120 a	134 b	113 b	118 b
NO <sub>x</sub>	97 b	112 a	95 bc	108 b	115 b
NO	70 b	80 a	72 c	73 b	72 c
DMS	98	116	59	107	80

SC = *S. cinerarioides*; LM = *L. montanus*; AP = Acículas de *P. hartwegii*; MP = Madera de *P. hartwegii*; MM = *M. macroura*; DMS = diferencia mínima significativa protegida ( $\alpha=0.05$ ).

**Figura 2. Emisiones de CO y error estándar por tipo de combustible.****Figure 2. Emissions of CO and standard error per fuel type.****Figura 3. Emisiones de SO<sub>2</sub> y error estándar por tipo de combustible.****Figure 3. Emissions of SO<sub>2</sub> and standard error per fuel type.**

stages of combustion. The analysis was made according to fuel type.

***M. macroura*:** The NO<sub>2</sub> reached its maximum level ( $p=0.04$ ) after the other products (Table 2).

***P. hartwegii aciculae*:** There were no differences among times ( $p=0.262$ ) (Table 2).

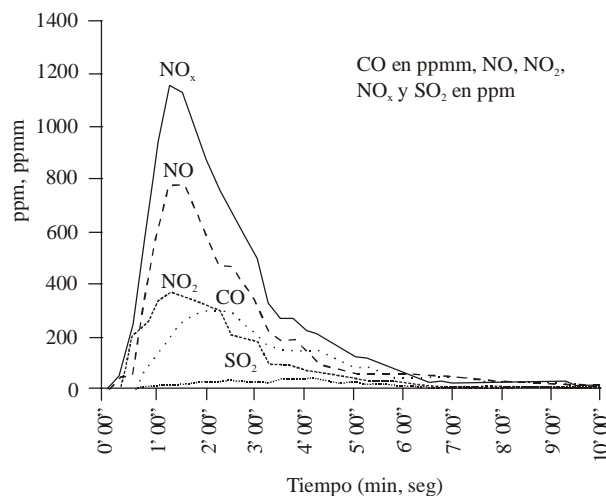
***L. montanus*:** There were differences ( $p=0.018$ ) with NO, reaching its maximum before the other compounds, and the CO and the NO<sub>x</sub> before the NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub> (Table 2). With the exception of the *S. cinerarioides*, the SO<sub>2</sub> was always in the last or next to last place for time to reach the maximum; the CO always reached its maximum after or simultaneously with NO and NO<sub>x</sub>.

***P. hartwegii wood*:** Differences were found ( $p=0.0004$ ), and the compounds with N and CO anticipated the SO<sub>2</sub> (Table 2, Figure 4).

***S. cinerarioides*:** The maximum emission times of the contaminants were different ( $p=0.006$ ), the NO<sub>2</sub> reaching its maximum emission after the other products (Table 2).

#### Emissions per unit of burnt area

It was calculated that in the fires of *P. hartwegii* forests, there are emissions of 4.069 kg NO ha<sup>-1</sup>; 3.652 kg NO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>; 9.372 kg NO<sub>x</sub> ha<sup>-1</sup>; 198.685 kg CO ha<sup>-1</sup>; and 2.838 kg SO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup>. These values fall within the ranges reported by Pyne *et al.* (1996), and they allow evaluations of emissions in this type of forest and in similar types from the affected area. However, it should be taken into account that the different weather conditions, as well as

**Figura 4. Curvas de emisión en madera de *P. hartwegii*.****Figure 4. Emission curves in wood from *P. hartwegii*.**

*S. cinerarioides*: Los tiempos de máxima emisión de los contaminantes fueron diferentes ( $p=0.006$ ), con el  $\text{NO}_2$  alcanzando su máxima emisión después de los demás productos (Cuadro 2).

#### Emisiones por unidad de área incendiada

Se calculó que en los incendios en bosque de *P. hartwegii* se emiten  $4.069 \text{ kg NO ha}^{-1}$ ;  $3.652 \text{ kg NO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ;  $9.372 \text{ kg NO}_x \text{ ha}^{-1}$ ;  $198.685 \text{ kg CO ha}^{-1}$ ; y  $2.838 \text{ kg SO}_2 \text{ ha}^{-1}$ . Estos valores quedan dentro de los intervalos señalados por Pyne *et al.* (1996), y permiten evaluar emisiones en este tipo de bosque y en bosques semejantes, a partir de la superficie afectada. No obstante, debe tenerse en cuenta que las distintas condiciones del tiempo atmosférico, así como la presencia de diferentes componentes entre los combustibles, pueden generar variación.

#### CONCLUSIONES

Las emisiones de los compuestos fueron diferentes entre combustibles. *S. cinerarioides* es el principal emisor de  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$  y  $\text{SO}_2$ , pero este arbusto no es abundante, particularmente cuando el dosel arbóreo es denso; sin embargo, en áreas afectadas por los incendios de 1998 colonizó en abundancia y, de quemarse, habría mayor contaminación.

En el combustible más abundante (*Muhlenbergia macroura*), no se observaron diferencias en el tiempo para alcanzar la máxima emisión, excepto para  $\text{NO}_2$ , que tardó más. En la madera de pino, el  $\text{NO}$  se anticipa al  $\text{CO}$ , pero este último no tuvo diferencias ni con el  $\text{NO}_2$  ni con el  $\text{NO}_x$ , y el  $\text{SO}_2$  tardó el mayor tiempo para alcanzar su máximo.

Se calculó que en los incendios en bosques de *Pinus hartwegii* se emiten  $4.069 \text{ kg NO ha}^{-1}$ ;  $3.652 \text{ kg NO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ;  $9.372 \text{ kg NO}_x \text{ ha}^{-1}$ ;  $198.685 \text{ kg CO ha}^{-1}$ ;  $2.838 \text{ kg SO}_2 \text{ ha}^{-1}$ .

#### AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue posible gracias a los apoyos del Gobierno de la Ciudad de México, de la Universidad Autónoma Chapingo, del Programa de Postgrado de la DICIFO (UACH), del CONACyT y del Dr. Stephen J. Pyne. Se agradece también las valiosas observaciones del Dr. Cuauhtemoc T. Cervantes Martínez y del M.C. Javier Santillán Pérez.

#### LITERATURA CITADA

Barney, R. H., G. R. Fahnestock, W. G. Herbolsmeier, R. K. Miller, C. B. Phillips, and J. Pierovich. 1984. Fire management. *In*: Forestry Handbook. Wenger, K. F. (ed). John Wiley and Sons. New York. pp: 189-252.

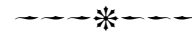
the presence of different components in the fuels, may cause variation.

#### CONCLUSIONS

The emissions of the compounds were different among fuels. *S. cinerarioides* is the principal emitter of  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$  and  $\text{SO}_2$ , but this shrub is not abundant, especially when the arboreal canopy is dense; however, in areas affected by the 1998 forest fires it spread widely and, if burnt, the contamination would have been larger. In the most abundant fuel (*Muhlenbergia macroura*), no differences were observed in the time for reaching maximum emission, with the exception of  $\text{NO}_2$ , which took longer. In the pine wood, the  $\text{NO}$  anticipated the  $\text{CO}$ , but the latter showed no differences either with the  $\text{NO}_2$  or the  $\text{NO}_x$ , and the  $\text{SO}_2$  took the most time to reach its maximum.

It was calculated that in the fires of *Pinus hartwegii* forests, there are emissions of  $4.069 \text{ kg NO ha}^{-1}$ ;  $3.652 \text{ kg NO}_2 \text{ ha}^{-1}$ ;  $9.372 \text{ kg NO}_x \text{ ha}^{-1}$ ;  $198.685 \text{ kg CO ha}^{-1}$ ;  $2.838 \text{ kg SO}_2 \text{ ha}^{-1}$ .

—End of the English version—



- Chandler, C., P. Cheney, P. Thomas, L. Trabaud, and D. Williams. 1983. Fire in forestry. Vol. I: Forest Fire Behavior and Effects. John Wiley and Sons. New York. 450 p.
- COCODER (Comisión Coordinadora para el Desarrollo Rural). 1988. Informe y resultados del proyecto evaluación de combustibles forestales en las zonas de protección extensiva a cargo de COCODER. México, D. F. 242 p.
- Congressional Committee. 1989. The effects of fire smoke on firefighters. A comprehensive study plan. National Wildfire Coordinating Group, USDA Forest Service, The John Hopkins University. 32 p.
- Countryman, C. C. 1971. Carbon monoxide: a fire fighting hazard. USDA, FS. Southwest Forest and Range Experiment Station. Berkeley, California. U.S.A. 49 p.
- DeBano, L. F., D. G. Neary, and P. F. Ffolliott. 1998. Fire's Effects on Ecosystems. J. Wiley. New York. 333 p.
- Dreisbach, T., and W. O. Roberson. 1998. Manual de Toxicología Clínica. 6ª ed. Ed. Manual Moderno. México, D.F. 299 p.
- Finlanson-Pitts, and J. N. Pitt. 1986. Atmospheric Chemistry Fundamentals and Experimental Techniques. J. Wiley. New York. 1098 p.
- Gómez, K. A., and A. A. Gómez. 1984. Statistical Procedures for Agricultural Research. J. Wiley. New York. 680 p.
- Labart, J. M., and J. Warantz. 1993. Emissions from the combustion process. *In*: Fire in the Environment. Crutzen, P. J., Goldammer, J. G. (eds.). Wiley. New York. pp: 345-356.
- Littell, R. C., G. A. Milliken, W. W. Stroup, and R. D. Wolfinger. 1999. SAS System for Mixed Models. SAS Institute. Cary, N.C. 633 p.
- Lyons, W. A., T. E. Nelson, E. R. Williams, J. A. Cramer, and T. R. Turner. 1998. Enhanced positive cloud-to-ground lightning in thunderstorms ingesting smoke from fires. *Science* 282(2):77-80.

- Martin, R. E. 1976. Prescribed burning for site preparation in the inland northwest. *In: Tree Planting in the Inland Northwest*. Baumgartner, D. M., Boyd, R. J., (eds.). Washington State University. Pullman. pp: 134-156.
- McMahon, C. K. 1976. Effects of forest emissions on air quality. Fire by prescription. Symposium Proceedings. Atlanta, Georgia. Oct. 13-15, 1976. USDA, FS. pp: 75-82.
- NASF (National Association of State Foresters), NFPA (National Fire Protection Association), USDA, FS(United States Department of Agriculture, Forest Service), USDI (United States Department of Interior), USFA (United States Fire Administration). 1990. Health hazards of smoke. *Wildfire News and Notes* 4(5):3.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 1988. Los incendios forestales aceleran los cambios climáticos. Nairobi, Kenya. 1 p.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 1992. Los gases que producen el efecto de invernadero. UACH, Chapingo, Edo. de Méx. 41 p.
- Pyne, S. J., P. L. Andrews, and R. D. Laven. 1996. *Introduction to Wildland Fire*. 2nd ed. J. Wiley. New York. 769 p.
- Rodríguez Trejo, D. A. y A. Sierra Pineda. 1995. Evaluación de los combustibles forestales en los bosques del Distrito Federal. *Ciencia Forestal en México* 20(77):197-218.
- Sandberg, C. V., J. M. Pierovich, D. G. Fox, and E. W. Ross. 1979. Effects of fire on air: A state of knowledge review. USDA, FS. General Technical Report WO-9. 40 p.
- SAS Institute. *Statistical Analysis System*. v. 6.12. Cary, N.C. (software).