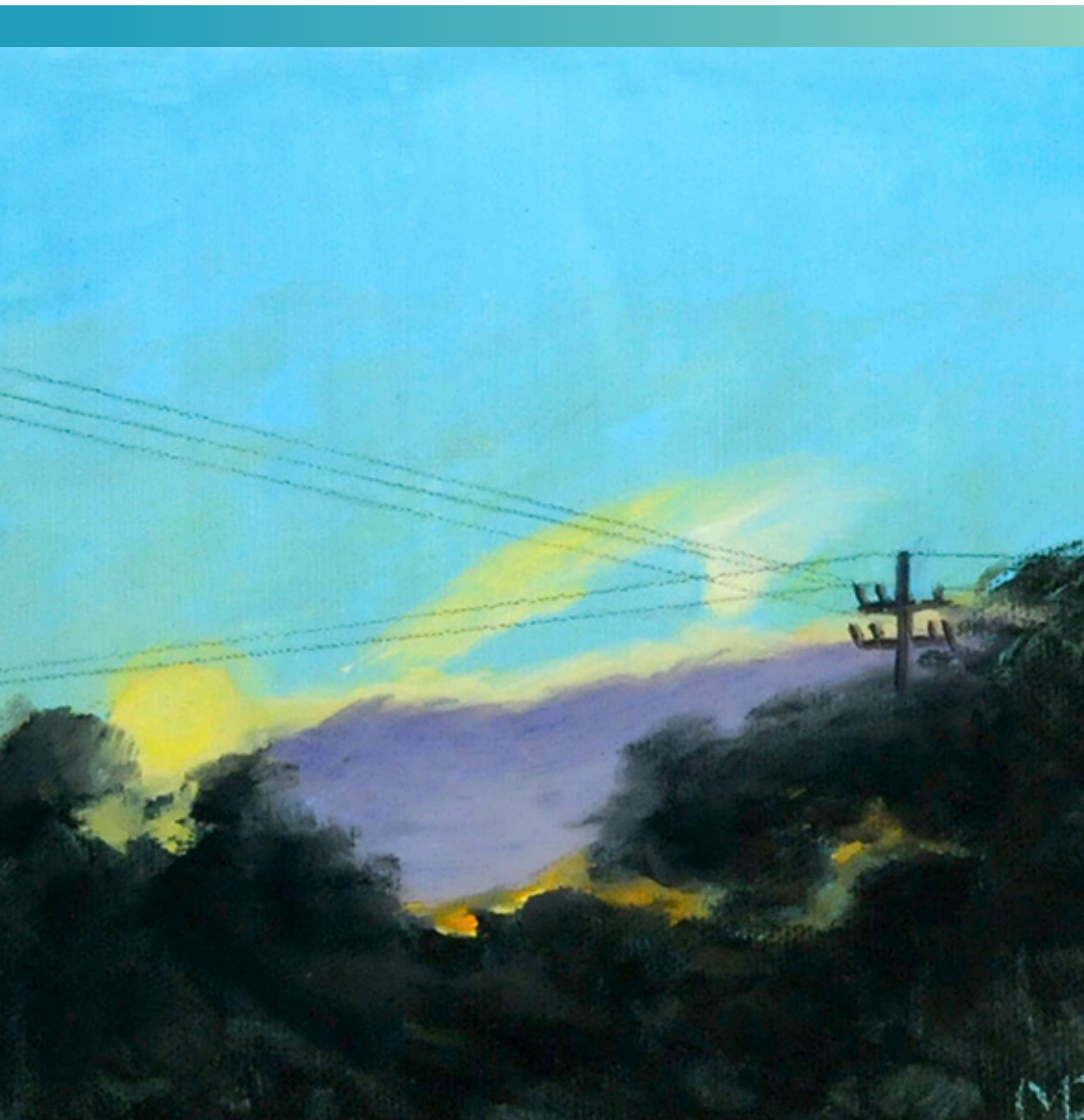


# Calidad del aire



# Capítulo 14. Calidad del aire

## Autores y colaboradores

### Autor principal de coordinación federal

**Christopher G. Nolte**, US Environmental Protection Agency

### Autor principal del capítulo

**J. Jason West**, University of North Carolina at Chapel Hill

### Autores del capítulo

**Michelle L. Bell**, Yale University

**Arlene M. Fiore**, Massachusetts Institute of Technology, Department of Earth, Atmospheric, and Planetary Sciences

**Panos G. Georgopoulos**, Rutgers University

**Jeremy J. Hess**, University of Washington

**Loretta J. Mickley**, Harvard University

**Susan M. O'Neill**, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station

**Jeffrey R. Pierce**, Colorado State University

**Robert W. Pinder**, US Environmental Protection Agency

**Sally Pusede**, University of Virginia

**Drew T. Shindell**, Duke University

**Sacoby M. Wilson**, University of Maryland

### Contribuyentes técnicos

**William R. L. Anderegg**, University of Utah

**Bhargavi Chekuri**, University of Colorado School of Medicine

**Nina Gabrielle G. Domingo**, Yale University

**Isabella M. Dressel**, University of Virginia

**Stuart Illson**, University of Washington

**Jean-Francois Lamarque**, National Center for Atmospheric Research

**Yuhao Pan**, unaffiliated

**Robbie M. Parks**, Columbia University

**Muye Ru**, Morgan Stanley

**Cascade Tuholske**, Montana State University

**Editor revisor**

**Neal Fann**, US Environmental Protection Agency

**Arte de apertura de capítulo**

**Margaret Plumley**

**Cita recomendada**

West, J.J., C.G. Nolte, M.L. Bell, A.M. Fiore, P.G. Georgopoulos, J.J. Hess, L.J. Mickley, S.M. O'Neill, J.R. Pierce, R.W. Pinder, S. Pusede, D.T. Shindell, and S.M. Wilson, 2023: Cap. 14. Calidad del aire. En: *La Quinta Evaluación Nacional del Clima*. Crimmins, A.R., C.W. Avery, D.R. Easterling, K.E. Kunkel, B.C. Stewart, and T.K. Maycock, Eds. U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA. <https://doi.org/10.7930/NCA5.2023.CH14.ES>

# Índice de Contenidos

<b>Introducción .....</b>	<b>5</b>
Mensaje clave 14.1 <b>El cambio climático obstaculizará los esfuerzos por mejorar la calidad del aire en los EE. UU. ....</b>	<b>6</b>
Mensaje clave 14.2 <b>El aumento del humo de los incendios forestales perjudica la salud humana y cataliza nuevas estrategias de protección .....</b>	<b>10</b>
Mensaje clave 14.3 <b>La contaminación del aire suele ser peor en las comunidades de color y de bajos ingresos .....</b>	<b>13</b>
Mensaje clave 14.4 <b>El cambio climático empeora la exposición al polen y afecta negativamente la salud .....</b>	<b>16</b>
Mensaje clave 14.5 <b>Las políticas pueden reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y mejorar la calidad del aire simultáneamente .....</b>	<b>19</b>
<b>Cuentas trazables.....</b>	<b>23</b>
Descripción del proceso .....	23
Mensaje clave 14.1.....	23
Mensaje clave 14.2.....	26
Mensaje clave 14.3.....	27
Mensaje clave 14.4.....	29
Mensaje clave 14.5.....	30
<b>Referencias .....</b>	<b>33</b>

## Introducción

Una buena calidad del aire es vital para la salud humana y el medio ambiente. El ozono y las partículas (Particulate Matter,  $PM_{2.5}$ ) finas son contaminantes del aire con efectos generalizados sobre la salud y el medio ambiente que proceden de emisiones de diversas fuentes naturales y de la actividad humana, como la industria, las centrales eléctricas, los vehículos y la agricultura. El ozono es un gas incoloro que se forma en la atmósfera a partir de las emisiones de otros compuestos. A nivel del suelo, el ozono es un potente oxidante que, cuando se inhala, afecta el sistema respiratorio y cardiovascular, causa una amplia gama de problemas de salud, como daños pulmonares y mortalidad prematura<sup>1,2</sup>. También daña los cultivos y la vegetación natural<sup>1,3</sup>. Las  $PM_{2.5}$  se definen como partículas suspendidas en el aire con un diámetro igual o inferior a 2.5 micrómetros, unas 30 veces más pequeñas que el grosor de un cabello humano. Estas pequeñas partículas pueden ser inhaladas por los pulmones y provocar problemas de salud como enfermedades cardiovasculares, resultados adversos en el parto, enfermedades neurológicas y un mayor riesgo de muerte<sup>4,5,6,7,8,9,10</sup>. Las  $PM_{2.5}$  son una mezcla compleja de sustancias sólidas y líquidas<sup>11</sup>, incluidas las partículas emitidas directamente por la combustión y las que se forman en la atmósfera a partir de gases emitidos por fuentes naturales y humanas. Las  $PM_{2.5}$  también contribuyen a la niebla regional, la cual puede impedir el disfrute de vistas panorámicas, incluso en los parques nacionales.

El ozono troposférico y las  $PM_{2.5}$  han disminuido en Estados Unidos (EE. UU.) gracias a los programas de reducción de emisiones. De 2000 a 2020, los niveles extremos de ozono (percentil 98) disminuyeron un 18 %<sup>12</sup>, y el promedio anual de las  $PM_{2.5}$  disminuyeron un 41 %<sup>13</sup>. Se proyecta que las continuas reducciones de las emisiones de origen humano producirán un aire aún más limpio en los EE. UU.<sup>14,15</sup>.

A pesar de estas mejoras, en 2021 casi 102 millones de personas vivían en zonas donde los niveles de contaminación superaban las normas de calidad del aire basadas en la salud<sup>13</sup>. Las estimaciones de muertes anuales en los EE. UU. por exposición al ozono ambiental y a las  $PM_{2.5}$  oscilan entre unas 60,000<sup>16</sup> —más muertes que por accidentes de tráfico, enfermedades renales, cáncer de mama o cáncer de próstata— y 260,000<sup>17,18,19</sup> o más<sup>20</sup>, valoradas entre \$750,000 y \$3 billones (en dólares de 2022)<sup>21,22</sup>. Los daños causados por la contaminación del aire a los cultivos estadounidenses se estiman en aproximadamente \$12,000 millones anuales (en dólares de 2022)<sup>23</sup>. Los impactos negativos de la contaminación del aire no se distribuyen de forma equitativa, y las comunidades de color y las de bajos ingresos sufren una carga desproporcionada<sup>24,25</sup>.

El cambio climático, impulsado principalmente por las emisiones de gases de efecto invernadero (greenhouse gas, GHG) de origen humano que no son perjudiciales para la respiración a los niveles atmosféricos típicos, afecta las concentraciones de contaminantes del aire por múltiples vías (KM 14.1), incluido el humo de los incendios forestales (KM 14.2), y afecta los aeroalérgenos (KM 14.4) con efectos sobre la salud. Los contaminantes del aire también afectan el clima (KM 3.1), y las principales fuentes de contaminantes del aire son también las principales fuentes de emisiones de GHG, lo que sugiere que existe la oportunidad de abordar simultáneamente las metas climáticas y de calidad del aire (KM 14.5). Las desigualdades actuales en la exposición a la contaminación del aire pueden disminuir o empeorar por los impactos del cambio climático y las acciones para reducir las emisiones de GHG (KM 14.3).

## Mensaje clave 14.1

### El cambio climático obstaculizará los esfuerzos por mejorar la calidad del aire en los EE. UU.

Se proyecta que el cambio climático empeore la calidad del aire en muchas regiones de los EE. UU. (*confianza media*), al perjudicar la salud humana y aumentar las muertes prematuras (*muy probable, confianza alta*). Se proyecta que los eventos de calor extremo, que puedan provocar altas concentraciones de contaminación del aire, aumenten en severidad y frecuencia (*muy probable, confianza muy alta*), y el riesgo de exposición al polvo en suspensión y al humo de los incendios forestales aumentará con unas condiciones más cálidas y secas en algunas regiones (*muy probable, confianza alta*). La reducción de las concentraciones de contaminación del aire contribuirá inequívocamente a proteger la salud humana en un clima cambiante.

Las concentraciones de contaminación del aire vienen determinadas por las emisiones naturales y de origen humano y por las condiciones atmosféricas, como la temperatura, la humedad y los vientos. Se proyecta que el cambio climático empeore la calidad del aire en muchas regiones, lo que perjudica la salud humana. Algunos de los mayores aumentos de las  $PM_{2.5}$  y la exposición al ozono se esperan en regiones propensas al calor y la sequía (Figura 14.1) y en zonas donde viven poblaciones vulnerables (KM 14.3). Por ejemplo, el aumento del calor y la sequía ya contribuyen a que los incendios forestales y los episodios de humo asociados sean más frecuentes (KM 14.2, 7.1). Un cambio climático severo, con un calentamiento promedio en los EE. UU. de 9°F-14°F, aumentaría las muertes anuales relacionadas con la contaminación del aire en los EE. UU. a unas 25,000 en 2100, en relación con el año 2000<sup>26,27</sup>. Esta estimación supone un crecimiento de la población pero ningún cambio en las emisiones, incluido el humo de los incendios forestales. Como se proyecta que los incendios forestales y el humo de las  $PM_{2.5}$  aumenten en un clima más cálido (KM 14.2), esta tasa de mortalidad puede ser una subestimación.

Se prevé que el cambio climático altere la meteorología sobre los EE. UU. de varias maneras que degradarán directamente la calidad del aire (Figura 14.1). Por ejemplo, los niveles de ozono son más altos en los días cálidos y soleados porque las reacciones químicas que producen el ozono se aceleran con la temperatura y la luz solar. La exposición a estos episodios de ozono de corta duración se ha relacionado con un aumento de la mortalidad<sup>28</sup>. Algunos gases que producen ozono y  $PM_{2.5}$  proceden de los suelos y la vegetación, y estas emisiones son sensibles a la temperatura y las precipitaciones. Estos procesos suelen ocasionar niveles de contaminación más altos durante las olas de calor, cuando la exposición a las  $PM_{2.5}$  parece ser especialmente perjudicial<sup>29,30,31,32</sup>.

Los episodios locales de contaminación del aire también están fuertemente ligados a los patrones meteorológicos a gran escala<sup>33,34,35,36</sup>. Por ejemplo, los frentes fríos arrastran aire limpio por el este de los EE. UU. y limpian el aire de contaminación<sup>37</sup>. No se sabe muy bien cómo el cambio climático afectará estos patrones a gran escala. En el este de los EE. UU., los episodios de contaminación más graves y persistentes suelen coincidir con el calor extremo<sup>38</sup>. Los episodios de estancamiento del aire, donde los vientos débiles proporcionan poca ventilación cerca del suelo, favorecen la acumulación de contaminación. Se proyecta que los casos de calor y estancamiento del aire aumenten con el cambio climático<sup>39</sup>. También se espera un empeoramiento de la contaminación del aire a medida que se alargue la estación cálida, con una mayor contaminación durante la primavera y el otoño<sup>40,41</sup>. Otros cambios meteorológicos que acompañan al cambio climático pueden mejorar la calidad del aire. Por ejemplo, el aumento de la humedad puede reducir el ozono



mediante reacciones químicas, mientras que el aumento de las precipitaciones puede eliminar las  $PM_{2.5}$  de la atmósfera (Figura 14.1).

El metano, un GHG clave que contribuye al calentamiento a corto plazo (KM 14.5), es una fuente de ozono de fondo global cuando sufre oxidación química en presencia de óxidos de nitrógeno<sup>42,43</sup>. El aumento continuado de las emisiones de metano procedentes de los humedales y de las actividades humanas elevaría los niveles de ozono de fondo, incluso en invierno (KM 3.1)<sup>44,45</sup>, lo que aumenta el potencial de una temporada de ozono más larga que comience antes en primavera<sup>46</sup>. Al igual que ocurre con los episodios de ozono, la exposición a largo plazo al ozono de fondo también aumenta la mortalidad<sup>2,47</sup>.

La respuesta del ozono y las  $PM_{2.5}$  al cambio climático —y sus impactos asociados sobre la salud— variará regionalmente, reflejando el balance neto de varios procesos químicos complejos, meteorológicos y de pequeña escala, que varían espacialmente y con el tiempo (Figura 14.1)<sup>48,49,50</sup>. En el Medio Oeste y el Noreste, se espera que el ozono a lo largo de todo el año aumente en 2035 en un escenario muy alto (RCP8.5)<sup>51</sup>. En California y el Noreste, el aumento de las temperaturas en un escenario moderado (RCP4.5) duplicaría el número de episodios de ozono intensos en la década de los años 50 de este siglo con respecto a principios de este siglo<sup>52</sup>, con nuevos aumentos del ozono promedio estival en esas regiones de aquí a 2100<sup>53</sup>. La proyección de las futuras emisiones de  $PM_{2.5}$  es complicada, ya que los diferentes tipos de  $PM_{2.5}$  se espera que respondan de manera diferente al cambio climático<sup>51,54</sup>. Se espera que los incendios forestales aumenten las  $PM_{2.5}$  en el Oeste y Alaska (KM 14.2). Su accidentada topografía occidental la hace especialmente sensible a los  $PM_{2.5}$ , especialmente en invierno, cuando los valles montañosos atrapan el aire contaminado<sup>55</sup>. La disminución de la superficie lacustre en algunas zonas del Oeste montañoso, provocada principalmente por el uso humano del agua pero también por el cambio climático, ha dejado al descubierto los lechos de los lagos y ha aumentado las emisiones de polvo<sup>56,57,58</sup>. Se proyecta que esta disminución de la superficie de los lagos continúe a medida que aumenten las temperaturas y disminuya el manto nivoso (KM 4.1), con nuevos aumentos de polvo<sup>59,60,61</sup>. En el árido Suroeste, se espera que las concentraciones de polvo se dupliquen para 2100, en comparación con 2010, debido a condiciones más cálidas y secas (KM 6.1, 28.3, 28.4)<sup>62,63</sup>. Múltiples estudios coinciden en que se espera que el cambio climático aumente las concentraciones de  $PM_{2.5}$  en el Noreste<sup>40,49,64</sup>.

## Impactos del cambio climático sobre el ozono y las partículas finas (PM<sub>2.5</sub>) en Estados Unidos



**Wildfires**  
Ozone: +  
PM<sub>2.5</sub>: +

Increasing wildfires will degrade air quality.



**Heatwaves**  
Ozone: +  
PM<sub>2.5</sub>: +

High temperatures and clear skies can increase pollution.



**Temperatures**  
Ozone: +  
PM<sub>2.5</sub>: +

Overall, pollution concentrations will increase as temperatures rise.



**Drought**  
Ozone: +  
PM<sub>2.5</sub>: +

Drought will decrease uptake of ozone by vegetation and increase dust PM<sub>2.5</sub>.



**Biogenic emissions**  
Ozone: +  
PM<sub>2.5</sub>: +

Warmer temperatures will increase pollutant sources from vegetation and soil.



**Precipitation**  
Ozone: Little change  
PM<sub>2.5</sub>: -

Higher precipitation may wash out PM<sub>2.5</sub>.



**Regional transport**  
Ozone: ?  
PM<sub>2.5</sub>: ?

Transport of pollution may change, but the trends are unclear.



**Humidity**  
Ozone: -  
PM<sub>2.5</sub>: +

Higher humidity will reduce ozone but increase PM<sub>2.5</sub>.



**Stagnation**  
Ozone: ?  
PM<sub>2.5</sub>: ?

Pollutants accumulate during stagnant periods, but trends in stagnation are uncertain.

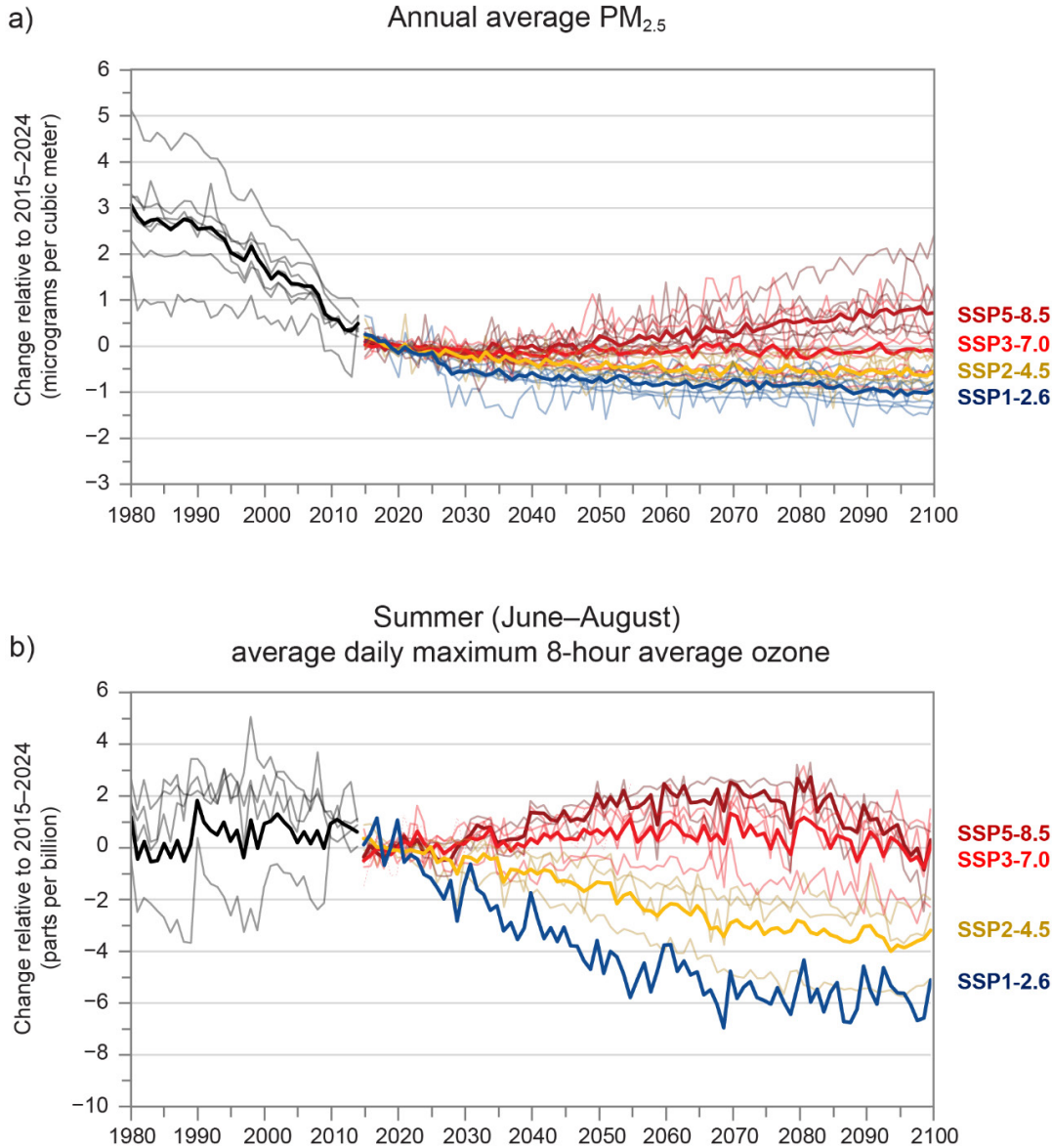
### El cambio climático tendrá efectos variables sobre el ozono y las partículas finas (PM<sub>2.5</sub>) incluso a través de impactos en las emisiones sensibles a las condiciones meteorológicas.

**Figura 14.1.** Se proyecta que el cambio climático altere las concentraciones de dos contaminantes del aire clave en los EE. UU., el ozono y las PM<sub>2.5</sub> a través de varios procesos. Los íconos rojos indican un aumento del ozono y de las PM<sub>2.5</sub> y el ícono azul indica una disminución de las PM<sub>2.5</sub>. Los signos más y menos indican la respuesta prevista de los contaminantes a los cambios meteorológicos provocados por el clima. Los signos de interrogación y los íconos morados denotan incertidumbre en la respuesta o en cómo cambiará el proceso meteorológico con el cambio climático. Dadas las incertidumbres y las diferencias regionales en las respuestas a la contaminación, no se presenta la magnitud de estas respuestas. Los mensajes clave 14.1 y 14.2 proporcionan descripciones más detalladas de los mecanismos involucrados. Adaptado de The Royal Society 2021<sup>65</sup> [CC BY 4.0].

El efecto adverso del cambio climático sobre el aire que respiramos se conoce como penalización climática sobre la calidad del aire, en la que el cambio climático contrarresta algunos de los beneficios esperados de la reducción de emisiones<sup>66</sup>. La Figura 14.2 ilustra cómo puede variar la calidad del aire en diferentes escenarios de fuentes de contaminación del aire y los GHG en décadas futuras. En general, se prevé que el cambio climático empeore la calidad del aire, aunque las medidas que adopten en la actualidad los responsables de elaborar políticas y las comunidades podrían contrarrestar este resultado. Una mayor reducción de las emisiones de origen humano que contribuyen al ozono y a los PM<sub>2.5</sub> se espera que disminuyan esta penalización climática y limiten los efectos adversos para la salud<sup>15,64,67,68</sup>.



## Cambios históricos simulados y proyectados de las partículas finas (PM<sub>2.5</sub>) y el ozono



**La reducción de las emisiones de origen humano que contribuyen al ozono y a las partículas finas (PM<sub>2.5</sub>) mejorarán la calidad del aire en un clima cambiante.**

**Figura 14.2.** La calidad futura del aire depende tanto de las medidas de control de la contaminación del aire como del cambio climático. Las concentraciones de contaminantes modeladas se muestran promediadas sobre Estados Unidos continental, con el período histórico en negro y las proyecciones en varios colores, para (a) promedio anual de las PM<sub>2.5</sub> y (b) promedio diario máximo de ozono en 8 horas en verano (junio-agosto), una medida de la contaminación por ozono. Las tendencias se muestran en relación con el valor promedio de 2015-2024. Las mejoras históricas de la calidad del aire reflejan las políticas de aire limpio. Las líneas gruesas son valores promedio multimodelo. Las líneas finas muestran simulaciones de modelos individuales, lo que indica las incertidumbres de los procesos modelados y la variabilidad meteorológica natural para cada escenario. La concentración en los estados continentales refleja la mayor influencia de las emisiones nacionales en comparación con otras regiones de los EE. UU. (Alaska, Hawaii y las Islas del Pacífico afiliadas a los EE. UU. y el Caribe estadounidense), donde se espera que el equilibrio de los procesos que contribuyen a la contaminación y las respuestas al cambio climático sean diferentes. Estas proyecciones no incluyen la fuerte influencia prevista del cambio climático en el humo de los incendios forestales. Las simulaciones del modelo se describen en Turnock et al. 2020<sup>15</sup>. Créditos de la figura: Massachusetts Institute of Technology. Consulte los metadatos de las figuras para conocer otros colaboradores.

## Mensaje clave 14.2

## El aumento del humo de los incendios forestales perjudica la salud humana y cataliza nuevas estrategias de protección

Los incendios forestales emiten gases y partículas finas perjudiciales para la salud humana, que contribuyen a la mortalidad prematura, al asma y otros problemas de salud (*confianza muy alta*). El cambio climático contribuye al aumento de la frecuencia y la severidad de los incendios forestales, lo que empeora la calidad del aire en muchas regiones de Estados Unidos continental y Alaska (*probable, confianza alta*). Aunque siguen existiendo grandes retos, las nuevas medidas de comunicación y mitigación reducen una parte de los peligros del humo de los incendios forestales (*confianza media*).

Los grandes incendios forestales se han hecho más frecuentes en el oeste de los EE. UU. en las décadas reciente. Aunque los incendios forestales se producen de forma natural, el cambio climático y otras influencias humanas han aumentado su probabilidad (enfoque en los incendios forestales del occidente; KM 28.5; Figura A4.14)<sup>69</sup>. Se proyecta que los incendios forestales aumenten en muchas regiones durante el próximo siglo (KM 27.2)<sup>70,71,72,73</sup>. Los humos contaminantes emitidos por los incendios forestales afectan negativamente la salud humana, la visibilidad y la generación de energía solar<sup>74,75</sup>. Los incendios forestales son los que más contribuyen a las emisiones de las PM<sub>2.5</sub> en algunas partes del oeste de los EE. UU.<sup>74,76,77</sup> e impactan la calidad del aire en todo Estados Unidos (Figura 14.3). Estas concentraciones podrían aumentar, sobre todo en el oeste de los EE. UU., a finales de siglo<sup>78</sup>, compensando las mejoras derivadas de la reducción de las emisiones de contaminantes del aire de origen humano<sup>71,79</sup>.

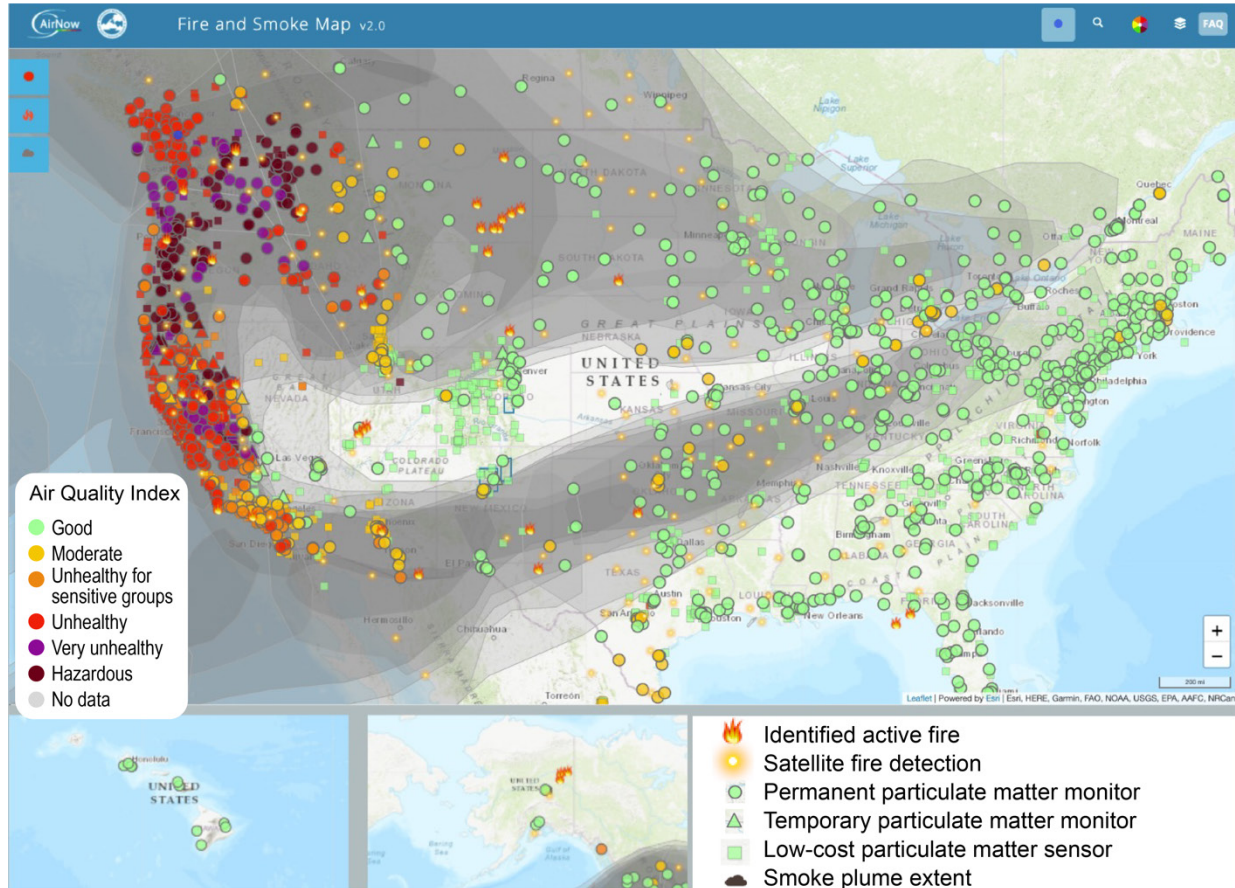
Los incendios forestales emiten PM<sub>2.5</sub> y otros contaminantes del aire, incluidos compuestos orgánicos volátiles (volatile organic compounds, VOC), óxidos de nitrógeno (que contribuye a la generación de ozono en los penachos) y especies tóxicas gaseosas y de partículas<sup>74,77</sup>. Desde la publicación de la Cuarta Evaluación Nacional del Clima en 2018, los estudios han revelado factores que influyen en la mezcla de contaminantes del humo, entre los que se incluyen los siguientes: 1) el aumento del ozono por el humo puede verse amplificado cuando este se mezcla con la contaminación urbana<sup>80,81</sup>; 2) las reacciones químicas en los penachos cambian la composición de las PM<sub>2.5</sub> pero generalmente no su cantidad<sup>82</sup>; y 3) las concentraciones de VOC peligrosos suelen disminuir con la edad del penacho debido a pérdidas químicas<sup>77</sup>, pero las estructuras quemadas en incendios forestales podrían emitir material tóxico adicional, lo que aumenta los riesgos para la salud en la interfaz urbano-forestal<sup>74,83,84</sup>. Por último, los microbios emitidos por los incendios y transportados en el humo sugieren que la región afectada biológicamente por los incendios es más extensa de lo que se pensaba<sup>85,86,87</sup>.

La exposición humana a los contaminantes del humo se asocia con la mortalidad, el asma y otros problemas respiratorios, así como con peores resultados en el nacimiento, las tasas de infección por el COVID-19 (enfoque en el COVID-19 y el cambio climático) y el bienestar emocional<sup>88,89,90,91,92,93,94,95</sup>. En la actualidad, la exposición al humo de tabaco en los EE. UU. provoca entre 1,000 y 9,000 visitas al hospital y al servicio de urgencias y entre 6,000 y 30,000 muertes al año<sup>96,97</sup>. El humo puede impactar de forma desproporcionada determinadas subpoblaciones raciales, étnicas, ocupacionales y etarias, tanto en zonas urbanas como rurales (KM 22.2)<sup>76,98,99,100</sup>, pero las subpoblaciones más impactadas no coinciden en todos los estudios. A medida que aumente la actividad futura de los incendios forestales en algunas regiones de los EE. UU., también se espera que aumenten las tasas de mortalidad y las hospitalizaciones por causas respiratorias atribuibles a los incendios forestales (KM 27.5)<sup>71,101</sup>.

El fuego es parte natural de muchos ecosistemas. Los gestores de tierras utilizan el fuego prescrito para promover la salud de los ecosistemas y reducir la vulnerabilidad a los incendios intensos (KM 7.3, 28.5)<sup>102</sup>, especialmente en un clima cambiante<sup>103,104</sup>. Las comunidades indígenas llevan mucho tiempo utilizando el fuego para proteger su entorno (KM 16.3)<sup>105,106</sup>. Las emisiones de los incendios prescritos varían mucho según la región y la estación del año<sup>107</sup>, pero suelen ser mucho menores por acre que las de los incendios forestales<sup>74</sup>. La actividad de los incendios prescritos podría aumentar en algunas regiones a medida que los gestores de tierras intenten reducir la frecuencia, la intensidad y la propagación de los incendios forestales en un clima cambiante (KM 7.3)<sup>103,104</sup>. Aunque la calidad del aire y los impactos sobre la salud están asociados al humo de los incendios prescritos (KM 22.2)<sup>108</sup>, pero los que están bien diseñados y dirigidos a lugares específicos tienen el potencial de reducir la exposición general al humo<sup>109</sup> y los impactos sobre la salud de los incendios forestales posteriores<sup>110,111</sup>.

Avances en teledetección y mejora de los sistemas de predicción de humo<sup>112,113,114,115,116</sup>, combinados con mejores estrategias de comunicación<sup>117</sup>, ayudan a proteger a la población de condiciones de humo que no son saludables (Figura 14.3). Las técnicas de reducción de la exposición al humo, incluidas las mascarillas y los filtros de aire portátiles, pueden ayudar a las personas a limitar la cantidad de las PM<sub>2.5</sub> que se inhalan durante un evento de humo<sup>117,118,119,120,121</sup>, así como el polen y otras partículas contaminantes del aire. Los analistas del humo sintetizan datos modelados, de satélite y de monitoreo para crear pronósticos diarios<sup>122</sup> que llegan al público en general, incluidas las comunidades desatendidas, por ejemplo, mediante traducciones al español. La comunicación de estos pronósticos y técnicas para reducir la exposición al humo se produce a través de programas entre agencias federales<sup>117,123</sup>, estatales y tribales, así como a través de las redes sociales. Sin embargo, las personas tienden a adoptar medidas de protección, como permanecer en interiores y utilizar filtros de aire, en respuesta a los síntomas de la exposición en vez de tomar medidas preventivas<sup>124</sup>. Se necesitaría más trabajo para cuantificar y comunicar los beneficios de las acciones de reducción de la exposición<sup>125,126</sup>.

## Impactos del humo de los incendios forestales en la calidad del aire



**El humo de los incendios forestales afecta la calidad del aire en todo el país.**

**Figura 14.3.** El humo de los incendios forestales puede afectar la vida cotidiana de las personas en todo el país, como se comunicó en tiempo real al público el 13 de septiembre de 2020, en el Mapa de Incendios y Humo de AirNow (<https://fire.airnow.gov/>). Los monitores que miden las partículas están codificados por colores según el índice de calidad del aire, desde el verde para una buena calidad del aire hasta el marrón para una calidad peligrosa. Aquí se muestran las condiciones de calidad del aire desde insalubres hasta peligrosas en múltiples monitores (iconos de círculo, triángulo y cuadrado) en el oeste de los EE. UU., y las imágenes de satélite (gris) muestran el humo que se extiende por gran parte de Norteamérica. Ese día, el Caribe estadounidense estaba libre de humo y aún no se disponía de datos de monitores o sensores, por lo que no se muestra la región. No se dispone de datos sobre las Islas del Pacífico afiliadas a los EE. UU. Adaptado de EPA 2022<sup>127</sup>. Mapa base: Copyright © 2022 Esri y sus licenciantes. Todos los derechos reservados.



## Mensaje clave 14.3

### La contaminación del aire suele ser peor en las comunidades de color y de bajos ingresos

Las comunidades de color, las personas con bajo nivel socioeconómico y otras poblaciones marginadas se ven perjudicadas de forma desproporcionada por la mala calidad del aire (*confianza muy alta*). En las próximas décadas, estas mismas comunidades se enfrentarán, en promedio, a un empeoramiento de la carga acumulada de contaminación del aire provocada por los riesgos derivados del cambio climático (*muy probable, confianza alta*). La toma de decisiones centrada en la distribución equitativa de las mejoras de la calidad del aire, y no solo en la reducción global de las emisiones, es fundamental para reducir las desigualdades en materia de contaminación del aire (*confianza alta*).

La contaminación del aire afecta de forma desproporcionada a las personas de color y de bajo nivel socioeconómico, tanto en las ciudades como en las zonas rurales<sup>128,129,130,131</sup>. Aunque la calidad del aire ha mejorado en las décadas recientes, las disparidades por contaminación del aire han persistido<sup>132,133,134,135,136,137</sup>. Existe un patrón claro de más fuentes de contaminación del aire ubicadas en comunidades de color y vecindarios de bajos ingresos. Los gases de los escapes del tráfico diésel se encuentran entre las mayores fuentes de desigualdades por contaminación del aire en las zonas urbanas<sup>138</sup>, mientras que otros emisores, incluidas las instalaciones industriales<sup>25,139</sup>, quemas agrícolas prescritas<sup>140</sup>, operaciones concentradas de alimentación animal<sup>141,142,143,144,145</sup>, generación de energía<sup>146</sup> e infraestructuras de petróleo y gas,<sup>147,148</sup> contribuyen a las disparidades en materia de contaminación del aire entre las ciudades y los entornos rurales. El racismo en las prácticas y políticas históricas ha contribuido a las desigualdades actuales, al proteger a las zonas blancas de la contaminación y al desinvertir y descargar esos costos en las comunidades de color, por ejemplo, a través de retención de fondos para préstamos de vivienda o seguros (*redlining*) y la segregación de la vivienda<sup>149,150,151</sup>.

Los impactos sobre la salud de la distribución desigual de la contaminación del aire se ven magnificados por factores como reducción del acceso a la nutrición, apoyo social e institucional y servicios de atención médica, así como el estrés psicosocial provocado por el racismo y la pobreza<sup>152</sup>. Como consecuencia, un nivel determinado de contaminación del aire puede causar más daño a las personas de color y a las de nivel socioeconómico más bajo<sup>30,152,153,154</sup>. Las desigualdades medioambientales a menudo se solapan, como la exposición tanto a la mala calidad del aire como a un calor urbano superior a la promedio (KM 21.3)<sup>155,156</sup>. La exposición combinada a la contaminación del aire y a las altas temperaturas del aire puede empeorar los problemas de salud<sup>29,30,157,158</sup>. Las desigualdades medioambientales también suelen agravarse de forma que exacerban los impactos negativos; por ejemplo, la reducción de la cubierta arbórea, común en las comunidades urbanas de color<sup>159</sup>, intensifica el calor urbano (KM 12.2) y afecta la calidad del aire (KM 14.1). Disparidades en el acceso al aire acondicionado<sup>160,161</sup> y otras diferencias en las viviendas pueden aumentar la infiltración de la contaminación del aire exterior y el humo de los incendios forestales en los hogares y las escuelas de las comunidades de color y los vecindarios de bajos ingresos<sup>162</sup>, y los hogares con bajos ingresos pueden tener menos capacidad para asumir la filtración del aire en el hogar.

Se proyecta que un aumento de 2 °C (3.6 °F) de la temperatura promedio mundial con respecto al de 1986-2005 empeorará las emisiones de PM<sub>2.5</sub>, para los afroamericanos mayores de 65 años entre un 40 % y un 60 % más que para las personas de otros grupos raciales y étnicos<sup>155</sup>. Se proyecta que este mismo cambio de temperatura provoque tasas sustancialmente más altas de PM<sub>2.5</sub>, para los niños afroamericanos y más pequeños, pero aún desproporcionadas, tasas de aumento para los niños latinos, asiáticos, isleños

del Pacífico y los indios americanos y nativos de Alaska. En las ciudades de Nueva York y Newark (Nueva Jersey), las tendencias proyectadas del estancamiento del aire empeorarán las desigualdades en las concentraciones de dióxido de nitrógeno (nitrogen dioxide,  $\text{NO}_2$ )<sup>163</sup>, un contaminante del aire asociado al asma<sup>164,165</sup>. El impacto del cambio climático en las desigualdades relativas a la calidad del aire puede variar según las fuentes de contaminación y si los contaminantes se emiten directamente o se forman a través de la química (KM 14.1). Sin embargo, el cambio climático puede aumentar las cargas acumuladas y desiguales para la salud relativas a la calidad del aire, como las derivadas de los efectos combinados de la contaminación del aire y la temperatura, aunque la contaminación del aire en sí no empeore<sup>29,30,157,158</sup>.

Las medidas para hacer frente al cambio climático mediante la regulación de los GHG también afectarán la calidad del aire, y la distribución de los beneficios dependerá del enfoque de mitigación. Los programas centrados en las fuentes de GHG con menores costos de mitigación han tenido impactos mixtos en la equidad de la contaminación del aire<sup>166,167</sup>. En California, la regulación de los GHG a través del sistema de límites máximos y comercio de carbono aumentó las emisiones de contaminantes del aire relacionados con la combustión en las comunidades de color y en los vecindarios de bajos ingresos<sup>168</sup>. Los enfoques centrados en la reducción de las emisiones agregadas en una gran región geográfica, o de una sola categoría de emisiones, han demostrado ser menos efectivos que las intervenciones destinadas a reducir las desigualdades en la contaminación del aire en un lugar específico<sup>169</sup>. Se pueden diseñar soluciones para reducir las disparidades y superar los retos asociados a la regulación de los GHG<sup>170,171</sup>.

### Recuadro 14.1. Justicia medioambiental, contaminación del aire y cambio climático: Houston, Texas

La región del Canal de Navegación de Houston es un mosaico de refinerías químicas, autopistas, viviendas y parques infantiles (Figura 14.4; Recuadro 26.1). Los niveles de contaminación del aire a lo largo de esta concurrida vía navegable industrial, que conecta el centro de Houston con la Bahía de Galveston, son de los más altos de la ciudad (Figura 14.5). Las llamaradas y los hedores son habituales<sup>172,173,174</sup>, y a menudo se ignoran las preocupaciones de la comunidad sobre los impactos en la salud. Muchas de las familias afroamericanas, latinas y de clase trabajadora de Houston viven en los vecindarios del Canal de Navegación, donde tienen más probabilidades de respirar la nociva contaminación del aire cancerígena procedente de los camiones diésel y las refinerías<sup>138,175,176,177,178,179,180</sup>. Las comunidades que viven en la línea divisoria de la industria petroquímica se enfrentan a vulnerabilidades constantes, como la doble exposición a la contaminación del aire y al calor, y el peligro de los daños causados a las instalaciones petroquímicas debido a los huracanes fuertes (KM 9.2, 15.2). En 2017, el huracán Harvey desencadenó emisiones industriales generalizadas de contaminantes del aire peligrosos en todo el Canal de Navegación de Houston<sup>181,182,183</sup>. Houston es también el escenario de los estudios fundamentales sobre justicia medioambiental del Dr. Robert Bullard (KM 20.3), donde las organizaciones comunitarias lideran el trabajo para reducir la contaminación del aire y hacer que las comunidades sean más resilientes ante el cambio climático.



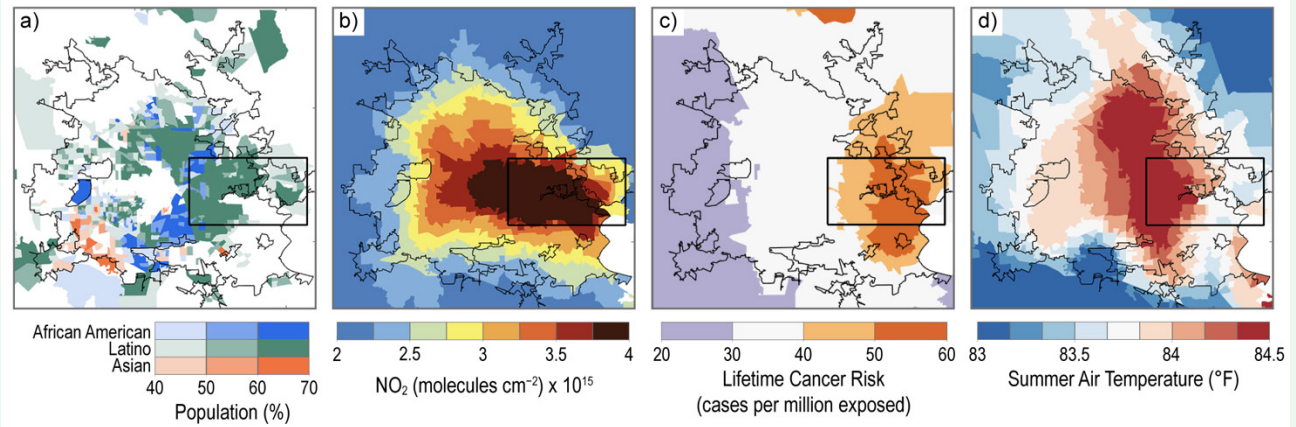
## Exposición a la contaminación del aire en el hogar en la región del Canal de Navegación de Houston



**Las industrias exponen a las personas que viven cerca del Canal de Navegación —a menudo afroamericanos, latinos y residentes con bajos ingresos— a una contaminación del aire perjudicial.**

**Figura 14.4.** Las llamaradas industriales nocturnas exponen a los residentes a la contaminación del aire cerca del Canal de Navegación de Houston, en la comunidad de Deepwater, en Pasadena (Texas), un vecindario principalmente afroamericano, latino y de bajos ingresos. Créditos de la fotografía: ©Cassandra Casados-Klein, Air Alliance Houston.

## Contaminación atmosférica y desigualdades de temperatura en Houston, Texas



**La contaminación del aire, sus impactos sobre la salud y las temperaturas se distribuyen de forma desigual por Houston, Texas.**

**Figura 14.5.** La calidad del aire y las temperaturas varían en Houston, Texas (área urbanizada delineada en negro). (a) Para cada vecindario, se muestra el grupo racial o étnico más numeroso: Afroamericanos (azul), latinos (verde) y asiáticos (naranja). Los niveles por encima del promedio (b) de dióxido de nitrógeno ( $\text{NO}_2$ ; en 2019), (c) de riesgos de cáncer a lo largo de la vida asociados a la exposición crónica a la contaminación del aire por millón de personas igualmente expuestas (2018), y (d) temperaturas del aire en verano (junio-agosto) (2020) se encuentran en vecindarios principalmente afroamericanos y latinos, especialmente los que rodean el Canal de Navegación (recuadro negro). Existe una variabilidad en el tiempo y a escalas espaciales muy finas que puede no captarse aquí. Créditos de la figura: University of Virginia, Columbia University y Montana State University.

### Mensaje clave 14.4

## El cambio climático empeora la exposición al polen y afecta negativamente la salud

El aumento de la exposición a los alérgenos perjudica la salud de las personas que padecen alergias, asma y enfermedad pulmonar obstructiva crónica (chronic obstructive pulmonary disease, COPD) (*confianza muy alta*). El cambio climático de origen humano ya ha provocado que algunas regiones experimenten temporadas polínicas más largas y mayores concentraciones de polen (*muy probable, confianza alta*), y se espera que estas tendencias continúen a medida que cambie el clima (*muy probable, confianza alta*). Los impactos sobre la salud de la creciente exposición al polen pueden contrarrestarse gracias al aumento del acceso a los alergólogos, la mejora del diagnóstico y la gestión de la enfermedad y los sistemas de alerta precoz de la alergia (*confianza alta*).

Las enfermedades alérgicas de las vías respiratorias, como la rinitis alérgica y el asma, están muy extendidas en los EE. UU., son cada vez más frecuentes y suponen una carga económica de varios miles de millones de dólares anuales en costos de servicios de atención médica y pérdida de productividad<sup>184</sup>. La exposición a pólenes y mohos alérgicos (aeroalérgenos) desencadena el desarrollo de enfermedades alérgicas<sup>185,186,187</sup>. La exposición conjunta a aeroalérgenos y contaminantes como el ozono, los óxidos de nitrógeno y las  $\text{PM}_{2.5}$  puede exacerbar los síntomas de la enfermedad alérgica de las vías respiratorias<sup>188,189,190</sup>. La exposición a

aeroalérgenos puede comprometer las defensas antivirales del cuerpo, lo que aumenta posiblemente la susceptibilidad a las infecciones virales respiratorias tanto en personas alérgicas como las que no lo son<sup>186,191</sup>. También es probable que la exposición al polen esté asociada a la mortalidad por COPD<sup>192</sup>. El polen también puede transportar virus<sup>193</sup>.

El clima local afecta las emisiones de pólenes de árboles y gramíneas alérgicos y de esporas de hongos. El cambio climático altera las características de la temporada polínica de los árboles productores de alérgenos durante la primavera y de las gramíneas y malezas durante el verano y el otoño<sup>194</sup>. El aumento del dióxido de carbono atmosférico (CO<sub>2</sub>) puede aumentar la capacidad alérgica del polen<sup>195,196,197</sup>.

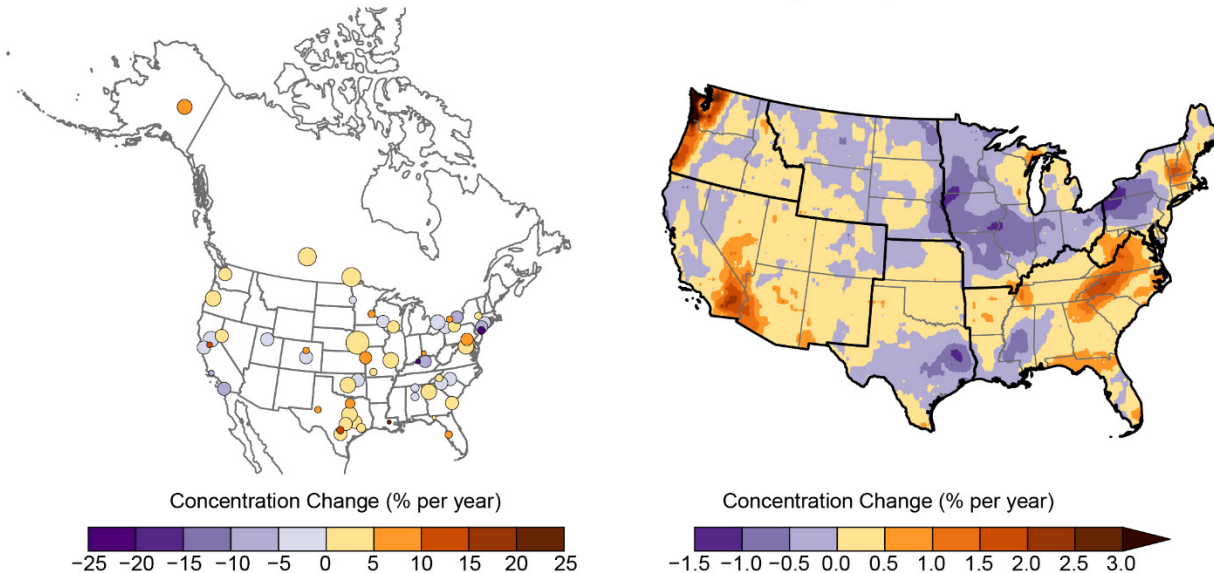
Múltiples regiones de los EE. UU. han experimentado estaciones polínicas más largas e intensas, con fechas de inicio más tempranas y un aumento de las emisiones y de las cargas suspendidas en el aire en los últimos 30 años, lo que ha incrementado el potencial de exposición (Figura 14.6; KM 22.2)<sup>187,194,196,198,199,200,201</sup>. Por ejemplo, la temporada del polen de ambrosía, un importante alérgeno, se ha alargado desde la década de los años 90 del siglo XX (Figura A4.13), y su área de distribución se ha ampliado hacia el norte<sup>202</sup>; la ambrosía crece más rápido, florece antes y produce más polen en zonas con altas concentraciones de CO<sub>2</sub><sup>196,203</sup>. Con el cambio climático, se proyecta que el polen de ambrosía aumente en la mayoría de las regiones (Figura 14.6) y que coincida con ozono alto con mayor frecuencia<sup>204,205</sup>. Asimismo, se proyecta que en la mayoría de las regiones de los EE. UU. aumente el número de días en los que las concentraciones totales de polen superen los umbrales para desencadenar alergias<sup>204,206,207,208</sup>.

El aumento de la frecuencia y la intensidad de las olas de calor, tormentas e inundaciones asociadas al cambio climático también puede intensificar la exposición a los aeroalérgenos. La proliferación de moho aumenta con las inundaciones. Las tormentas eléctricas pueden exacerbar la alergia respiratoria y el asma en pacientes con fiebre del heno, y se han observado fenómenos similares con los mohos<sup>209</sup>.

### Cambios observados y proyectados en el polen debido al cambio climático

a) Observed long-term pollen trends

b) Projected changes in ragweed pollen concentrations



**El polen ha aumentado en muchas regiones de los EE. UU. y se proyecta que siga aumentando a medida que cambie el clima.**

**Figura 14.6.** (a) Los aumentos de polen observados a largo plazo se muestran como la tendencia lineal del polen total anual en 60 estaciones (1990-2018). (b) Se muestran los cambios proyectados modelados en las concentraciones medias de polen de ambrosía suspendido en el aire en 2047, en relación con 2004, para las condiciones de cambio climático en un escenario muy alto (RCP8.5). Los tonos amarillo y rojo indican aumentos en las concentraciones de polen, y el tamaño del círculo en el panel (a) refleja el número de años de datos en cada estación. No se dispone de observaciones para muchos estados y territorios afiliados a los EE. UU., y la proyección modelada no incluye los estados y territorios no continentales de los EE. UU. En general, se observa un aumento neto de la concentración, con incrementos notables en determinadas zonas y descensos en otras. (a) Adaptado de Anderegg et al. 2021<sup>194</sup> [CC BY 4.0]; (b) adaptado de Ren et al. 2022<sup>210</sup> [CC BY 4.0].

Las enfermedades alérgicas de las vías respiratorias están infradiagnosticadas y muchas terapias están infrautilizadas<sup>211</sup>. Aumentar el acceso a los alergólogos y a las pruebas diagnósticas puede ayudar a aclarar qué exposiciones provocan alergias en las personas y ayudar a desarrollar planes terapéuticos que incluyan terapias médicas e inmunitarias<sup>212</sup>. Permanecer en interiores y utilizar mascarillas para reducir la exposición, así como evitar los alérgenos mediante sistemas de alerta precoz<sup>213</sup> y otras campañas de salud pública, también pueden reducir el impacto<sup>214</sup>. La comprensión de las influencias climáticas sobre la exposición al polen puede servir de base para el diagnóstico y la gestión de la enfermedad, pero sigue sin estar claro si estos y otros avances pueden mitigar el impacto sobre la salud del aumento de la exposición a aeroalérgenos a medida que se calienta el clima.



**Mensaje clave 14.5****Las políticas pueden reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y mejorar la calidad del aire simultáneamente**

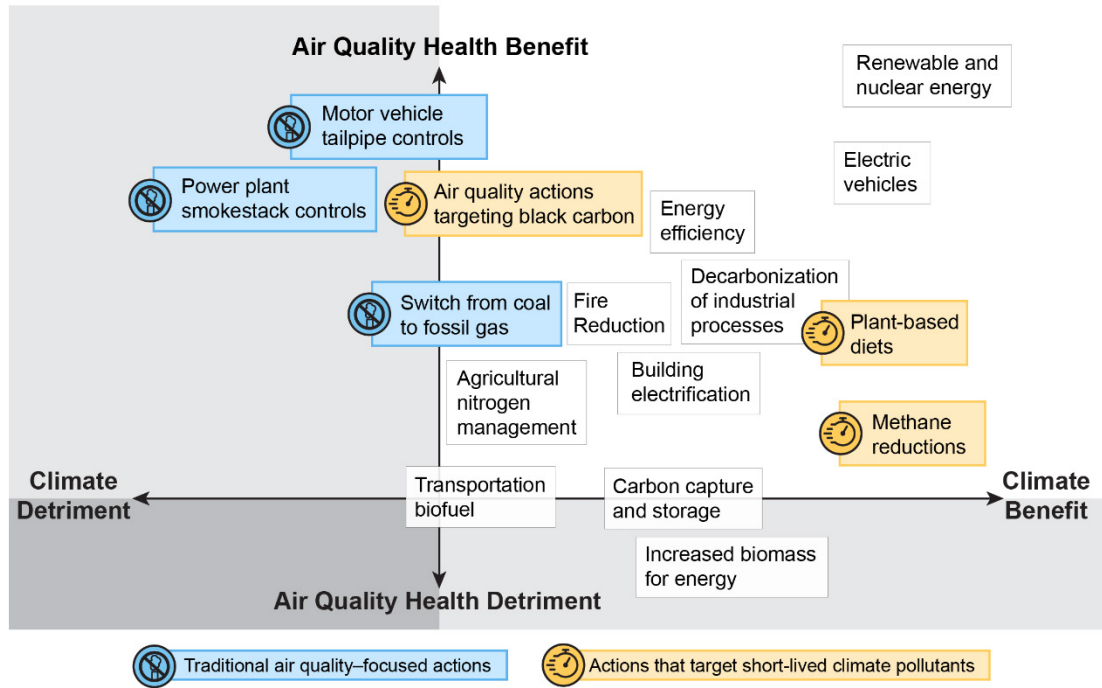
Una reducción sustancial de las emisiones de gases de efecto invernadero en el conjunto de la economía redundaría en una mejora de la calidad del aire y en importantes beneficios para la salud pública (*muy probable, confianza alta*). Para muchas acciones, estos beneficios superan el costo de los controles de las emisiones de gases de efecto invernadero (*probable, confianza alta*). Mediante acciones coordinadas que enfatizan en la reducción del uso de combustibles fósiles, la mejora de la eficiencia energética y la reducción de los contaminantes climáticos de vida corta, Estados Unidos tiene la oportunidad de mejorar en gran medida la calidad del aire al tiempo que reduce sustancialmente su impacto climático, acercándose a cero emisiones netas de CO<sub>2</sub> (*confianza alta*).

El uso de combustibles fósiles es responsable del 92.1 % de las emisiones de CO<sub>2</sub> de los EE.UU.<sup>215</sup> y de la mayoría de las muertes inducidas por las PM<sub>2.5</sub>.<sup>20,216</sup> En consecuencia, las acciones para controlar los GHG, incluidas las reducciones de la demanda energética o los cambios hacia fuentes de energía más limpias, suelen reducir las emisiones de contaminantes del aire de las mismas fuentes, lo que beneficia la calidad del aire y la salud.

Por el contrario, las acciones que han mejorado sustancialmente la calidad del aire en los EE. UU. desde 1990, generalmente, no redujeron las emisiones de GHG, ya que se centraron en tecnologías que eliminan las emisiones contaminantes del aire de las centrales eléctricas, las instalaciones industriales y los vehículos, pero no reducen el consumo de combustibles fósiles, y algunas acciones aumentaron el uso de combustibles fósiles y las emisiones de GHG (Figura 14.7)<sup>215,217,218</sup>. En la década pasada, la sustitución del carbón por energías renovables (eólica y solar) y fuentes con menos emisiones (gas fósil) ha reducido las emisiones tanto de los GHG como de contaminantes del aire<sup>219,220</sup>.

Para mejorar aún más la calidad del aire, se puede optar por controles más estrictos de las chimeneas y los tubos de escape de las fuentes de combustibles fósiles. Alternativamente, los escenarios de mitigación de GHG que cumplen la meta de temperatura a largo plazo del Acuerdo de París y se acercan a las emisiones netas cero en este siglo sustituyen los combustibles fósiles por fuentes de energía más limpias y reducen el uso total de energía (Figura 14.7; KM 32.2)<sup>221,222,223</sup>. Esta transición energética limpia proporcionaría calidad del aire<sup>224</sup> y beneficios para la salud<sup>225</sup> más allá de lo que pueden proporcionar los controles de las chimeneas y los tubos de escape.

## Potencial de las medidas de reducción de emisiones para lograr calidad del aire y beneficios climáticos



**Muchas medidas de reducción de emisiones pueden traer múltiples beneficios para el clima, la calidad del aire y la salud.**

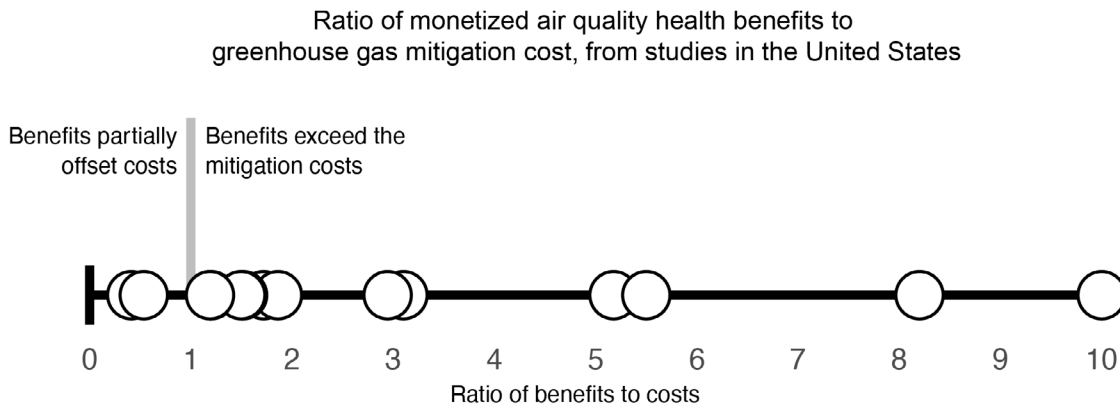
**Figura 14.7.** Las políticas medioambientales para mitigar las emisiones afectarán tanto la calidad del aire como el cambio climático, y las acciones pueden coordinarse para abordar ambos problemas simultáneamente. Los cuadros azules muestran las acciones de mitigación dirigidas a los controles convencionales de la contaminación del aire; los cuadros naranjas muestran las acciones dirigidas a los contaminantes climáticos de vida corta; y los recuadros blancos muestran otros tipos de acciones. Las medidas de reducción de emisiones de la parte superior derecha tienen mayores beneficios para la calidad del aire y el clima. La posición de los cuadros indica el potencial relativo de las acciones, de la más perjudicial a la más beneficiosa, y no debe interpretarse cuantitativamente (p. ej., que una acción tiene el doble de potencial que otra). El tamaño de los cuadros indica cierta incertidumbre, y las acciones contenidos en estos situadas a ambos lados de un eje son inciertas en la dirección del efecto. Abordar el cambio climático exige pasar a las acciones de la parte derecha de la figura, donde muchas opciones mejoran simultáneamente la calidad del aire. Créditos de la figura: EPA, University of North Carolina at Chapel Hill y Duke University.

Se espera que las reducciones de GHG en todos los sectores de la economía disminuyan las emisiones de contaminantes del aire producidas por las mismas fuentes, lo que redundará en beneficios para la calidad del aire y la salud (KM 13.3, 32.4)<sup>226,227,228,229,230</sup>. Cada tonelada métrica de CO<sub>2</sub> reducida se estima que aporta beneficios para la salud<sup>231</sup> que se valoran en 26 estudios estadounidenses entre \$8 y \$430 (en dólares de 2022), con una mediana de \$100 por tonelada de CO<sub>2</sub> (consulte “Cuentas trazables” para conocer más detalles sobre los estudios pertinentes), principalmente por haber evitado muertes prematuras. Estos beneficios para la salud pueden compensar significativamente o superar los costos de implementación de muchas medidas de mitigación de GHG (Figura 14.8). Dado que los beneficios para la salud superan a los costos en la mayoría de los estudios, estas reducciones de GHG son económicamente beneficiosas, incluso sin tener en cuenta otros beneficios derivados de la desaceleración del cambio climático. Las estimaciones de estos beneficios varían en muchos estudios debido a las diferencias en las medidas de mitigación consideradas, los métodos de evaluación de las emisiones, las concentraciones de contaminantes y los impactos



sobre la salud y la valoración de la mortalidad<sup>232</sup>. La mayoría de los estudios han evaluado normalmente la mortalidad, dejando de lado los impactos en la morbilidad, como nacimientos prematuros, días de actividad restringida y hospitalizaciones<sup>233</sup> y, por lo tanto, pueden subestimar todos los beneficios para la salud de las reducciones de GHG. Sin embargo, algunas acciones individuales, como la energía de biomasa y la captura y el almacenamiento de carbono, pueden aportar pequeños beneficios a la calidad del aire o incluso empeorarla (Figura 14.7; KM 5.3)<sup>234</sup>. Por último, las políticas de mitigación de GHG pueden aliviar o empeorar las desigualdades en la exposición a la contaminación del aire, dependiendo de su diseño (KM 14.3, 32.4).

### Estimaciones de la calidad del aire y los beneficios para la salud en los EE. UU., en relación con los costos



**Los beneficios para la salud derivados de la calidad del aire superan o compensan significativamente por sí solos los costos de la reducción de los gases de efecto invernadero.**

**Figura 14.8.** Los controles sobre las emisiones de gases de efecto invernadero (greenhouse gas, GHG) también reducen las emisiones de contaminantes del aire procedentes de las mismas fuentes (a menudo la combustión de combustibles fósiles), mejorando la calidad del aire y salvando vidas. Cada círculo indica los resultados de un estudio hecho en los EE. UU. durante 2013-2022. Estos estudios concluyen que el valor de los beneficios para la salud compensa significativamente o, en la mayoría de los casos, supera los costos de control de las emisiones de GHG, aparte de otros beneficios derivados de la desaceleración del cambio climático. Créditos de la figura: EPA, University of North Carolina at Chapel Hill, y Duke University.

Los beneficios para la calidad del aire de los controles de los GHG mediante la reducción de los contaminantes del aire emitidos en conjunto se producen principalmente a nivel local y regional y casi inmediatamente después de la reducción de las emisiones<sup>19,235</sup>. En contraste, los beneficios de desacelerar el cambio climático, incluida la disminución de los impactos del cambio climático sobre la calidad del aire (KM 14.1), son a largo plazo y se distribuyen globalmente. Reconocer estos beneficios para la salud derivados de la calidad del aire refuerza los incentivos para emprender acciones locales, estatales y nacionales destinadas a reducir las emisiones de GHG<sup>236</sup>.

La calidad del aire interior también puede verse afectada por las acciones de reducción de GHG, ya que algunos métodos para mejorar la eficiencia energética de los edificios disminuyen la ventilación, lo que puede aumentar el moho y degradar la calidad del aire interior<sup>237</sup>. Los nuevos enfoques de diseño de edificios mejoran la eficiencia energética al tiempo que satisfacen las necesidades de control de la temperatura y de calidad del aire interior<sup>238</sup>. Una aplicación más generalizada de estos enfoques puede reducir el consumo de energía, mitigar las emisiones de GHG y mejorar la calidad del aire interior (KM 12.3).

Las acciones de mitigación del cambio climático centradas en los contaminantes climáticos de vida corta (short-lived climate pollutants, SLCP) también pueden mejorar la calidad del aire local. La reducción de los SLCP, incluidos el metano, el carbono negro y el ozono, mejora directamente la calidad del aire y reduce la

tasa de calentamiento a corto plazo, al afectar al clima más rápidamente que las reducciones de GHG de larga vida como el  $\text{CO}_2$ <sup>239,240</sup>. El metano contribuye directamente al calentamiento y aumenta la contaminación del aire por ozono en todo el mundo<sup>42,241</sup>. El costo social del metano se estima en unos \$2,200 (en dólares de 2022) por tonelada métrica<sup>242</sup> si se tienen en cuenta los impactos del cambio climático. Otras estimaciones que también incluyen los impactos del ozono sobre la salud son más altas (entre \$4,600 y \$9,200 por tonelada métrica en dólares de 2022), y más de la mitad de esa cantidad procede de los impactos del ozono sobre la salud<sup>243,244,245</sup>. Los VOC y el monóxido de carbono (carbon monoxide, CO) forman ozono en la atmósfera, y la reducción de sus emisiones beneficia tanto el clima como la calidad del aire. Los óxidos de nitrógeno también contribuyen para formar ozono, pero tienen una influencia neta de enfriamiento al acortar la vida útil del metano y formar el  $\text{PM}_{2.5}$ <sup>240,246</sup>. En conjunto, las emisiones globales de metano, VOC, CO y carbono negro han contribuido aproximadamente 1.5 °F al calentamiento promedio global en 2019, en comparación con aproximadamente 1.4 °F procedentes del  $\text{CO}_2$  (KM 3.1)<sup>247</sup>.

La mayoría de las formas de las  $\text{PM}_{2.5}$  enfrían el clima, y su eliminación exacerba el calentamiento climático (KM 2.1, 3.1), como se ha visto en las reducciones históricas de dióxido de azufre para mejorar la calidad del aire<sup>248,249,250,251</sup>. Si las  $\text{PM}_{2.5}$  se llevan a cabo junto con reducciones de  $\text{CO}_2$  y de SLCP, este calentamiento a corto plazo puede verse compensado, lo que ocasiona un enfriamiento neto<sup>252,253</sup>. Las partículas de carbono, procedentes en su mayoría de incendios y quema de combustibles fósiles, provocan una mezcla de efectos de calentamiento y enfriamiento<sup>240</sup>. De ellas, el carbono negro es el componente que más contribuye al calentamiento, y se espera que las acciones dirigidas a las fuentes que emiten relativamente más carbono negro, como los motores diésel, reduzcan mejor el calentamiento al tiempo que mejoran la calidad del aire. El amoníaco, que contribuye a las  $\text{PM}_{2.5}$  y crece en importancia relativa como factor de  $\text{PM}_{2.5}$ , procede principalmente de la agricultura<sup>254</sup>. Las emisiones agrícolas de amoníaco y metano pueden reducirse mediante un uso más eficiente de los fertilizantes<sup>255,256</sup> y adoptando dietas más sanas basadas en plantas<sup>244,257</sup>. Por último, los contaminantes del aire pueden influir en el clima regional, por ejemplo a través de cambios en las nubes y las precipitaciones, y el carbono negro puede aumentar el deshielo, lo que afecta los recursos hídricos (KM 4.1)<sup>258</sup>.

## Cuentas trazables

### Descripción del proceso

Los autores se seleccionaron por su diversidad temática y por su adecuación a los temas previstos para el capítulo, así como por su diversidad geográfica y racial. Todos los autores son expertos reconocidos en cambio climático y calidad del aire, incluso en las áreas de interés del capítulo.

El equipo de autores se reunía en línea aproximadamente cada dos semanas para analizar la organización de los temas, los puntos principales en los que enfatizar y las numerosas preguntas logísticas relacionadas con la redacción del capítulo. El equipo de autores acordó cinco temas clave como eje del capítulo, reflejados en el borrador cero de la resolución (zero order draft, ZOD). El ZOD se puso a disposición del público y el 18 de enero de 2022 se celebró un taller de participación pública en el que el equipo de autores recogió los comentarios del público sobre el ZOD. El equipo de autores revisó todos los comentarios públicos sobre el ZOD y respondió a cada uno de ellos. Del mismo modo, el equipo de autores respondió a los comentarios recibidos sobre los varios borradores posteriores.

Los mensajes clave fueron elaborados por pequeños equipos de autores, que se encargaron de desarrollar el contenido de cada área temática, y analizados entre todos los autores. El equipo llegó a un consenso sobre la redacción de los mensajes clave del borrador de la tercera resolución mediante reuniones de grupo para analizar específicamente este texto. A raíz de los comentarios sobre los borradores del cuarto borrador de la resolución, el equipo hizo pequeñas revisiones de los mensajes clave, que se analizaron entre los autores para alcanzar de nuevo un consenso.

### Mensaje clave 14.1

## El cambio climático obstaculizará los esfuerzos por mejorar la calidad del aire en los EE. UU.

### Descripción de la base de evidencia

Una amplia base de literatura documenta la modelación de la calidad del aire relativa a la respuesta del ozono y las partículas finas ( $PM_{2.5}$ ) al cambio climático futuro. Sin embargo, la comparación entre estudios se hace difícil debido al uso de diferentes escenarios, períodos, métricas y representaciones de procesos en los sistemas de modelación. La química del ozono y de las  $PM_{2.5}$  es compleja, lo que aumenta la dificultad de predecir la influencia del cambio climático en la calidad del aire. Los gases fuente de ozono y  $PM_{2.5}$  abarcan metano, monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno, compuestos orgánicos volátiles distintos del metano, dióxido de azufre, amoníaco y sulfuro de dimetilo; los tipos de  $PM_{2.5}$  emitidas directamente a la atmósfera incluyen carbono negro, carbono orgánico, polvo mineral, sal marina, polen y esporas.

La literatura que utiliza observaciones para inferir relaciones a nivel de proceso entre los contaminantes del aire y el clima es cada vez mayor e incluye vínculos con la temperatura, las precipitaciones, los vientos y la mezcla cerca de la superficie<sup>39,259,260</sup>. Sin embargo, los registros de observación son relativamente cortos (unas pocas décadas en el mejor de los casos), y aislar las respuestas a la meteorología requiere desentrañar las respuestas de la contaminación del aire a las grandes perturbaciones de las emisiones durante el período de observación para revelar la influencia del cambio climático y la variabilidad. Las tendencias de la contaminación del aire en las décadas recientes en algunas zonas urbanas y a escala regional están bien establecidas basándose en un seguimiento de alta calidad<sup>13,261</sup>. Una amplia base de literatura emplea una gran variedad de métodos para atribuir las tendencias y la variabilidad observadas a las emisiones antropogénicas frente

a la variabilidad meteorológica. Las distribuciones espaciales de alta resolución necesarias para evaluar la exposición en la comunidad son escasas pero van en aumento, y las nuevas observaciones desde satélites y sensores de bajo costo resultarán útiles en este sentido. Por ejemplo, el instrumento satelital Emisiones Troposféricas: Monitoreo de la Contaminación (Tropospheric Emissions: Monitoring of Pollution, TEMPO), lanzado en abril de 2023, promete proporcionar información espacial de alta calidad sobre la contaminación en los EE. UU. cada hora<sup>262,263</sup>.

Muchos procesos que involucran interacciones entre el clima y la calidad del aire han sido el foco de grandes esfuerzos de laboratorio, campo y modelado (p. ej., incendios forestales) o representan física fundamental (p. ej., el aumento del vapor de agua a medida que aumentan las temperaturas), y el nuevo trabajo desde que se publicó la Cuarta Evaluación Nacional del Clima (Fourth National Climate Assessment, NCA4) en 2018 fortalece aún más esta profunda base de evidencia. En la Figura 14.1 se ilustran estos procesos y sus impactos sobre la contaminación del aire en un clima cambiante. Los incendios forestales son un ejemplo clave de cómo se espera que la retroalimentación de la biosfera aumente la contaminación del aire en los próximos años (KM 14.2)<sup>264</sup>. Una mayor frecuencia de olas de calor también provocará niveles más extremos de ozono y el  $PM_{2.5}$  (KM 2.2)<sup>38,265,266</sup>, mientras que las temperaturas promedio más cálidas aumentarán las concentraciones estacionales promedio diarias máximas en 8 horas (daily maximum 8-hour average, MDA8) de ozono y  $PM_{2.5}$ <sup>49,51,260</sup>. Los gases fuente de ozono y  $PM_{2.5}$  procedentes de plantas y suelos se espera que aumenten con condiciones más cálidas y secas<sup>259,267,268,269</sup>, por lo tanto degradan la calidad del aire. Además, a medida que las plantas se marchitan y mueren durante la sequía, el ozono que de otro modo se depositaría en las hojas puede acumularse en la atmósfera<sup>270,271</sup>, aunque este proceso está menos estudiado. Otros procesos pueden reducir la contaminación en un clima más cálido. Algunos estudios proyectan que la precipitación promedio anual, que elimina las  $PM_{2.5}$  aumentará en gran parte de Estados Unidos hasta 2100<sup>272</sup>, pero no todos los estudios coinciden<sup>273</sup>. La física básica explica por qué la humedad atmosférica aumentará con la temperatura, y las reacciones químicas que rigen la destrucción del ozono aumentarán con la humedad, lo que reduce el ozono en las regiones no contaminadas<sup>68,274</sup>. Por el contrario, se espera que una mayor humedad empeore la concentración de las  $PM_{2.5}$  en algunas regiones<sup>275</sup>. Por último, las tendencias futuras en el transporte regional de la contaminación o en la frecuencia de patrones meteorológicos como el estancamiento tendrán consecuencias para la contaminación del aire en los EE. UU., pero estas tendencias no están bien establecidas en todo el país<sup>276,277,278</sup>.

Los esfuerzos por modelar la respuesta neta de la calidad del aire de los EE. UU. al cambio climático han adoptado dos enfoques principales: algunos estudios se centran únicamente en el impacto del cambio climático<sup>27,41,49,50,51,52,68,279</sup> y otros estudios incluyen las influencias tanto del cambio climático como de las emisiones cambiantes de fuentes humanas de ozono y  $PM_{2.5}$ , como la quema de combustibles fósiles<sup>26,39,45,67</sup>. Algunos estudios comparan los efectos combinados de las emisiones y el cambio climático con el cambio climático por sí solo<sup>44,46</sup>. Todos estos estudios coinciden en que el cambio climático degradará la calidad del aire de los EE. UU. en muchas regiones con altas concentraciones de contaminantes. Se prevé que el ozono promedio superficial durante el verano aumente en gran parte del norte y del este de Estados Unidos<sup>26,51</sup> y durante las olas de calor en zonas pobladas ya afectadas por la contaminación<sup>53</sup>. También se proyecta que aumente las  $PM_{2.5}$  en zonas propensas a incendios forestales (KM 14.2) o episodios de polvo<sup>63</sup>, pero hay menos acuerdo sobre la respuesta de las  $PM_{2.5}$  en otros lugares<sup>50,51,54,280</sup>.

Muchos estudios epidemiológicos sobre la salud han identificado una amplia gama de resultados adversos para la salud después de la exposición al humo y al polvo de los incendios forestales, así como al ozono y a las partículas finas. Se prevé que estos efectos adversos aumenten en general como respuesta al cambio climático en curso<sup>26</sup>.

## Principales incertidumbres y brechas en la investigación

Siguen existiendo incertidumbres sobre cómo responderá la meteorología al cambio climático en las distintas regiones de Estados Unidos y cómo estas respuestas meteorológicas, a su vez, desencadenarán cambios en los distintos contaminantes del aire. Aunque está bien establecido que el aumento de metano incrementará el ozono de fondo en la superficie, existe incertidumbre en los patrones espaciales de esta respuesta ligada a las emisiones de óxidos de nitrógeno, incluidas las de los penachos de los buques<sup>42,281</sup>. La variabilidad climática tiende a dominar la incertidumbre en las proyecciones a más corto plazo (líneas finas de la Figura 14.2)<sup>282,283,284</sup>. Las respuestas relacionadas con la salud a los impactos combinados de la exposición a múltiples contaminantes y otros impactos del cambio climático (calor, inundaciones) no están bien cuantificadas. Se han llevado a cabo numerosas investigaciones sobre la toxicidad relativa de las  $PM_{2.5}$ , pero no se ha demostrado de manera constante que alguna fuente o componente en particular esté más fuertemente relacionado con los efectos sobre la salud de la masa total de  $PM_{2.5}$ <sup>285</sup>.

La falta de información sistemática disponible a partir de modelos químico-climáticos para la calidad del aire en los EE. UU. complica la evaluación del cambio futuro. Por ejemplo, la Figura 14.2 utiliza el conjunto más completo de simulaciones coordinadas con modelos climáticos internacionales que incluyen la química atmosférica necesaria para las proyecciones de la calidad futura del aire. Hay diferentes números de modelos con simulaciones disponibles para cada escenario. Específicamente, siete modelos simularon las  $PM_{2.5}$  tanto para las simulaciones históricas como para cuatro escenarios futuros de emisiones de contaminantes del aire y clima durante 2015-2100 (consulte la Tabla 3 de la Guía del Informe). En contraste, para el ozono troposférico, menos modelos (de uno a cinco según el escenario) archivaron el ozono troposférico por hora necesario para calcular la métrica MDA8 utilizada para evaluar el cumplimiento de las Normas Nacionales de Calidad del Aire Ambiente. En la Figura 14.2, las líneas gruesas muestran el promedio de todas las simulaciones de modelos disponibles para cada escenario, y cada simulación se muestra individualmente mediante las líneas finas. En los metadatos se encuentra una lista de los modelos individuales que produjeron cada escenario de la Figura 14.2, junto con los campos simulados. Los modelos y las simulaciones se describen con más detalle en Turnock et al. (2020)<sup>15</sup>.

En estudios más recientes, se han logrado avances en la cuantificación de las distintas fuentes de incertidumbre en los escenarios de emisiones y en las proyecciones futuras sobre la calidad del aire en los EE. UU., incluida la determinación por separado de la incertidumbre asociada a los mecanismos de los modelos y a la variabilidad climática de origen natural<sup>259,286,287</sup>.

## Descripción de confianza y probabilidad

La evaluación global de *confianza media* en que se proyecta que el cambio climático empeore la calidad del aire en muchas regiones de los EE. UU. refleja la incertidumbre en los valores netos de ozono y  $PM_{2.5}$  al cambio climático en las distintas regiones<sup>48,49,50,51,54,68,280</sup>. Los estudios epidemiológicos y toxicológicos demuestran que la contaminación del aire impacta la salud<sup>4,7,9,10</sup>, lo que respalda una evaluación *muy probable* y de *confianza alta*. Hay *confianza muy alta* en que el cambio climático aumente la intensidad y la frecuencia del calor extremo (KM 2.2) y es *muy probable* que ocurra<sup>247</sup>. Evidencia observacional, conocimientos teóricos y estudios de modelación respaldan una evaluación de *confianza alta* en que es *muy probable* que el aumento de la frecuencia de condiciones más cálidas y secas aumentará el riesgo de exposición al polvo en suspensión y al humo de incendios forestales en algunas regiones<sup>62,63,69,288</sup>.

## Mensaje clave 14.2

### El aumento del humo de los incendios forestales perjudica la salud humana y cataliza nuevas estrategias de protección

#### Descripción de la base de evidencia

Esta sección se basa en una revisión de la literatura reciente revisada por expertos. Numerosos estudios detallan los efectos nocivos del humo de los incendios forestales en la salud humana. Cada vez hay más evidencia de que los incendios forestales y los impactos asociados sobre la calidad del aire aumentarán en el futuro con el calentamiento del clima, pero las interacciones son complejas y de ámbito regional. Nuestra comprensión de la exposición al humo y de los impactos sobre la salud se ha visto favorecida por combinaciones de observaciones desde la superficie y desde satélites, así como por simulaciones de modelos<sup>289,290</sup>. Los sistemas de predicción (pronósticos) del humo son una herramienta útil de mitigación<sup>121</sup>, y el número de ellos en línea, junto con muchas mejoras científicas, ha aumentado en los años recientes en toda Norteamérica<sup>112,114,115,291,292,293,294</sup>.

Desde la NCA4, los años de especial impacto del humo de los incendios forestales han impulsado el desarrollo de nuevas medidas de comunicación y mitigación del humo. Los autores destacan la creciente base de información sobre cómo el público puede protegerse antes y durante un incendio forestal, como la que se encuentra en Smoke-Ready Toolbox (<https://www.epa.gov/smoke-ready-toolbox-wildfires>) de la Agencia de Protección Ambiental (Environmental Protection Agency, EPA), así como el desarrollo de programas de mitigación del humo de incendios forestales por parte de muchos estados y tribus, además de los programas federales<sup>295,296,297,298</sup>. La evidencia demuestra que los medios sociales desempeñan un papel importante en la comunicación de las medidas de mitigación. Por ejemplo, los blogs de humo de muchos estados occidentales son un nexo de información<sup>299,300,301,302</sup>.

#### Principales incertidumbres y brechas en la investigación

Las incertidumbres sobre la futura exposición al humo están intrínsecamente ligadas a las incertidumbres sobre los futuros incendios forestales. Por lo tanto, las mejoras en las proyecciones de futuros incendios forestales reducirán las incertidumbres en la futura exposición al humo. En relación con esto, existe incertidumbre sobre la forma en que el uso futuro de los incendios prescritos como herramienta de gestión para la mitigación de incendios forestales y la salud de los ecosistemas afectará al humo a escala regional y nacional. Por último, la cuantificación de cómo influyen en el humo las prácticas indígenas en materia de incendios, tanto históricamente como en el futuro, también reducirá esta incertidumbre.

Siguen existiendo incertidumbres en nuestra comprensión de los efectos sobre la salud de las partículas específicas del humo y de los impactos de la exposición acumulativa al humo durante muchos años. La investigación sobre las concentraciones en interiores durante los incendios forestales es preliminar, y existe una necesidad específica de comprender cómo varían las concentraciones en interiores entre los grupos socioeconómicos durante los incendios forestales. La investigación que cuantifica la efectividad de las medidas de mitigación del humo y otras intervenciones de protección de la salud es limitada, y basarse en intervenciones personales como usar mascarillas, filtrar el aire interior y permanecer en interiores puede tener limitaciones<sup>303,304</sup>.

#### Descripción de confianza y probabilidad

Existe *confianza muy alta* en que los incendios forestales emiten gases y partículas finas perjudiciales para la salud humana, basándose en estudios epidemiológicos y toxicológicos<sup>74,77,88,89,90,91,92,93,94,95</sup>. Muchos estudios



documentan los efectos de las exposiciones agudas a corto plazo en los resultados de la atención médica respiratoria (Liu et al. 2015; Reid et al. 2016<sup>92,93</sup> y sus referencias). Menos cuantificados pero también preocupantes son los efectos de la exposición a largo plazo a niveles más bajos<sup>92,93</sup>. Cada vez hay más evidencia que respalda la *probable, confianza alta* de que, con el calentamiento del clima, los incendios forestales y los impactos asociados sobre la calidad del aire aumentarán en el futuro en muchas regiones de Estados Unidos continental y Alaska, pero las interacciones fuego-clima son complejas y están determinadas regionalmente, y se desconoce hasta qué punto las acciones humanas de gestión influirán en la actividad futura de los incendios forestales (Capítulo 7). Desde la NCA4, los años de especial impacto del humo de los incendios forestales han impulsado el desarrollo de nuevas medidas de comunicación y mitigación del humo<sup>117,118,119,120,121</sup>. Los avances científicos en modelos y datos de observación también están generando productos que ayudan a informar al público<sup>112,113,114,115,116,154</sup>. Sin embargo, estos avances pueden no ser suficientes para reducir sustancialmente la exposición, especialmente para todos los grupos demográficos<sup>125,126</sup>. Esta incertidumbre en la reducción de la exposición conduce a la evaluación de *confianza media* en la eficacia de estas medidas y a la conclusión de que siguen existiendo retos.

### Mensaje clave 14.3

#### La contaminación del aire suele ser peor en las comunidades de color y de bajos ingresos

##### Descripción de la base de evidencia

Esta sección se basa en un análisis de la literatura científica revisada por expertos, centrándose en los trabajos publicados en la década pasada. Se ha demostrado en repetidas ocasiones que las comunidades de color, las comunidades con bajos ingresos y otros grupos marginados están desproporcionadamente expuestos a la contaminación del aire y se ven perjudicados por ella<sup>25,30,132,133,134,135,136,137,138,139,140,141,142,143,144,145,146,147,148,152,153,154,155</sup>. En los últimos 10 años, se ha hecho énfasis en el desarrollo y la aplicación de nuevas mediciones y modelos para describir las desigualdades en materia de contaminación del aire y, en algunos casos, en la profundización de los compromisos con la investigación que involucra a la comunidad. La mejora del monitoreo y la modelación ha hecho avanzar las herramientas para distinguir las diferencias de contaminantes dentro de los vecindarios y entre ellos, mientras que la investigación de décadas anteriores se basaba en gran medida en análisis de la proximidad de las fuentes o de los impactos sobre la salud. Una nueva generación de sensores, que cuestan unos pocos cientos de dólares cada uno, apoya la investigación colaborativa sobre la calidad del aire y la exposición y produce resultados procesables<sup>305,306,307,308,309,310,311</sup>. Además, los recientes avances en teledetección por satélite están permitiendo observaciones más detalladas de las desigualdades de contaminación en el vecindario, con mediciones por satélite que se utilizan directamente en el caso del dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>)<sup>138,163,177,312</sup> y en combinación con modelos para las PM<sub>2.5</sub> y el NO<sub>2</sub><sup>133,134,135,313,314</sup>, con información adicional, especialmente sobre la variabilidad temporal diurna, prevista con el lanzamiento de TEMPO. El aprendizaje automático y los modelos de regresión cubren las brechas observacionales y mejoran las estimaciones de las exposiciones desiguales<sup>129,134,313,315</sup>. El conocimiento actual de las disparidades de salud impactadas por la contaminación del aire también mejora gracias a los datos sobre las tasas de morbilidad en los vecindarios<sup>133,314</sup>. Los modelos de transporte químico, que son herramientas estándar de investigación y de toma de decisiones sobre la calidad del aire que tienen en cuenta procesos químicos y físicos clave, solo se han empezado a utilizar para aplicaciones de justicia ambiental en los vecindarios debido a problemas de resolución de los modelos<sup>316,317</sup>. Dicho esto, los vecindarios suelen ser más grandes que los gradientes espaciales de los contaminantes primarios, y las fuentes de emisiones suelen estar agrupadas en comunidades sobrecargadas. En consecuencia, no siempre se necesitan modelos con una resolución espacial muy alta (cientos de metros) para describir las desigualdades en los vecindarios<sup>163,318</sup>,

lo que abre aún más el abanico de herramientas aplicables a la descripción y comprensión de las desigualdades en materia de contaminación del aire. A medida que los datos sobre contaminación del aire evolucionan, refuerzan lo que las comunidades con problemas de justicia ambiental llevan décadas diciendo.

### Principales incertidumbres y brechas en la investigación

Aunque los patrones de desigualdad relacionados con las fuentes de contaminación del aire, la exposición y los impactos adversos para la salud asociados están bien establecidos, carecemos de herramientas que describan completamente las distribuciones en los vecindarios de una amplia variedad de contaminantes perjudiciales para la salud, como las toxinas atmosféricas, y de mezclas de contaminantes. La exposición a la contaminación del aire también se produce en el hogar, en las aulas y en el trabajo, y existen pocas investigaciones que tengan en cuenta simultáneamente la exposición exterior, interior y ocupacional. Hasta la fecha, los investigadores se han centrado sobre todo en la elaboración de mapas de contaminación del aire de alta resolución espacial, por lo que se conocen mucho menos la variabilidad temporal y las pautas de las fuentes que provocan las desigualdades en materia de contaminación del aire. Si no se tiene en cuenta también esta variabilidad temporal, es difícil incorporar asuntos relativos a las desigualdades en la toma de decisiones más amplias sobre la calidad del aire y el cambio climático<sup>163</sup>. Las preguntas relacionadas con la equidad no son una característica común de la investigación sobre la contaminación del aire y el clima, en parte debido a las limitaciones computacionales de la resolución espacial de los modelos y también a las divisiones disciplinarias y normativas en los campos de la calidad del aire y la justicia ambiental. La investigación sobre cómo las acciones de mitigación de gases de efecto invernadero (greenhouse gas, GHG) tienen impactos diferenciales en la calidad del aire que afectan distintas comunidades es limitada, pero hay evidencia clara de que, si no se tiene en cuenta la equidad, las normativas sobre los GHG pueden afectar negativamente la calidad del aire en las comunidades de color y las comunidades con un estatus socioeconómico bajo<sup>168</sup>.

### Descripción de confianza y probabilidad

Existe *confianza muy alta* que las comunidades de color, las comunidades de bajos ingresos y otras poblaciones marginadas, en promedio, viven más cerca de las fuentes de emisiones, experimentan mayores niveles de contaminación del aire y se ven perjudicadas de manera desproporcionada por la mala calidad del aire<sup>25,129,138,152,153,319</sup>; esto se ha demostrado repetidamente durante décadas. El equipo de autores le asigna un valoración de *muy probable, confianza alta* a la afirmación de que estas mismas comunidades se enfrentarán de forma desproporcionada a un empeoramiento de las cargas de contaminación del aire acumulada derivadas de los peligros provocados por el cambio climático. En cuanto a la probabilidad, hay dos aspectos a tener en cuenta sobre cómo afectará el cambio climático la desigualdad en la contaminación del aire: 1) cómo variarán en el futuro la cantidad y la distribución de la contaminación del aire; y 2) cómo variarán con el cambio climático los impactos sobre la salud de la exposición a la contaminación del aire. Hay menos investigaciones sobre cómo cambiarán en el futuro la cantidad y la distribución de la calidad del aire (es decir, desigualdades en la contaminación del aire)<sup>155,163</sup>, con posibilidad de efectos variantes según las estrategias de control que se empleen y de si los contaminantes se emiten directamente a la atmósfera o se forman en ella por medio de la química. Las declaraciones de probabilidad y confianza se basan en gran medida en el segundo aspecto, debido a las desigualdades bien documentadas en la distribución de otros beneficios y daños ambientales sensibles al clima (KM 9.2, 12.2, 15.2) y debido a otras formas de racismo estructural que afectan los impactos de la contaminación del aire sobre la salud y el bienestar<sup>152,156</sup>, de ahí la confianza alta. Las cargas acumuladas de la contaminación del aire con otros riesgos derivados del cambio climático es *muy probable* que aumenten en las próximas décadas en ausencia de controles de las emisiones centrados en la equidad. El equipo de autores asigna *confianza alta* a la declaración de que la toma de decisiones centrada en la equidad es fundamental para reducir las desigualdades en la contaminación del aire, ya que durante décadas de mejora de la calidad del aire en los EE. UU. se ha demostrado que las disparidades en la contaminación del aire persisten<sup>132,133,134,135,136,137</sup>. Se ha demostrado que los controles sectoriales,

de mercado y basados en los umbrales de contaminantes tienen menores beneficios para la equidad que las intervenciones específicas de cada lugar<sup>169</sup>, el mercado de los GHG de California es un ejemplo real de que los controles de estos gases pueden empeorar las desigualdades en materia de contaminación del aire<sup>168</sup>.

## Mensaje clave 14.4

### El cambio climático empeora la exposición al polen y afecta negativamente la salud

#### Descripción de la base de evidencia

Esta sección se basa en una revisión de la literatura reciente revisada por expertos. Durante los últimos años se ha publicado un gran número de artículos en los que se han utilizado nuevos datos y herramientas, y algunos de ellos han permitido comprender mejor la atribución de los cambios observados en las métricas polínicas al cambio climático antropogénico.

Los avances recientes han mejorado nuestra comprensión de las influencias climáticas sobre el polen. Estas incluye una mejor comprensión de la fenología de las plantas<sup>203,320,321,322,323</sup>, mejores mediciones de las concentraciones de aeroalérgenos<sup>194,201,324</sup>, nuevas plataformas de modelación de las emisiones y el transporte de polen<sup>204,205,207,325,326</sup>, nuevas herramientas analíticas para el reconocimiento de patrones polínicos<sup>327,328</sup>, análisis automático de tipos de polen<sup>329,330</sup> y datos de teledetección sobre meteorología, calidad del aire y fenología<sup>321,331,332</sup>. Además de estos avances metodológicos que permiten conocer mejor los factores que influyen en la distribución y concentración de aeroalérgenos, las influencias climáticas son cada vez más claras a medida que el clima se modifica más, y las series temporales más largas permiten confiar más en las correlaciones observadas.

Desde hace años se han establecido estrategias para reducir el impacto de la enfermedad alérgica de las vías respiratorias evitando y reduciendo la exposición al polen<sup>213</sup>, lo que puede facilitarse mediante campañas de salud pública<sup>214</sup> y tomando medicamentos para reducir la intensidad de la respuesta inmunitaria<sup>212</sup>. La literatura más reciente ha resaltado brechas en el diagnóstico y el tratamiento de las enfermedades alérgicas de las vías respiratorias<sup>211</sup>.

#### Principales incertidumbres y brechas en la investigación

Hay varios trabajos que sugieren tendencias generales en la estación y las concentraciones de polen para el polen total y la ambrosía, pero hay evidencia limitada para taxones específicos, y hay menos literatura sobre los impactos del cambio climático en la exposición al moho en interiores y exteriores. También hay evidencia limitada que relacione los cambios en los impactos sobre la salud con los cambios en la exposición; sin embargo, hay mucha evidencia de que las enfermedades respiratorias alérgicas son provocadas por la exposición, por lo que existe una fuerte presunción de relación. Existe información relativamente limitada sobre los impactos en la equidad en salud de los cambios en la exposición al polen y sobre la efectividad de los sistemas de alerta precoz para reducir la carga de síntomas. Por último, hay poca información que cuantifique la probabilidad de que las inversiones en adaptación puedan cerrar completamente esta brecha y anular los cambios atribuibles al cambio climático en las enfermedades alérgicas de las vías respiratorias.

#### Descripción de confianza y probabilidad

Existe *confianza muy alta* en la relación entre la exposición a aeroalérgenos y el desarrollo y la exacerbación intermitente de la enfermedad alérgica de las vías respiratorias y, por extensión, en que el aumento de la exposición a aeroalérgenos perjudica la salud de las personas que padecen enfermedad alérgica de las vías respiratorias<sup>185,186,187,188,189,190,192</sup>. Existe *confianza alta* y es *muy probable* que el cambio climático provocado por

la actividad humana, en particular el calentamiento, ya ha cambiado los patrones de las estaciones polínicas basándose tanto en estudios observacionales en Norteamérica como en estudios de modelación que evalúan la influencia del cambio climático antropogénico comparado con un escenario contrafactual sin forzamiento climático antropogénico (Figura 14.6)<sup>187,194,196,198,199,200,201</sup>. Esta evidencia demuestra que los cambios en las concentraciones de polen varían según la región. Existe *confianza alta* y es *muy probable* que, a medida que el clima siga cambiando, estas tendencias continúen y que los nuevos cambios en las concentraciones y distribución de aeroalérgenos dependan de la velocidad a la que cambie el clima y, en particular, de la velocidad de calentamiento en un lugar determinado (Figura 14.6)<sup>204,206,207,208,210</sup>. Basándonos en la experiencia pasada en el tratamiento de las enfermedades alérgicas de las vías respiratorias, existe *confianza alta* en que los impactos sobre la salud asociados al aumento del polen por el cambio climático pueden contrarrestarse total o parcialmente mediante mejoras que incluyan un mayor acceso a los alergólogos, un mejor diagnóstico y tratamiento de la enfermedad y sistemas de alerta precoz de alergias<sup>211,212,213,214</sup>.

### Mensaje clave 14.5

## Las políticas pueden reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y mejorar la calidad del aire simultáneamente

### Descripción de la base de evidencia

El equipo de autores usó la literatura existente, e hizo énfasis en los estudios publicados desde la NCA4, pero también se hace referencia a algunos trabajos clásicos publicados antes de 2018. El equipo de autores destaca aquí cómo las decisiones para controlar las emisiones de los GHG suelen tener efectos sobre las emisiones de contaminantes del aire. Del mismo modo, las decisiones para controlar las emisiones de contaminantes del aire pueden influir en las emisiones de los GHG. Por ello, el equipo de autores destaca la oportunidad de controlar ambos tipos de emisiones simultáneamente mediante reducciones en el uso de combustibles fósiles, al abordar tanto la contaminación del aire como el cambio climático. Las conclusiones se basan en los cambios históricos de las emisiones en los EE. UU. y otros países, en particular las medidas de implementación de la normativa sobre calidad del aire mediante controles de las emisiones de chimeneas de centrales eléctricas y grandes industrias y controles de las emisiones del tubo de escape de los vehículos de motor. En la Figura 14.7 se presenta un abanico más completo de posibles acciones, que enfatiza la capacidad de las acciones para afectar las emisiones tanto de contaminantes del aire como de los GHG a corto plazo (con el objetivo de 2030), sin una consideración explícita del costo-efectividad de las acciones. La Figura 14.7 no presenta cuantitativamente el potencial de reducción de emisiones, ya que el equipo de autores no tiene conocimiento de que esto se haya analizado previamente para los EE. UU. En cambio, el equipo de autores utilizó información de varias fuentes clave para determinar la ubicación de los cuadros en la Figura 14.7, incluidos los inventarios de emisiones de gases de efecto invernadero<sup>215</sup> y contaminantes del aire<sup>333</sup> de los EE. UU., que limitan las reducciones potenciales de algunas acciones. Estimaciones de la capacidad mundial de mitigación de los GHG del Sexto Informe de Evaluación (Sixth Assessment Report, AR6) del Grupo de Trabajo III del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)<sup>221</sup> ayudan a cuantificar la capacidad de reducción, aunque estas estimaciones no son específicas para los EE. UU., y las estimaciones específicas para las acciones del sistema energético estadounidense proceden de la Figura 32.22. También se utilizan<sup>216</sup> estimaciones de las contribuciones sectoriales a las muertes relacionadas con la contaminación del aire en los EE. UU., así como estimaciones cualitativas de los efectos de las reducciones de los GHG sobre la contaminación del aire en Reino Unido<sup>65</sup>. A partir de estas fuentes de información, las medidas de reducción de emisiones se ordenan por separado a lo largo de los dos ejes de la Figura 14.7 y, a continuación, se representan gráficamente. En algunos casos, se realizan pequeños cambios en el orden para adaptar los recuadros a la figura.

Los propios recuadros intentan comunicar que existe cierta incertidumbre en las reducciones de emisiones, incluidos los que se sitúan a ambos lados de un eje, lo que indica incertidumbre en el signo de la influencia. Las posiciones de los cuadros no deben interpretarse cuantitativamente (p. ej., deducir que la capacidad de reducción de emisiones de una acción es el doble que la de otra acción). Las acciones consideradas incluyen aquellas en las que se ha hecho énfasis en la reducción de emisiones en el pasado y que se consideran para acciones futuras en los EE. UU., y no todas las acciones posibles pueden incluirse aquí. El análisis también se centra en acciones tecnológicas más que en enfoques políticos (limitar y negociar o incentivos para las tecnologías limpias) utilizados para alcanzar estas metas.

Existen numerosos estudios sobre los beneficios para la calidad del aire y la salud humana derivados de la reducción de las emisiones de otros contaminantes gracias a las medidas de mitigación de los GHG<sup>226,227,228,229,230,231</sup>. El equipo de autores examinó la literatura y encontró 26 estudios que informaban directamente o contenían suficiente información para cuantificar el valor monetario de los beneficios para la salud humana derivados de la mejora de la calidad del aire por tonelada de emisiones de GHG mitigada. En algunos casos, fue necesario ponerse en contacto con los autores para asegurarse de que los datos se interpretaban correctamente. Estos 26 estudios constituyen la base de la gama presentada en el texto (de \$8 a \$430 en 2022, con una mediana de \$100 por tonelada métrica de CO<sub>2</sub>). Las estimaciones de beneficios y costos para la salud humana de estos estudios abarcan un rango de dos órdenes de magnitud debido a los diferentes métodos utilizados, el ámbito geográfico, los períodos analizados y las acciones de reducción de los GHG consideradas. La Figura 14.8 presenta los resultados del subconjunto de estos estudios que incluían tanto los beneficios para la salud humana de la calidad del aire como los costos de mitigación de los GHG. En los metadatos de la Figura 14.8 se encuentra una lista completa de los 26 estudios y los valores informados.

El debate sobre los contaminantes climáticos de vida corta tiene una base sólida en investigaciones anteriores, como se resume en el AR6 del IPCC<sup>240</sup>, aunque sigue habiendo algunas incertidumbres significativas en la magnitud del forzamiento radiativo antropogénico global para algunas de estas especies y en los efectos netos sobre el clima de las reducciones de los contaminantes climáticos de vida corta<sup>252</sup>, particularmente en Estados Unidos.

En cuanto a los costos sociales, dado que este capítulo trata de la relación entre el cambio climático y la calidad del aire, parecía apropiado utilizar costos que incluyeran tanto el cambio climático como la contaminación del aire<sup>244</sup>. Como se indica en el texto, “más de la mitad [del valor procede] de los impactos sobre la salud del ozono”, por lo que está claro que difiere de los costos utilizados habitualmente, como los elaborados por el Grupo de Trabajo Interinstitucional sobre el Costo Social de los Gases de Efecto Invernadero del Gobierno de los EE. UU. para su uso en normativas, que solo incluyen los daños relacionados con los cambios climáticos<sup>334</sup>.

### Principales incertidumbres y brechas en la investigación

Si bien existen nuevos estudios de modelación global que estiman las concentraciones de contaminantes del aire en los futuros escenarios de la trayectoria socioeconómica compartida (Shared Socioeconomic Pathway, SSP), incluidos los impactos del cambio climático en la calidad del aire, ningún estudio ha reducido aún la escala de estas simulaciones a Estados Unidos para estudiar los impactos de la contaminación del aire. Hay una brecha en la investigación que evalúa críticamente cómo se proyecta que cambie la contaminación del aire en los EE. UU. en escenarios que conduzcan a la descarbonización y se aproximen a las emisiones netas cero. También son limitadas las investigaciones sobre la cuantificación de los efectos de las acciones consideradas tanto en las emisiones de GHG como en las de contaminantes del aire, así como sobre sus costos y potencial de reducción de emisiones, ya que gran parte de la literatura disponible se centra en la reducción de los GHG sin estimaciones de las reducciones concurrentes de emisiones de contaminantes del aire.

### Descripción de confianza y probabilidad

Existe *confianza alta* y es *muy probable* que las políticas generales para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en toda la economía de Estados Unidos reduzcan las emisiones de contaminantes del aire y beneficien la calidad del aire y la salud, aunque es posible que algunas acciones individuales no logren estos beneficios (Figura 14.7)<sup>227,230,231</sup>. Muchos estudios han estimado los beneficios para la calidad del aire y la salud humana de las acciones de reducción de gases de efecto invernadero, la mayoría de los cuales han descubierto que los beneficios monetizados superan los costos de los controles de gases de efecto invernadero (consulte la Figura 14.8 y los metadatos asociados), cuando la mortalidad prematura se monetiza al aplicar métodos comúnmente utilizados en Estados Unidos<sup>22</sup> como los utilizados por la EPA. Por lo tanto, existe *confianza alta* que los beneficios para la salud monetizados superarían los costos de muchas medidas de reducción de los gases de efecto invernadero, y es *probable* que muchas acciones específicas también tengan beneficios para la salud superiores a los costos<sup>19,226,229</sup>. Con base en varios estudios individuales, existe *confianza alta* en que la adopción de medidas que enfatizan en la reducción del uso de combustibles fósiles, la mejora de la eficiencia energética y la reducción de los contaminantes climáticos de vida corta no solo situaría a Estados Unidos en una trayectoria que reduciría sustancialmente las emisiones de GHG y lo acercaría a las emisiones netas cero (KM 32.4), sino que también mejoraría sustancialmente la calidad del aire y la salud<sup>224,231</sup>.



## Referencias

1. EPA, 2020: Integrated Science Assessment (ISA) for Ozone and Related Photochemical Oxidants (Final Report, Apr 2020). EPA/600/R-20/012. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. <https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=348522>
2. Turner, M.C., M. Jerrett, C.A. Pope, D. Krewski, S.M. Gapstur, W.R. Diver, B.S. Beckerman, J.D. Marshall, J. Su, D.L. Crouse, and R.T. Burnett, 2016: Long-term ozone exposure and mortality in a large prospective study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, **193** (10), 1134–1142. <https://doi.org/10.1164/rccm.201508-1633oc>
3. Emberson, L., 2020: Effects of ozone on agriculture, forests and grasslands. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, **378** (2183), 20190327. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0327>
4. Bell, M.L., K. Ebisu, B.P. Leaderer, J.F. Gent, H.J. Lee, P. Koutrakis, Y. Wang, F. Dominici, and R.D. Peng, 2014: Associations of PM<sub>2.5</sub> constituents and sources with hospital admissions: Analysis of four counties in Connecticut and Massachusetts (USA) for persons ≥ 65 years of age. *Environmental Health Perspectives*, **122** (2), 138–144. <https://doi.org/10.1289/ehp.1306656>
5. Calderón-Garcidueñas, L. and A. Ayala, 2022: Air pollution, ultrafine particles, and your brain: Are combustion nanoparticle emissions and engineered nanoparticles causing preventable fatal neurodegenerative diseases and common neuropsychiatric outcomes? *Environmental Science & Technology*, **56** (11), 6847–6856. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04706>
6. Dockery, D.W., F.E. Speizer, D.O. Stram, J.H. Ware, J.D. Spengler, and B.G. Ferris, 1989: Effects of inhalable particles on respiratory health of children. *American Review of Respiratory Disease*, **139** (3), 587–594. <https://doi.org/10.1164/ajrccm/139.3.587>
7. Johnson, N.M., A.R. Hoffmann, J.C. Behlen, C. Lau, D. Pendleton, N. Harvey, R. Shore, Y. Li, J. Chen, Y. Tian, and R. Zhang, 2021: Air pollution and children’s health—A review of adverse effects associated with prenatal exposure from fine to ultrafine particulate matter. *Environmental Health and Preventive Medicine*, **26** (1), 72. <https://doi.org/10.1186/s12199-021-00995-5>
8. Krewski, D., M. Jerrett, R.T. Burnett, R. Ma, E. Hughes, Y. Shi, M.C. Turner, C.A. Pope, III, G. Thurston, E.E. Calle, and M.J. Thun, 2009: Extended Follow-up and Spatial Analysis of the American Cancer Society Study Linking Particulate Air Pollution and Mortality. HEI Research Report 140. Health Effects Institute, Boston, MA, 140 pp. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/19627030/>
9. Ljungman, P.L.S., N. Andersson, L. Stockfelt, E.M. Andersson, J.N. Sommar, K. Eneroth, L. Gidhagen, C. Johansson, A. Lager, K. Leander, P. Molnar, N.L. Pedersen, D. Rizzuto, A. Rosengren, D. Segersson, P. Wennberg, L. Barregard, B. Forsberg, G. Sallsten, T. Bellander, and G. Pershagen, 2019: Long-term exposure to particulate air pollution, black carbon, and their source components in relation to ischemic heart disease and stroke. *Environmental Health Perspectives*, **127** (10), 107012. <https://doi.org/10.1289/ehp4757>
10. Yitshak-Sade, M., I. Kloog, J.D. Schwartz, V. Novack, O. Erez, and A.C. Just, 2021: The effect of prenatal temperature and PM<sub>2.5</sub> exposure on birthweight: Weekly windows of exposure throughout the pregnancy. *Environment International*, **155**, 106588. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106588>
11. Hopke, P.K., Q. Dai, L. Li, and Y. Feng, 2020: Global review of recent source apportionments for airborne particulate matter. *Science of The Total Environment*, **740**, 140091. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140091>
12. Wells, B., P. Dolwick, B. Eder, M. Evangelista, K. Foley, E. Mannshardt, C. Misenis, and A. Weishampel, 2021: Improved estimation of trends in U.S. ozone concentrations adjusted for interannual variability in meteorological conditions. *Atmospheric Environment*, **248**, 118234. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118234>
13. EPA, 2022: Our Nation’s Air: Trends Through 2020. U.S. Environmental Protection Agency. <https://gispub.epa.gov/air/trendsreport/2021>
14. EPA, 2022: Policy Assessment for the Reconsideration of the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter. EPA-452/R-22-004. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. [https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-05/Final%20Policy%20Assessment%20for%20the%20Reconsideration%20of%20the%20PM%20NAAQS\\_May2022\\_0.pdf](https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-05/Final%20Policy%20Assessment%20for%20the%20Reconsideration%20of%20the%20PM%20NAAQS_May2022_0.pdf)

15. Turnock, S.T., R.J. Allen, M. Andrews, S.E. Bauer, M. Deushi, L. Emmons, P. Good, L. Horowitz, J.G. John, M. Michou, P. Nabat, V. Naik, D. Neubauer, F.M. O'Connor, D. Olivie, N. Oshima, M. Schulz, A. Sellar, S. Shim, T. Takemura, S. Tilmes, K. Tsigaridis, T. Wu, and J. Zhang, 2020: Historical and future changes in air pollutants from CMIP6 models. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **20** (23), 14547–14579. <https://doi.org/10.5194/acp-20-14547-2020>
16. Murray, C.J.L., A.Y. Aravkin, P. Zheng, C. Abbafati, K.M. Abbas, et al., 2020: Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet*, **396** (10258), 1223–1249. [https://doi.org/10.1016/s0140-6736\(20\)30752-2](https://doi.org/10.1016/s0140-6736(20)30752-2)
17. Burnett, R., H. Chen, M. Szyszkowicz, N. Fann, B. Hubbell, C.A. Pope, J.S. Apte, M. Brauer, A. Cohen, S. Weichenthal, J. Coggins, Q. Di, B. Brunekreef, J. Frostad, S.S. Lim, H. Kan, K.D. Walker, G.D. Thurston, R.B. Hayes, C.C. Lim, M.C. Turner, M. Jerrett, D. Krewski, S.M. Gapstur, W.R. Diver, B. Ostro, D. Goldberg, D.L. Crouse, R.V. Martin, P. Peters, L. Pinault, M. Tjepkema, A. van Donkelaar, P.J. Villeneuve, A.B. Miller, P. Yin, M. Zhou, L. Wang, N.A.H. Janssen, M. Marra, R.W. Atkinson, H. Tsang, T.Q. Thach, J.B. Cannon, R.T. Allen, J.E. Hart, F. Laden, G. Cesaroni, F. Forastiere, G. Weinmayr, A. Jaensch, G. Nagel, H. Concin, and J.V. Spadaro, 2018: Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **115** (38), 9592–9597. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115>
18. Seltzer, K.M., D.T. Shindell, and C.S. Malley, 2018: Measurement-based assessment of health burdens from long-term ozone exposure in the United States, Europe, and China. *Environmental Research Letters*, **13** (10), 104018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae29d>
19. Shindell, D., M. Ru, Y. Zhang, K. Seltzer, G. Faluvegi, L. Nazarenko, G.A. Schmidt, L. Parsons, A. Challapalli, L. Yang, and A. Glick, 2021: Temporal and spatial distribution of health, labor, and crop benefits of climate change mitigation in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **118** (46), e2104061118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2104061118>
20. Vohra, K., A. Vodonos, J. Schwartz, E.A. Marais, M.P. Sulprizio, and L.J. Mickley, 2021: Global mortality from outdoor fine particle pollution generated by fossil fuel combustion: Results from GEOS-Chem. *Environmental Research*, **195**, 110754. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110754>
21. EPA, 2023: Environmental Benefits Mapping and Analysis Program—Community Edition, User Manual. U.S. Environmental Protection Agency. [https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/benmap-ce\\_user\\_manual\\_march\\_2015.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/benmap-ce_user_manual_march_2015.pdf)
22. EPA, 2023: Estimating PM<sub>2.5</sub>- and Ozone-Attributable Health Benefits, Technical Support Document for the 2022 PM<sub>2.5</sub> NAAQS Reconsideration Proposal RIA. EPA-HQ-OAR-2019-0587. U.S. Environmental Protection Agency. [https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-10/source-apportionment-tsd-oct-2021\\_0.pdf](https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-10/source-apportionment-tsd-oct-2021_0.pdf)
23. McGrath, J.M., A.M. Betzelberger, S. Wang, E. Shook, X.-G. Zhu, S.P. Long, and E.A. Ainsworth, 2015: An analysis of ozone damage to historical maize and soybean yields in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **112** (46), 14390–14395. <https://doi.org/10.1073/pnas.1509777112>
24. Marlier, M.E., K.I. Brenner, J.C. Liu, L.J. Mickley, S. Raby, E. James, R. Ahmadov, and H. Riden, 2022: Exposure of agricultural workers in California to wildfire smoke under past and future climate conditions. *Environmental Research Letters*, **17** (9), 094045. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac8c58>
25. Tessum, C.W., D.A. Paoella, S.E. Chambliss, J.S. Apte, J.D. Hill, and J.D. Marshall, 2021: PM<sub>2.5</sub> pollutants disproportionately and systemically affect people of color in the United States. *Science Advances*, **7** (18), 4491. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abf4491>
26. Fann, N.L., C.G. Nolte, M.C. Sarofim, J. Martinich, and N.J. Nassikas, 2021: Associations between simulated future changes in climate, air quality, and human health. *JAMA Network Open*, **4** (1), e2032064. <https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2020.32064>
27. Saari, R.K., Y. Mei, E. Monier, and F. Garcia-Menendez, 2019: Effect of health-related uncertainty and natural variability on health impacts and cobenefits of climate policy. *Environmental Science & Technology*, **53** (3), 1098–1108. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05094>
28. Bell, M.L., A. McDermott, S.L. Zeger, J.M. Samet, and F. Dominici, 2004: Ozone and short-term mortality in 95 US urban communities, 1987–2000. *JAMA: The Journal of the American Medical Association*, **292** (19), 2372–2378. <https://doi.org/10.1001/jama.292.19.2372>

29. Chen, K., K. Wolf, S. Breitner, A. Gasparrini, M. Stafoggia, E. Samoli, Z.J. Andersen, G. Bero-Bedada, T. Bellander, F. Hennig, B. Jacquemin, J. Pekkanen, R. Hampel, J. Cyrus, A. Peters, and A. Schneider, 2018: Two-way effect modifications of air pollution and air temperature on total natural and cardiovascular mortality in eight European urban areas. *Environment International*, **116**, 186–196. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.021>
30. Kioumourtzoglou, M.A., J. Schwartz, P. James, F. Dominici, and A. Zanobetti, 2016: PM<sub>2.5</sub> and mortality in 207 US cities: Modification by temperature and city characteristics. *Epidemiology*, **27** (2), 221–227. <https://doi.org/10.1097/ede.0000000000000422>
31. Yitshak-Sade, M., J.F. Bobb, J.D. Schwartz, I. Kloog, and A. Zanobetti, 2018: The association between short and long-term exposure to PM<sub>2.5</sub> and temperature and hospital admissions in New England and the synergistic effect of the short-term exposures. *Science of The Total Environment*, **639**, 868–875. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.181>
32. Zanobetti, A. and A. Peters, 2015: Disentangling interactions between atmospheric pollution and weather. *Journal of Epidemiology and Community Health*, **69** (7), 613–615. <https://doi.org/10.1136/jech-2014-203939>
33. Kerr, G.H., D.W. Waugh, S.D. Steenrod, S.A. Strode, and S.E. Strahan, 2020: Surface ozone-meteorology relationships: Spatial variations and the role of the jet stream. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **125** (21), e2020JD032735. <https://doi.org/10.1029/2020jd032735>
34. Kerr, G.H., D.W. Waugh, S.A. Strode, S.D. Steenrod, L.D. Oman, and S.E. Strahan, 2019: Disentangling the drivers of the summertime ozone-temperature relationship over the United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **124** (19), 10503–10524. <https://doi.org/10.1029/2019jd030572>
35. Previdi, M. and A.M. Fiore, 2019: The importance of sampling variability in assessments of ENSO-PM<sub>2.5</sub> relationships: A case study for the south central United States. *Geophysical Research Letters*, **46** (12), 6878–6884. <https://doi.org/10.1029/2019gl082250>
36. Sun, W., P. Hess, G. Chen, and S. Tilmes, 2019: How waviness in the circulation changes surface ozone: A viewpoint using local finite-amplitude wave activity. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **19** (20), 12917–12933. <https://doi.org/10.5194/acp-19-12917-2019>
37. Leibensperger, E.M., L.J. Mickley, and D.J. Jacob, 2008: Sensitivity of US air quality to mid-latitude cyclone frequency and implications of 1980–2006 climate change. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **8** (23), 7075–7086. <https://doi.org/10.5194/acp-8-7075-2008>
38. Schnell, J.L. and M.J. Prather, 2017: Co-occurrence of extremes in surface ozone, particulate matter, and temperature over eastern North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **114** (11), 2854–2859. <https://doi.org/10.1073/pnas.1614453114>
39. Zhang, J., Y. Gao, K. Luo, L.R. Leung, Y. Zhang, K. Wang, and J. Fan, 2018: Impacts of compound extreme weather events on ozone in the present and future. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **18** (13), 9861–9877. <https://doi.org/10.5194/acp-18-9861-2018>
40. Trail, M., A.P. Tsimpidi, P. Liu, K. Tsigaridis, J. Rudokas, P. Miller, A. Nenes, Y. Hu, and A.G. Russell, 2014: Sensitivity of air quality to potential future climate change and emissions in the United States and major cities. *Atmospheric Environment*, **94**, 552–563. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.079>
41. Zhang, Y. and Y. Wang, 2016: Climate-driven ground-level ozone extreme in the fall over the southeast United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **113** (36), 10025–10030. <https://doi.org/10.1073/pnas.1602563113>
42. Butler, T., A. Lupascu, and A. Nalam, 2020: Attribution of ground-level ozone to anthropogenic and natural sources of nitrogen oxides and reactive carbon in a global chemical transport model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **20** (17), 10707–10731. <https://doi.org/10.5194/acp-20-10707-2020>
43. Fiore, A.M., D.J. Jacob, B.D. Field, D.G. Streets, S.D. Fernandes, and C. Jang, 2002: Linking ozone pollution and climate change: The case for controlling methane. *Geophysical Research Letters*, **29** (19), 25-1–25-4. <https://doi.org/10.1029/2002gl015601>
44. Clifton, O.E., A.M. Fiore, G. Correa, L.W. Horowitz, and V. Naik, 2014: Twenty-first century reversal of the surface ozone seasonal cycle over the northeastern United States: Reversal of the NE US high-O<sub>3</sub> season. *Geophysical Research Letters*, **41** (20), 7343–7350. <https://doi.org/10.1002/2014gl061378>

45. Gao, Y., J.S. Fu, J.B. Drake, J.F. Lamarque, and Y. Liu, 2013: The impact of emission and climate change on ozone in the United States under representative concentration pathways (RCPs). *Atmospheric Chemistry and Physics*, **13** (18), 9607–9621. <https://doi.org/10.5194/acp-13-9607-2013>
46. Rieder, H.E., A.M. Fiore, O.E. Clifton, G. Correa, L.W. Horowitz, and V. Naik, 2018: Combining model projections with site-level observations to estimate changes in distributions and seasonality of ozone in surface air over the U.S.A. *Atmospheric Environment*, **193**, 302–315. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.07.042>
47. Jerrett, M., R.T. Burnett, C.A. Pope, K. Ito, G. Thurston, D. Krewski, Y. Shi, E. Calle, and M. Thun, 2009: Long-term ozone exposure and mortality. *The New England Journal of Medicine*, **360** (11), 1085–1095. <https://doi.org/10.1056/nejmoa0803894>
48. Lu, X., L. Zhang, and L. Shen, 2019: Meteorology and climate influences on tropospheric ozone: A review of natural sources, chemistry, and transport patterns. *Current Pollution Reports*, **5** (4), 238–260. <https://doi.org/10.1007/s40726-019-00118-3>
49. Shen, L., L.J. Mickley, and L.T. Murray, 2017: Influence of 2000–2050 climate change on particulate matter in the United States: Results from a new statistical model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **17** (6), 4355–4367. <https://doi.org/10.5194/acp-17-4355-2017>
50. Silva, R.A., J.J. West, J.-F. Lamarque, D.T. Shindell, W.J. Collins, G. Faluvegi, G.A. Folberth, L.W. Horowitz, T. Nagashima, V. Naik, Steven T. Rumbold, K. Sudo, T. Takemura, D. Bergmann, P. Cameron-Smith, R.M. Doherty, B. Josse, I.A. MacKenzie, David S. Stevenson, and G. Zeng, 2017: Future global mortality from changes in air pollution attributable to climate change. *Nature Climate Change*, **7** (9), 647–651. <https://doi.org/10.1038/nclimate3354>
51. Nolte, C.G., T.L. Spero, J.H. Bowden, M.S. Mallard, and P.D. Dolwick, 2018: The potential effects of climate change on air quality across the conterminous US at 2030 under three Representative Concentration Pathways. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **18** (20), 15471–15489. <https://doi.org/10.5194/acp-18-15471-2018>
52. Shen, L., L.J. Mickley, and E. Gilleland, 2016: Impact of increasing heat waves on U.S. ozone episodes in the 2050s: Results from a multimodel analysis using extreme value theory. *Geophysical Research Letters*, **43** (8), 4017–4025. <https://doi.org/10.1002/2016gl068432>
53. Schnell, J.L., M.J. Prather, B. Josse, V. Naik, L.W. Horowitz, G. Zeng, D.T. Shindell, and G. Faluvegi, 2016: Effect of climate change on surface ozone over North America, Europe, and East Asia. *Geophysical Research Letters*, **43** (7), 3509–3518. <https://doi.org/10.1002/2016gl068060>
54. Westervelt, D.M., L.W. Horowitz, V. Naik, A.P.K. Tai, A.M. Fiore, and D.L. Mauzerall, 2016: Quantifying PM<sub>2.5</sub>-meteorology sensitivities in a global climate model. *Atmospheric Environment*, **142**, 43–56. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.07.040>
55. Baasandorj, M., S.W. Hoch, R. Bares, J.C. Lin, S.S. Brown, D.B. Millet, R. Martin, K. Kelly, K.J. Zarzana, C.D. Whiteman, W.P. Dube, G. Tonnesen, I.C. Jaramillo, and J. Sohl, 2017: Coupling between chemical and meteorological processes under persistent cold-air pool conditions: Evolution of wintertime PM<sub>2.5</sub> pollution events and N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> observations in Utah's Salt Lake Valley. *Environmental Science & Technology*, **51** (11), 5941–5950. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06603>
56. Carling, G.T., D.P. Fernandez, K.A. Rey, C.A. Hale, M.M. Goodman, and S.T. Nelson, 2020: Using strontium isotopes to trace dust from a drying Great Salt Lake to adjacent urban areas and mountain snowpack. *Environmental Research Letters*, **15** (11), 114035. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbfc4>
57. Jones, B.A. and J. Fleck, 2020: Shrinking lakes, air pollution, and human health: Evidence from California's Salton Sea. *Science of The Total Environment*, **712**, 136490. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136490>
58. Wurtsbaugh, W.A., C. Miller, S.E. Null, R.J. DeRose, P. Wilcock, M. Hahnenberger, F. Howe, and J. Moore, 2017: Decline of the world's saline lakes. *Nature Geoscience*, **10** (11), 816–821. <https://doi.org/10.1038/ngeo3052>
59. Duffy, P.B., C.B. Field, N.S. Diffenbaugh, S.C. Doney, Z. Dutton, S. Goodman, L. Heinzerling, S. Hsiang, D.B. Lobell, L.J. Mickley, S. Myers, S.M. Natali, C. Parmesan, S. Tierney, and A.P. Williams, 2019: Strengthened scientific support for the Endangerment Finding for atmospheric greenhouse gases. *Science*, **363** (6427), 5982. <https://doi.org/10.1126/science.aat5982>
60. Hall, D.K., D.S. O'Leary, N.E. DiGirolamo, W. Miller, and D.H. Kang, 2021: The role of declining snow cover in the desiccation of the Great Salt Lake, Utah, using MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, **252**, 112106. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112106>



61. Wang, J., C. Song, J.T. Reager, F. Yao, J.S. Famiglietti, Y. Sheng, G.M. MacDonald, F. Brun, H.M. Schmied, R.A. Marston, and Y. Wada, 2018: Recent global decline in endorheic basin water storages. *Nature Geoscience*, **11** (12), 926–932. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0265-7>
62. Achakulwisut, P., S.C. Anenberg, J.E. Neumann, S.L. Penn, N. Weiss, A. Crimmins, N. Fann, J. Martinich, H. Roman, and L.J. Mickley, 2019: Effects of increasing aridity on ambient dust and public health in the U.S. Southwest under climate change. *GeoHealth*, **3** (5), 127–144. <https://doi.org/10.1029/2019gh000187>
63. Li, Y., L.J. Mickley, and J.O. Kaplan, 2021: Response of dust emissions in southwestern North America to 21st century trends in climate, CO<sub>2</sub> fertilization, and land use: Implications for air quality. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **21** (1), 57–68. <https://doi.org/10.5194/acp-21-57-2021>
64. Fiore, A.M., V. Naik, and E.M. Leibensperger, 2015: Air quality and climate connections. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **65** (6), 645–685. <https://doi.org/10.1080/10962247.2015.1040526>
65. The Royal Society, 2021: Effects of Net-Zero Policies and Climate Change on Air Quality. The Royal Society, London, UK, 106 pp. <https://royalsociety.org/topics-policy/projects/air-quality-climate-change/>
66. Wu, S., L.J. Mickley, E.M. Leibensperger, D.J. Jacob, D. Rind, and D.G. Streets, 2008: Effects of 2000–2050 global change on ozone air quality in the United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **113** (D6). <https://doi.org/10.1029/2007jd008917>
67. Nolte, C.G., T.L. Spero, J.H. Bowden, M.C. Sarofim, J. Martinich, and M.S. Mallard, 2021: Regional temperature–ozone relationships across the U.S. under multiple climate and emissions scenarios. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **71** (10), 1251–1264. <https://doi.org/10.1080/10962247.2021.1970048>
68. Zanis, P., D. Akritidis, S. Turnock, V. Naik, S. Szopa, A.K. Georgoulas, S.E. Bauer, M. Deushi, L.W. Horowitz, J. Keeble, P. Le Sager, F.M. O'Connor, N. Oshima, K. Tsigaridis, and T. van Noije, 2022: Climate change penalty and benefit on surface ozone: A global perspective based on CMIP6 earth system models. *Environmental Research Letters*, **17** (2), 024014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4a34>
69. Abatzoglou, J.T. and A.P. Williams, 2016: Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **113** (42), 11770–11775. <https://doi.org/10.1073/pnas.1607171113>
70. Abatzoglou, J.T., D.S. Battisti, A.P. Williams, W.D. Hansen, B.J. Harvey, and C.A. Kolden, 2021: Projected increases in western US forest fire despite growing fuel constraints. *Communications Earth & Environment*, **2** (1), 227. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00299-0>
71. Ford, B., M. Val Martin, S.E. Zelasky, E.V. Fischer, S.C. Anenberg, C.L. Heald, and J.R. Pierce, 2018: Future fire impacts on smoke concentrations, visibility, and health in the contiguous United States. *GeoHealth*, **2** (8), 229–247. <https://doi.org/10.1029/2018gh000144>
72. Liu, Y., Y. Liu, J. Fu, C.-E. Yang, X. Dong, H. Tian, B. Tao, J. Yang, Y. Wang, Y. Zou, and Z. Ke, 2022: Projection of future wildfire emissions in western USA under climate change: Contributions from changes in wildfire, fuel loading and fuel moisture. *International Journal of Wildland Fire*, **31** (1), 1–13. <https://doi.org/10.1071/wf20190>
73. Stambaugh, M.C., R.P. Guyette, E.D. Stroh, M.A. Struckhoff, and J.B. Whittier, 2018: Future southcentral US wildfire probability due to climate change. *Climatic Change*, **147** (3–4), 617–631. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2156-8>
74. Jaffe, D.A., S.M. O'Neill, N.K. Larkin, A.L. Holder, D.L. Peterson, J.E. Halofsky, and A.G. Rappold, 2020: Wildfire and prescribed burning impacts on air quality in the United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **70** (6), 583–615. <https://doi.org/10.1080/10962247.2020.1749731>
75. Juliano, T.W., P.A. Jiménez, B. Kosović, T. Eidhammer, G. Thompson, L.K. Berg, J. Fast, A. Motley, and A. Polidori, 2022: Smoke from 2020 United States wildfires responsible for substantial solar energy forecast errors. *Environmental Research Letters*, **17** (3), 034010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac5143>
76. Burke, M., A. Driscoll, S. Heft-Neal, J. Xue, J. Burney, and M. Wara, 2021: The changing risk and burden of wildfire in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **118** (2), e2011048118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011048118>
77. O'Dell, K., R.S. Hornbrook, W. Permar, E.J.T. Levin, L.A. Garofalo, E.C. Apel, N.J. Blake, A. Jarnot, M.A. Pothier, D.K. Farmer, L. Hu, T. Campos, B. Ford, J.R. Pierce, and E.V. Fischer, 2020: Hazardous air pollutants in fresh and aged western US wildfire smoke and implications for long-term exposure. *Environmental Science & Technology*, **54** (19), 11838–11847. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04497>

78. Xie, Y., M. Lin, B. Decharme, C. Delire, L.W. Horowitz, D.M. Lawrence, F. Li, and R. Séférian, 2022: Tripling of western US particulate pollution from wildfires in a warming climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **119** (14), e2111372119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2111372119>
79. McClure, C.D. and D.A. Jaffe, 2018: US particulate matter air quality improves except in wildfire-prone areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **115** (31), 7901–7906. <https://doi.org/10.1073/pnas.1804353115>
80. Brey, S.J. and E.V. Fischer, 2016: Smoke in the city: How often and where does smoke impact summertime ozone in the United States? *Environmental Science & Technology*, **50** (3), 1288–1294. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05218>
81. Buysse, C.E., A. Kaulfus, U. Nair, and D.A. Jaffe, 2019: Relationships between particulate matter, ozone, and nitrogen oxides during urban smoke events in the western US. *Environmental Science & Technology*, **53** (21), 12519–12528. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b05241>
82. Hodshire, A.L., A. Akherati, M.J. Alvarado, B. Brown-Steiner, S.H. Jathar, J.L. Jimenez, S.M. Kreidenweis, C.R. Lonsdale, T.B. Onasch, A.M. Ortega, and J.R. Pierce, 2019: Aging effects on biomass burning aerosol mass and composition: A critical review of field and laboratory studies. *Environmental Science & Technology*, **53** (17), 10007–10022. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02588>
83. Boaggio, K., S.D. LeDuc, R.B. Rice, P.F. Duffney, K.M. Foley, A.L. Holder, S. McDow, and C.P. Weaver, 2022: Beyond particulate matter mass: Heightened levels of lead and other pollutants associated with destructive fire events in California. *Environmental Science & Technology*, **56** (20), 14272–14283. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02099>
84. CARB, 2021: Camp Fire Air Quality Data Analysis. California Air Resources Board. [https://ww2.arb.ca.gov/sites/default/files/2021-07/Camp\\_Fire\\_report\\_July2021.pdf](https://ww2.arb.ca.gov/sites/default/files/2021-07/Camp_Fire_report_July2021.pdf)
85. Hauser, N., K.C. Conlon, A. Desai, and L.N. Kobziar, 2021: Climate change and infections on the move in North America. *Infection and Drug Resistance*, **14**, 5711–5723. <https://doi.org/10.2147/idr.s305077>
86. Kobziar, L.N., M.R.A. Pingree, H. Larson, T.J. Dreaden, S. Green, and J.A. Smith, 2018: Pyroaerobiology: The aerosolization and transport of viable microbial life by wildland fire. *Ecosphere*, **9** (11), e02507. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2507>
87. Kobziar, L.N., D. Vuono, R. Moore, B.C. Christner, T. Dean, D. Betancourt, A.C. Watts, J. Aurell, and B. Gullett, 2022: Wildland fire smoke alters the composition, diversity, and potential atmospheric function of microbial life in the aerobiome. *ISME Communications*, **2** (1), 8. <https://doi.org/10.1038/s43705-022-00089-5>
88. Abdo, M., I. Ward, K. O'Dell, B. Ford, J.R. Pierce, E.V. Fischer, and J.L. Crooks, 2019: Impact of wildfire smoke on adverse pregnancy outcomes in Colorado, 2007–2015. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **16** (19), 3720. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193720>
89. Chen, G., Y. Guo, X. Yue, S. Tong, A. Gasparrini, M.L. Bell, B. Armstrong, J. Schwartz, J.J.K. Jaakkola, A. Zanobetti, E. Lavigne, P.H. Nascimento Saldiva, H. Kan, D. Royé, A. Milojevic, A. Overcenco, A. Urban, A. Schneider, A. Entezari, A.M. Vicedo-Cabrera, A. Zeka, A. Tobias, B. Nunes, B. Alahmad, B. Forsberg, S.-C. Pan, C. Íñiguez, C. Ameling, C. De la Cruz Valencia, C. Åström, D. Houthuijs, D. Van Dung, E. Samoli, F. Mayvaneh, F. Sera, G. Carrasco-Escobar, Y. Lei, H. Orru, H. Kim, I.-H. Holobaca, J. Kyselý, J.P. Teixeira, J. Madureira, K. Katsouyanni, M. Hurtado-Díaz, M. Maasikmets, M.S. Ragettli, M. Hashizume, M. Stafoggia, M. Pascal, M. Scortichini, M. de Sousa Zanotti Stagliorio Coêlho, N. Valdés Ortega, N.R.I. Rytí, N. Scovronick, P. Matus, P. Goodman, R.M. Garland, R. Abrutzky, S.O. Garcia, S. Rao, S. Fratianne, T.N. Dang, V. Colistro, V. Huber, W. Lee, X. Seposo, Y. Honda, Y.L. Guo, T. Ye, W. Yu, M.J. Abramson, J.M. Samet, and S. Li, 2021: Mortality risk attributable to wildfire-related PM<sub>2.5</sub> pollution: A global time series study in 749 locations. *The Lancet Planetary Health*, **5** (9), e579–e587. [https://doi.org/10.1016/s2542-5196\(21\)00200-x](https://doi.org/10.1016/s2542-5196(21)00200-x)
90. Dodd, W., P. Scott, C. Howard, C. Scott, C. Rose, A. Cunsolo, and J. Orbinski, 2018: Lived experience of a record wildfire season in the Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Public Health*, **109** (3), 327–337. <https://doi.org/10.17269/s41997-018-0070-5>
91. Doubleday, A., J. Schulte, L. Sheppard, M. Kadlec, R. Dhammapala, J. Fox, and T. Busch Isaksen, 2020: Mortality associated with wildfire smoke exposure in Washington state, 2006–2017: A case-crossover study. *Environmental Health*, **19** (1), 4. <https://doi.org/10.1186/s12940-020-0559-2>
92. Liu, J.C., G. Pereira, S.A. Uhl, M.A. Bravo, and M.L. Bell, 2015: A systematic review of the physical health impacts from non-occupational exposure to wildfire smoke. *Environmental Research*, **136**, 120–132. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.015>



93. Reid, C.E., M. Brauer, F.H. Johnston, M. Jerrett, J.R. Balmes, and C.T. Elliott, 2016: Critical review of health impacts of wildfire smoke exposure. *Environmental Health Perspectives*, **124** (9), 1334–1343. <https://doi.org/10.1289/ehp.1409277>
94. Schwarz, L., A. Dimitrova, R. Aguilera, R. Basu, A. Gershunov, and T. Benmarhnia, 2022: Smoke and COVID-19 case fatality ratios during California wildfires. *Environmental Research Letters*, **17** (1), 014054. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4538>
95. Zhou, X., K. Josey, L. Kamareddine, M.C. Caine, T. Liu, L.J. Mickley, M. Cooper, and F. Dominici, 2021: Excess of COVID-19 cases and deaths due to fine particulate matter exposure during the 2020 wildfires in the United States. *Science Advances*, **7** (33), 8789. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abi8789>
96. Fann, N., B. Alman, R.A. Broome, G.G. Morgan, F.H. Johnston, G. Pouliot, and A.G. Rappold, 2018: The health impacts and economic value of wildland fire episodes in the U.S.: 2008–2012. *Science of The Total Environment*, **610–611**, 802–809. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.024>
97. O'Dell, K., K. Bilsback, B. Ford, S.E. Martenies, S. Magzamen, E.V. Fischer, and J.R. Pierce, 2021: Estimated mortality and morbidity attributable to smoke plumes in the United States: Not just a western US problem. *GeoHealth*, **5** (9), e2021GH000457. <https://doi.org/10.1029/2021gh000457>
98. Liu, J.C., A. Wilson, L.J. Mickley, K. Ebisu, M.P. Sulprizio, Y. Wang, R.D. Peng, X. Yue, F. Dominici, and M.L. Bell, 2017: Who among the elderly is most vulnerable to exposure to and health risks of fine particulate matter from wildfire smoke? *American Journal of Epidemiology*, **186** (6), 730–735. <https://doi.org/10.1093/aje/kwx141>
99. Navarro, K.M., M.T. Kleinman, C.E. Mackay, T.E. Reinhardt, J.R. Balmes, G.A. Broyles, R.D. Ottmar, L.P. Naher, and J.W. Domitrovich, 2019: Wildland firefighter smoke exposure and risk of lung cancer and cardiovascular disease mortality. *Environmental Research*, **173**, 462–468. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.03.060>
100. Woo, S.H.L., J.C. Liu, X. Yue, L.J. Mickley, and M.L. Bell, 2020: Air pollution from wildfires and human health vulnerability in Alaskan communities under climate change. *Environmental Research Letters*, **15** (9), 094019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab9270>
101. Liu, J.C., L.J. Mickley, M.P. Sulprizio, X. Yue, R.D. Peng, F. Dominici, and M.L. Bell, 2016: Future respiratory hospital admissions from wildfire smoke under climate change in the Western US. *Environmental Research Letters*, **11** (12), 124018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/12/124018>
102. Stevens, J.T., B.M. Collins, J.W. Long, M.P. North, S.J. Prichard, L.W. Tarnay, and A.M. White, 2016: Evaluating potential trade-offs among fuel treatment strategies in mixed-conifer forests of the Sierra Nevada. *Ecosphere*, **7** (9), e01445. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1445>
103. Hessburg, P.F., S.J. Prichard, R.K. Hagmann, N.A. Povak, and F.K. Lake, 2021: Wildfire and climate change adaptation of western North American forests: A case for intentional management. *Ecological Applications*, **31** (8), e02432. <https://doi.org/10.1002/eap.2432>
104. USFS, 2022: Confronting the Wildlife Crisis: A Strategy for Protecting Communities and Improving Resilience in America's Forests. FS-1187a. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. <https://www.fs.usda.gov/sites/default/files/Confronting-Wildfire-Crisis.pdf>
105. Larson, E.R., K.F. Kipfmüller, and L.B. Johnson, 2021: People, fire, and pine: Linking human agency and landscape in the Boundary Waters Canoe Area Wilderness and beyond. *Annals of the American Association of Geographers*, **111** (1), 1–25. <https://doi.org/10.1080/24694452.2020.1768042>
106. Long, J.W., F.K. Lake, and R.W. Goode, 2021: The importance of Indigenous cultural burning in forested regions of the Pacific West, USA. *Forest Ecology and Management*, **500**, 119597. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119597>
107. Larkin, N.K., S.M. Raffuse, S. Huang, N. Pavlovic, P. Lahm, and V. Rao, 2020: The comprehensive fire information reconciled emissions (CFIRE) inventory: Wildland fire emissions developed for the 2011 and 2014 U.S. national emissions inventory. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **70** (11), 1165–1185. <https://doi.org/10.1080/10962247.2020.1802365>
108. Afrin, S. and F. Garcia-Menendez, 2021: Potential impacts of prescribed fire smoke on public health and socially vulnerable populations in a southeastern U.S. state. *Science of The Total Environment*, **794**, 148712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148712>

109. NWCG, 2020: NWCG Smoke Management Guide for Prescribed Fire. PMS 420-3, NFES 001279, Peterson, J., P. Lahm, M. Fitch, M. George, D. Haddow, M. Melvin, J. Hyde, and E. Eberhardt, Eds. National Wildfire Coordinating Group. <https://www.nwcg.gov/sites/default/files/publications/pms420-3.pdf>
110. EPA, 2021: Comparative Assessment of the Impacts of Prescribed Fire Versus Wildfire (CAIF): A Case Study in the Western U.S. EPA/600/R-21/197. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=352824>
111. Hill, L.A., J. Jaeger, and A. Smith, 2022: Can Prescribed Fires Mitigate Health Harm? A Review of Air Quality and Public Health Implications of Wildfire and Prescribed Fire. American Lung Association and PSE Healthy Energy. [https://www.lung.org/getmedia/fd7ff728-56d9-4b33-82eb-abd06f01bc3b/pse\\_wildfire-and-prescribed-fire-brief\\_final.pdf](https://www.lung.org/getmedia/fd7ff728-56d9-4b33-82eb-abd06f01bc3b/pse_wildfire-and-prescribed-fire-brief_final.pdf)
112. Chen, J., K. Anderson, R. Pavlovic, M.D. Moran, P. Englefield, D.K. Thompson, R. Munoz-Alpizar, and H. Landry, 2019: The FireWork v2.0 air quality forecast system with biomass burning emissions from the Canadian Forest Fire Emissions Prediction System v2.03. *Geoscientific Model Development*, **12** (7), 3283–3310. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-3283-2019>
113. June, N., J. Vaughan, Y. Lee, and B.K. Lamb, 2021: Operational bias correction for PM<sub>2.5</sub> using the AIRPACT air quality forecast system in the Pacific Northwest. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **71** (4), 515–527. <https://doi.org/10.1080/10962247.2020.1856216>
114. Lee, P., J. McQueen, I. Stajner, J. Huang, L. Pan, D. Tong, H. Kim, Y. Tang, S. Kondragunta, M. Ruminski, S. Lu, E. Rogers, R. Saylor, P. Shafran, H.-C. Huang, J. Gorline, S. Upadhayay, and R. Artz, 2017: NAQFC developmental forecast guidance for fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>). *Weather and Forecasting*, **32** (1), 343–360. <https://doi.org/10.1175/waf-d-15-0163.1>
115. O'Neill, S., P. Xian, J. Flemming, M. Cope, A. Baklanov, N. Larkin, J. Vaughan, D. Tong, R. Howard, R. Stull, D. Davignon, R. Ahmadov, M. Odman, J. Innis, M. Azzi, C. Gan, R. Pavlovic, B.N. Chew, J. Reid, and A. MacNeil, 2022: Profiles of Operational and Research Forecasting of Smoke and Air Quality Around the World. ESS Open Archive. <https://doi.org/10.1002/essoar.10512975.1>
116. Xian, P., J.S. Reid, E.J. Hyer, C.R. Sampson, J.I. Rubin, M. Ades, N. Asencio, S. Basart, A. Benedetti, P.S. Bhattacharjee, M.E. Brooks, P.R. Colarco, A.M. da Silva, T.F. Eck, J. Guth, O. Jorba, R. Kouznetsov, Z. Kipling, M. Sofiev, C. Perez Garcia-Pando, Y. Pradhan, T. Tanaka, J. Wang, D.L. Westphal, K. Yumimoto, and J. Zhang, 2019: Current state of the global operational aerosol multi-model ensemble: An update from the International Cooperative for Aerosol Prediction (ICAP). *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, **145** (S1), 176–209. <https://doi.org/10.1002/qj.3497>
117. EPA, 2021: Wildfire Smoke: A Guide for Public Health Officials. EPA-452/R-21-901. U.S. Environmental Protection Agency. [https://www.airnow.gov/sites/default/files/2021-09/wildfire-smoke-guide\\_0.pdf](https://www.airnow.gov/sites/default/files/2021-09/wildfire-smoke-guide_0.pdf)
118. Barn, P.K., C.T. Elliott, R.W. Allen, T. Kosatsky, K. Rideout, and S.B. Henderson, 2016: Portable air cleaners should be at the forefront of the public health response to landscape fire smoke. *Environmental Health*, **15** (1), 116. <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0198-9>
119. Davison, G., K.K. Barkjohn, G.S.W. Hagler, A.L. Holder, S. Coefield, C. Noonan, and B. Hassett-Sipple, 2021: Creating clean air spaces during wildland fire smoke episodes: Web Summit summary. *Frontiers in Public Health*, **9**, 508971. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2021.508971>
120. Fisk, W.J. and W.R. Chan, 2017: Health benefits and costs of filtration interventions that reduce indoor exposure to PM<sub>2.5</sub> during wildfires. *Indoor Air*, **27** (1), 191–204. <https://doi.org/10.1111/ina.12285>
121. Rappold, A.G., N.L. Fann, J. Crooks, J. Huang, W.E. Cascio, R.B. Devlin, and D. Diaz-Sanchez, 2014: Forecast-based interventions can reduce the health and economic burden of wildfires. *Environmental Science & Technology*, **48** (18), 10571–10579. <https://doi.org/10.1021/es5012725>
122. Lahm, P. and N.K. Larkin, 2020: The interagency wildland fire air quality response program. *The Magazine for Environmental Managers*, **24**, 9–15.
123. John D. Dingell Jr. Conservation, Management, and Recreation Act. 116th Congress, Pub. L. No. 116–119, 133 Stat. 580–839, March 12, 2019. <https://www.congress.gov/bill/116th-congress/senate-bill/47/text>

124. Rappold, A.G., M.C. Hano, S. Prince, L. Wei, S.M. Huang, C. Baghdikian, B. Stearns, X. Gao, S. Hoshiko, W.E. Cascio, D. Diaz-Sanchez, and B. Hubbell, 2019: Smoke sense initiative leverages citizen science to address the growing wildfire-related public health problem. *GeoHealth*, **3** (12), 443–457. <https://doi.org/10.1029/2019gh000199>
125. Burke, M., S. Heft-Neal, J. Li, A. Driscoll, P. Baylis, M. Stigler, J.A. Weill, J.A. Burney, J. Wen, M.L. Childs, and C.F. Gould, 2022: Exposures and behavioural responses to wildfire smoke. *Nature Human Behaviour*, **6** (10), 1351–1361. <https://doi.org/10.1038/s41562-022-01396-6>
126. Rice, M.B., S.B. Henderson, A.A. Lambert, K.R. Cromar, J.A. Hall, W.E. Cascio, P.G. Smith, B.J. Marsh, S. Coefield, J.R. Balmes, A. Kamal, M.I. Gilmour, C. Carlsten, K.M. Navarro, G.W. Collman, A. Rappold, M.D. Miller, S.L. Stone, and D.L. Costa, 2021: Respiratory impacts of wildland fire smoke: Future challenges and policy opportunities. An official American Thoracic Society workshop report. *Annals of the American Thoracic Society*, **18** (6), 921–930. <https://doi.org/10.1513/annalsats.202102-148st>
127. EPA, 2022: AirNow Fire and Smoke Map. U.S. Environmental Protection Agency. <https://fire.airnow.gov/>
128. Bullard, R.D., P. Mohai, R. Saha, and B. Wright, 2008: Toxic wastes and race at twenty: Why race still matters after all of these years. *Environmental Law*, **38** (2), 371–411. <http://www.jstor.org/stable/43267204>
129. Di, Q., Y. Wang, A. Zanobetti, Y. Wang, P. Koutrakis, C. Choirat, F. Dominici, and J.D. Schwartz, 2017: Air pollution and mortality in the Medicare population. *New England Journal of Medicine*, **376** (26), 2513–2522. <https://doi.org/10.1056/nejmoa1702747>
130. Hajat, A., C. Hsia, and M.S. O'Neill, 2015: Socioeconomic disparities and air pollution exposure: A global review. *Current Environmental Health Reports*, **2** (4), 440–450. <https://doi.org/10.1007/s40572-015-0069-5>
131. Wilson, S.M., H. Fraser-Rahim, E. Williams, H. Zhang, L. Rice, E. Svendsen, and W. Abara, 2012: Assessment of the distribution of toxic release inventory facilities in metropolitan Charleston: An environmental justice case study. *American Journal of Public Health*, **102** (10), 1974–1980. <https://doi.org/10.2105/ajph.2012.300700>
132. Ard, K., 2015: Trends in exposure to industrial air toxins for different racial and socioeconomic groups: A spatial and temporal examination of environmental inequality in the U.S. from 1995 to 2004. *Social Science Research*, **53**, 375–390. <https://doi.org/10.1016/j.ssresearch.2015.06.019>
133. Castillo, M.D., P.L. Kinney, V. Southerland, C.A. Arno, K. Crawford, A. van Donkelaar, M. Hammer, R.V. Martin, and S.C. Anenberg, 2021: Estimating intra-urban inequities in PM<sub>2.5</sub>-attributable health impacts: A case study for Washington, DC. *GeoHealth*, **5** (11), e2021GH000431. <https://doi.org/10.1029/2021gh000431>
134. Clark, L.P., D.B. Millet, and J.D. Marshall, 2017: Changes in transportation-related air pollution exposures by race-ethnicity and socioeconomic status: Outdoor nitrogen dioxide in the United States in 2000 and 2010. *Environmental Health Perspectives*, **125** (9), 097012. <https://doi.org/10.1289/ehp959>
135. Colmer, J., I. Hardman, J. Shimshack, and J. Voorheis, 2020: Disparities in PM<sub>2.5</sub> air pollution in the United States. *Science*, **369** (6503), 575–578. <https://doi.org/10.1126/science.aaz9353>
136. Kravitz-Wirtz, N., K. Crowder, A. Hajat, and V. Sass, 2016: The long-term dynamics of racial/ethnic inequality in neighborhood air pollution exposure, 1990–2009. *Du Bois Review: Social Science Research on Race*, **13** (2), 237–259. <https://doi.org/10.1017/s1742058x16000205>
137. Liu, J., L.P. Clark, M.J. Bechle, A. Hajat, S.Y. Kim, A.L. Robinson, L. Sheppard, A.A. Szpiro, and J.D. Marshall, 2021: Disparities in air pollution exposure in the United States by race/ethnicity and income, 1990–2010. *Environmental Health Perspectives*, **129** (12), 127005. <https://doi.org/10.1289/ehp8584>
138. Demetillo, M.A.G., C. Harkins, B.C. McDonald, P.S. Chodrow, K. Sun, and S.E. Pusede, 2021: Space-based observational constraints on NO<sub>2</sub> air pollution inequality from diesel traffic in major US cities. *Geophysical Research Letters*, **48** (17), e2021GL094333. <https://doi.org/10.1029/2021gl094333>
139. Tessum, C.W., J.S. Apte, A.L. Goodkind, N.Z. Muller, K.A. Mullins, D.A. Paoletta, S. Polasky, N.P. Springer, S.K. Thakrar, J.D. Marshall, and J.D. Hill, 2019: Inequity in consumption of goods and services adds to racial-ethnic disparities in air pollution exposure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **116** (13), 6001–6006. <https://doi.org/10.1073/pnas.1818859116>
140. Johnson Gaither, C., S. Afrin, F. Garcia-Menendez, M.T. Odman, R. Huang, S. Goodrick, and A. Ricardo da Silva, 2019: African American exposure to prescribed fire smoke in Georgia, USA. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **16** (17), 3079. <https://doi.org/10.3390/ijerph16173079>

141. Mirabelli, M.C., S. Wing, S.W. Marshall, and T.C. Wilcosky, 2006: Race, poverty, and potential exposure of middle-school students to air emissions from confined swine feeding operations. *Environmental Health Perspectives*, **114** (4), 591–596. <https://doi.org/10.1289/ehp.8586>
142. Ogneva-Himmelberger, Y., L. Huang, and H. Xin, 2015: CALPUFF and CAFOs: Air pollution modeling and environmental justice analysis in the North Carolina hog industry. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, **4** (1), 150–171. <https://doi.org/10.3390/ijgi4010150>
143. Son, J.-Y., M.L. Miranda, and M.L. Bell, 2021: Exposure to concentrated animal feeding operations (CAFOs) and risk of mortality in North Carolina, USA. *Science of The Total Environment*, **799**, 149407. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149407>
144. Wing, S., D. Cole, and G. Grant, 2000: Environmental injustice in North Carolina's hog industry. *Environmental Health Perspectives*, **108** (3), 225–231. <https://doi.org/10.1289/ehp.00108225>
145. Wing, S. and S. Wolf, 2000: Intensive livestock operations, health, and quality of life among eastern North Carolina residents. *Environmental Health Perspectives*, **108** (3), 233–238. <https://doi.org/10.1289/ehp.00108233>
146. Thind, M.P.S., C.W. Tessum, I.L. Azevedo, and J.D. Marshall, 2019: Fine particulate air pollution from electricity generation in the US: Health impacts by race, income, and geography. *Environmental Science & Technology*, **53** (23), 14010–14019. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02527>
147. Emanuel, R.E., M.A. Caretta, L. Rivers III, and P. Vasudevan, 2021: Natural gas gathering and transmission pipelines and social vulnerability in the United States. *GeoHealth*, **5** (6), e2021GH000442. <https://doi.org/10.1029/2021gh000442>
148. González, D.J.X., C.M. Morton, L.A.L. Hill, D.R. Michanowicz, R.J. Rossi, S.B.C. Shonkoff, J.A. Casey, and R. Morello-Frosch, 2023: Temporal trends of racial and socioeconomic disparities in population exposures to upstream oil and gas development in California. *GeoHealth*, **7** (3), e2022GH000690. <https://doi.org/10.1029/2022gh000690>
149. Bryant, B. and P. Mohai, 2019: *Race And The Incidence Of Environmental Hazards: A Time For Discourse*, 1st ed. Routledge, New York, 251 pp. <https://doi.org/10.4324/9780429303661>
150. Lane, H.M., R. Morello-Frosch, J.D. Marshall, and J.S. Apte, 2022: Historical redlining is associated with present-day air pollution disparities in U.S. cities. *Environmental Science & Technology Letters*, **9** (4), 345–350. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c01012>
151. Morello-Frosch, R. and R. Lopez, 2006: The riskscape and the color line: Examining the role of segregation in environmental health disparities. *Environmental Research*, **102** (2), 181–196. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.05.007>
152. Wilson, S.M., 2009: An ecologic framework to study and address environmental justice and community health issues. *Environmental Justice*, **2** (1), 15–24. <https://doi.org/10.1089/env.2008.0515>
153. Bell, M.L., A. Zanobetti, and F. Dominici, 2013: Evidence on vulnerability and susceptibility to health risks associated with short-term exposure to particulate matter: A systematic review and meta-analysis. *American Journal of Epidemiology*, **178** (6), 865–876. <https://doi.org/10.1093/aje/kwt090>
154. Josey, K.P., S.W. Delaney, X. Wu, R.C. Nethery, P. DeSouza, D. Braun, and F. Dominici, 2023: Air pollution and mortality at the intersection of race and social class. *New England Journal of Medicine*, **388** (15), 1396–1404. <https://doi.org/10.1056/nejmsa2300523>
155. EPA, 2021: Climate Change and Social Vulnerability in the United States: A Focus on Six Impacts. EPA 430-R-21-003. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/cira/social-vulnerability-report>
156. Morello-Frosch, R. and O.K. Obasogie, 2023: The climate gap and the color line—Racial health inequities and climate change. *New England Journal of Medicine*, **388** (10), 943–949. <https://doi.org/10.1056/nejmsb2213250>
157. Anenberg, S.C., S. Haines, E. Wang, N. Nassikas, and P.L. Kinney, 2020: Synergistic health effects of air pollution, temperature, and pollen exposure: A systematic review of epidemiological evidence. *Environmental Health*, **19** (1), 130. <https://doi.org/10.1186/s12940-020-00681-z>
158. Lee, W., H.M. Choi, D. Kim, Y. Honda, Y.-L. Leon Guo, and H. Kim, 2019: Synergic effect between high temperature and air pollution on mortality in Northeast Asia. *Environmental Research*, **178**, 108735. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108735>



159. McDonald, R.I., T. Biswas, C. Sachar, I. Housman, T.M. Boucher, D. Balk, D. Nowak, E. Spotswood, C.K. Stanley, and S. Leyk, 2021: The tree cover and temperature disparity in US urbanized areas: Quantifying the association with income across 5,723 communities. *PLoS ONE*, **16** (4), e0249715. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0249715>
160. O'Neill, M.S., A. Zanobetti, and J. Schwartz, 2005: Disparities by race in heat-related mortality in four US cities: The role of air conditioning prevalence. *Journal of Urban Health*, **82** (2), 191–197. <https://doi.org/10.1093/jurban/jti043>
161. Romitti, Y., I. Sue Wing, K.R. Spangler, and G.A. Wellenius, 2022: Inequality in the availability of residential air conditioning across 115 US metropolitan areas. *PNAS Nexus*, **1** (4), 210. <https://doi.org/10.1093/pnasnexus/pgac210>
162. Shrestha, P.M., J.L. Humphrey, E.J. Carlton, J.L. Adgate, K.E. Barton, E.D. Root, and S.L. Miller, 2019: Impact of outdoor air pollution on indoor air quality in low-income homes during wildfire seasons. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **16** (19), 3535. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193535>
163. Dressel, I.M., M.A.G. Demetillo, L.M. Judd, S.J. Janz, K.P. Fields, K. Sun, A.M. Fiore, B.C. McDonald, and S.E. Pusede, 2022: Daily satellite observations of nitrogen dioxide air pollution inequality in New York City, New York and Newark, New Jersey: Evaluation and application. *Environmental Science & Technology*, **56** (22), 15298–15311. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02828>
164. Anenberg, S.C., D.K. Henze, V. Tinney, P.L. Kinney, W. Raich, N. Fann, C.S. Malley, H. Roman, L. Lamsal, B. Duncan, R.V. Martin, A. van Donkelaar, M. Brauer, R. Doherty, J.E. Jonson, Y. Davila, K. Sudo, and J.C.I. Kuylenstierna, 2018: Estimates of the global burden of ambient PM<sub>2.5</sub>, ozone, and NO<sub>2</sub> on asthma incidence and emergency room visits. *Environmental Health Perspectives*, **126** (10), 107004. <https://doi.org/10.1289/ehp3766>
165. Wu, J., C. Ren, R.J. Delfino, J. Chung, M. Wilhelm, and B. Ritz, 2009: Association between local traffic-generated air pollution and preeclampsia and preterm delivery in the South Coast Air Basin of California. *Environmental Health Perspectives*, **117** (11), 1773–1779. <https://doi.org/10.1289/ehp.0800334>
166. Chan, N.W. and J.W. Morrow, 2019: Unintended consequences of cap-and-trade? Evidence from the Regional Greenhouse Gas Initiative. *Energy Economics*, **80**, 411–422. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2019.01.007>
167. Hernandez-Cortes, D. and K. Meng, 2020: Do Environmental Markets Cause Environmental Injustice? Evidence from California's Carbon Market. Working Paper 27205. National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA. <https://doi.org/10.3386/w27205>
168. Cushing, L., D. Blaustein-Rejto, M. Wander, M. Pastor, J. Sadd, A. Zhu, and R. Morello-Frosch, 2018: Carbon trading, co-pollutants, and environmental equity: Evidence from California's cap-and-trade program (2011–2015). *PLoS Medicine*, **15** (7), e1002604. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1002604>
169. Wang, Y., J.S. Apte, J.D. Hill, C.E. Ivey, R.F. Patterson, A.L. Robinson, C.W. Tessum, and J.D. Marshall, 2022: Location-specific strategies for eliminating US national racial-ethnic PM<sub>2.5</sub> exposure inequality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **119** (44), e2205548119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2205548119>
170. Hsiang, S., P. Oliva, and R. Walker, 2019: The distribution of environmental damages. *Review of Environmental Economics and Policy*, **13** (1), 83–103. <https://doi.org/10.1093/reep/rey024>
171. Ku, A., D.M. Kammen, and S. Castellanos, 2021: A quantitative, equitable framework for urban transportation electrification: Oakland, California as a mobility model of climate justice. *Sustainable Cities and Society*, **74**, 103179. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103179>
172. Al-Fadhli, F.M., Y. Kimura, E.C. McDonald-Buller, and D.T. Allen, 2012: Impact of flare destruction efficiency and products of incomplete combustion on ozone formation in Houston, Texas. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **51** (39), 12663–12673. <https://doi.org/10.1021/ie201400z>
173. Johnson, G.S., S.C. Washington, D.W. King, and J.M. Gomez, 2014: Air quality and health issues along Houston's ship channel: An exploratory environmental justice analysis of a vulnerable community (Pleasantville). *Race, Gender & Class*, **21** (3/4), 273–303. <http://www.jstor.org/stable/43496996>
174. Olaguer, E.P., M.H. Erickson, A. Wijesinghe, and B.S. Neish, 2016: Source attribution and quantification of benzene event emissions in a Houston ship channel community based on real-time mobile monitoring of ambient air. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **66** (2), 164–172. <https://doi.org/10.1080/10962247.2015.1081652>
175. Chakraborty, J., T.W. Collins, S.E. Grineski, M.C. Montgomery, and M. Hernandez, 2014: Comparing disproportionate exposure to acute and chronic pollution risks: A case study in Houston, Texas: Acute and chronic pollution risks in Houston. *Risk Analysis*, **34** (11), 2005–2020. <https://doi.org/10.1111/risa.12224>



176. Collins, T.W., S.E. Grineski, J. Chakraborty, M.C. Montgomery, and M. Hernandez, 2015: Downscaling environmental justice analysis: Determinants of household-level hazardous air pollutant exposure in Greater Houston. *Annals of the Association of American Geographers*, **105** (4), 684–703. <https://doi.org/10.1080/00045608.2015.1050754>
177. Demetillo, M.A.G., A. Navarro, K.K. Knowles, K.P. Fields, J.A. Geddes, C.R. Nowlan, S.J. Janz, L.M. Judd, J. Al-Saadi, K. Sun, B.C. McDonald, G.S. Diskin, and S.E. Pusede, 2020: Observing nitrogen dioxide air pollution inequality using high-spatial-resolution remote sensing measurements in Houston, Texas. *Environmental Science & Technology*, **54** (16), 9882–9895. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01864>
178. Lam, Y., R. Sivasubramanian, M. Guerrero, J. Parras, and A. Parras, 2021: Toxic Air Pollution in the Houston Ship Channel: Disparities Show Urgent Need for Environmental Justice. Natural Resources Defense Council, 8 pp. <https://www.nrdc.org/sites/default/files/air-pollution-houston-ship-channel-ib.pdf>
179. Linder, S.H., D. Marko, and K. Sexton, 2008: Cumulative cancer risk from air pollution in Houston: Disparities in risk burden and social disadvantage. *Environmental Science & Technology*, **42** (12), 4312–4322. <https://doi.org/10.1021/es072042u>
180. Loustaunau, M.G. and J. Chakraborty, 2019: Vehicular air pollution in Houston, Texas: An intra-categorical analysis of environmental injustice. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **16** (16), 2968. <https://doi.org/10.3390/ijerph16162968>
181. Flores, A.B., T.W. Collins, S.E. Grineski, and J. Chakraborty, 2020: Disparities in health effects and access to health care among Houston area residents after Hurricane Harvey. *Public Health Reports*, **135** (4), 511–523. <https://doi.org/10.1177/0033354920930133>
182. Misuri, A., V. Casson Moreno, N. Quddus, and V. Cozzani, 2019: Lessons learnt from the impact of Hurricane Harvey on the chemical and process industry. *Reliability Engineering & System Safety*, **190**, 106521. <https://doi.org/10.1016/j.ress.2019.106521>
183. Thomas, K.A., J.R. Elliott, and S. Chavez, 2018: Community perceptions of industrial risks before and after a toxic flood: The case of Houston and Hurricane Harvey. *Sociological Spectrum*, **38** (6), 371–386. <https://doi.org/10.1080/02732173.2018.1532367>
184. Reed, S.D., T.A. Lee, and D.C. McCrory, 2004: The economic burden of allergic rhinitis. *PharmacoEconomics*, **22** (6), 345–361. <https://doi.org/10.2165/00019053-200422060-00002>
185. Choi, Y.-J., K.S. Lee, and J.-W. Oh, 2021: The impact of climate change on pollen season and allergic sensitization to pollens. *Immunology and Allergy Clinics of North America*, **41** (1), 97–109. <https://doi.org/10.1016/j.iaac.2020.09.004>
186. Gilles, S., C. Blume, M. Wimmer, A. Damialis, L. Meulenbroek, M. Gökkaya, C. Bergougnan, S. Eisenbart, N. Sundell, M. Lindh, L.M. Andersson, Å. Dahl, A. Chaker, F. Kolek, S. Wagner, A.U. Neumann, C.A. Akdis, J. Garssen, J. Westin, B. Van't Land, D.E. Davies, and C. Traidl-Hoffmann, 2020: Pollen exposure weakens innate defense against respiratory viruses. *Allergy*, **75** (3), 576–587. <https://doi.org/10.1111/all.14047>
187. Seth, D. and L. Bielory, 2021: Allergenic pollen season variations in the past two decades under changing climate in the United States. *Immunology and Allergy Clinics of North America*, **41** (1), 17–31. <https://doi.org/10.1016/j.iaac.2020.09.006>
188. Berger, M., M. Bastl, J. Bouchal, L. Dirr, and U. Berger, 2021: The influence of air pollution on pollen allergy sufferers. *Allergologie Select*, **5**, 345–348. <https://doi.org/10.5414/alx02284e>
189. Gleason, J.A., L. Bielory, and J.A. Fagliano, 2014: Associations between ozone, PM<sub>2.5</sub>, and four pollen types on emergency department pediatric asthma events during the warm season in New Jersey: A case-crossover study. *Environmental Research*, **132**, 421–429. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.03.035>
190. Ochkur, S., K. Iijima, J. Gibson, J. Miech, J. Molar, M. Fraser, E. Jacobsen, B. Wright, H. Kita, P. Herckes, and M. Rank, 2022: Ozone and nitrogen oxide enhance the immunogenicity of ragweed pollen. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, **149** (2), AB29. <https://doi.org/10.1016/j.jaci.2021.12.130>
191. Damialis, A., S. Gilles, M. Sofiev, V. Sofieva, F. Kolek, et al., 2021: Higher airborne pollen concentrations correlated with increased SARS-CoV-2 infection rates, as evidenced from 31 countries across the globe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **118** (12), e2019034118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2019034118>

192. Idrose, N.S., C.J. Lodge, B. Erbas, J.A. Douglass, D.S. Bui, and S.C. Dharmage, 2022: A review of the respiratory health burden attributable to short-term exposure to pollen. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **19** (12), 7541. <https://doi.org/10.3390/ijerph19127541>
193. Dbouk, T. and D. Drikakis, 2021: On pollen and airborne virus transmission. *Physics of Fluids*, **33** (6), 063313. <https://doi.org/10.1063/5.0055845>
194. Anderegg, W.R.L., J.T. Abatzoglou, L.D.L. Anderegg, L. Bielory, P.L. Kinney, and L. Ziska, 2021: Anthropogenic climate change is worsening North American pollen seasons. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **118** (7), e2013284118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2013284118>
195. Choi, Y.J., H.R. Oh, J.W. Oh, K.R. Kim, M.J. Kim, B.J. Kim, and W.G. Baek, 2018: Chamber and field studies demonstrate differential Amb a 1 contents in common ragweed depending on CO<sub>2</sub> levels. *Allergy, Asthma & Immunology Research*, **10** (3), 278–282. <https://doi.org/10.4168/air.2018.10.3.278>
196. Ziska, L.H. and K.L. Ebi, 2021: Ch. 7. Climate change, carbon dioxide, and public health: The plant biology perspective. In: *Global Climate Change and Human Health: From Science to Practice*, 2nd ed. Lemery, J., K. Knowlton, and C. Sorensen, Eds. Wiley. <https://www.wiley.com/en-au/Global+Climate+Change+and+Human+Health:+From+Science+to+Practice,+2nd+Edition-p-9781119667957>
197. Ziska, L.H., J. Yang, M.B. Tomecek, and P.J. Beggs, 2016: Cultivar-specific changes in peanut yield, biomass, and allergenicity in response to elevated atmospheric carbon dioxide concentration. *Crop Science*, **56** (5), 2766–2774. <https://doi.org/10.2135/cropsci2015.12.0741>
198. Manangan, A., C. Brown, S. Saha, J. Bell, J. Hess, C. Uejio, S. Fineman, and P. Schramm, 2021: Long-term pollen trends and associations between pollen phenology and seasonal climate in Atlanta, Georgia (1992–2018). *Annals of Allergy, Asthma & Immunology*, **127** (4), 471–480. <https://doi.org/10.1016/j.anai.2021.07.012>
199. Paudel, B., T. Chu, M. Chen, V. Sampath, M. Prunicki, and K.C. Nadeau, 2021: Increased duration of pollen and mold exposure are linked to climate change. *Scientific Reports*, **11** (1), 12816. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92178-z>
200. Zhang, Y., L. Bielory, Z. Mi, T. Cai, A. Robock, and P. Georgopoulos, 2015: Allergenic pollen season variations in the past two decades under changing climate in the United States. *Global change biology*, **21** (4), 1581–1589. <https://doi.org/10.1111/gcb.12755>
201. Ziska, L.H., L. Makra, S.K. Harry, N. Bruffaerts, M. Hendrickx, F. Coates, A. Saarto, M. Thibaudon, G. Oliver, A. Damialis, A. Charalampopoulos, D. Vokou, S. Heidmarsson, E. Gudjohnsen, M. Bonini, J.-W. Oh, K. Sullivan, L. Ford, G.D. Brooks, D. Myszkowska, E. Severova, R. Gehrig, G.D. Ramón, P.J. Beggs, K. Knowlton, and A.R. Crimmins, 2019: Temperature-related changes in airborne allergenic pollen abundance and seasonality across the Northern Hemisphere: A retrospective data analysis. *The Lancet Planetary Health*, **3** (3), e124–e131. [https://doi.org/10.1016/s2542-5196\(19\)30015-4](https://doi.org/10.1016/s2542-5196(19)30015-4)
202. Ziska, L., K. Knowlton, C. Rogers, D. Dalan, N. Tierney, M.A. Elder, W. Filley, J. Shropshire, L.B. Ford, C. Hedberg, P. Fleetwood, K.T. Hovanky, T. Kavanaugh, G. Fulford, R.F. Vrtis, J.A. Patz, J. Portnoy, F. Coates, L. Bielory, and D. Frenz, 2011: Recent warming by latitude associated with increased length of ragweed pollen season in central North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **108** (10), 4248–4251. <https://doi.org/10.1073/pnas.1014107108>
203. Damialis, A., C. Traidl-Hoffmann, and R. Treudler, 2019: Ch. 3. Climate change and pollen allergies. In: *Biodiversity and Health in the Face of Climate Change*. Marselle, M.R., J. Stadler, H. Korn, K.N. Irvine, and A. Bonn, Eds. Springer, Cham, Switzerland, 47–66. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-02318-8\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-030-02318-8_3)
204. Cai, T. 2019: Modeling Impacts of Climate Change on Air Quality and Associated Human Exposures. Doctor of Philosophy in Environmental Sciences, Rutgers, The State University of New Jersey. <https://doi.org/10.7282/t3-c6hd-ns81>
205. Cai, T., Y. Zhang, X. Ren, L. Bielory, Z. Mi, C.G. Nolte, Y. Gao, L.R. Leung, and P.G. Georgopoulos, 2019: Development of a semi-mechanistic allergenic pollen emission model. *Science of The Total Environment*, **653**, 947–957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.243>
206. Cai, T., X. Ren, Z. Mi, L. Bielory, and P.G. Georgopoulos, 2019: Modeling impacts of climate change on population co-exposures to ozone and allergenic pollen across different regions of the United States. In: *APHA's 2019 Annual Meeting and Expo*. 2–6 November 2019. American Public Health Association. <https://apha.confex.com/apha/2019/meetingapp.cgi/Paper/447910>

207. Zhang, Y., L. Bielory, T. Cai, Z. Mi, and P. Georgopoulos, 2015: Predicting onset and duration of airborne allergenic pollen season in the United States. *Atmospheric Environment*, **103**, 297–306. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.12.019>
208. Zhang, Y. and A.L. Steiner, 2022: Projected climate-driven changes in pollen emission season length and magnitude over the continental United States. *Nature Communications*, **13** (1), 1234. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28764-0>
209. D'Amato, G., H.J. Chong-Neto, O.P. Monge Ortega, C. Vitale, I. Ansotegui, N. Rosario, T. Haahtela, C. Galan, R. Pawankar, M. Murrieta-Aguttes, L. Cecchi, C. Bergmann, E. Ridolo, G. Ramon, S. Gonzalez Diaz, M. D'Amato, and I. Annesi-Maesano, 2020: The effects of climate change on respiratory allergy and asthma induced by pollen and mold allergens. *Allergy*, **75** (9), 2219–2228. <https://doi.org/10.1111/all.14476>
210. Ren, X., T. Cai, Z. Mi, L. Bielory, C.G. Nolte, and P.G. Georgopoulos, 2022: Modeling past and future spatiotemporal distributions of airborne allergenic pollen across the contiguous United States. *Frontiers in Allergy*, **3**, 959594. <https://doi.org/10.3389/falgy.2022.959594>
211. Chivato, T., E. Valovirta, R. Dahl, J.d. Monchy, A.B. Thomsen, S. Palkonen, and L. Jacobsen, 2012: Allergy, living and learning: Diagnosis and treatment of allergic respiratory diseases in Europe. *Journal of Investigational Allergology & Clinical Immunology*, **22** (3), 168–179. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22697006/>
212. Hesse, L., J.N.G. Oude Elberink, A.J.M. van Oosterhout, and M.C. Nawijn, 2022: Allergen immunotherapy for allergic airway diseases: Use lessons from the past to design a brighter future. *Pharmacology & Therapeutics*, **237**, 108115. <https://doi.org/10.1016/j.pharmthera.2022.108115>
213. Linares, C., G.S. Martinez, V. Kendrovski, and J. Diaz, 2020: A new integrative perspective on early warning systems for health in the context of climate change. *Environmental Research*, **187**, 109623. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109623>
214. Wikstén, J., S. Toppila-Salmi, and M. Mäkelä, 2018: Primary prevention of airway allergy. *Current Treatment Options in Allergy*, **5** (4), 347–355. <https://doi.org/10.1007/s40521-018-0190-4>
215. EPA, 2023: Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2021. EPA 430–R–23–002. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/ghgemissions/draft-inventory-us-greenhouse-gas-emissions-and-sinks-1990-2021>
216. Thakrar, S.K., S. Balasubramanian, P.J. Adams, I.M.L. Azevedo, N.Z. Muller, S.N. Pandis, S. Polasky, C.A. Pope, A.L. Robinson, J.S. Apte, C.W. Tessum, J.D. Marshall, and J.D. Hill, 2020: Reducing mortality from air pollution in the United States by targeting specific emission sources. *Environmental Science & Technology Letters*, **7** (9), 639–645. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00424>
217. EPA, 2011: The Benefits and Costs of the Clean Air Act from 1990 to 2020: Summary Report. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air and Radiation, 34 pp. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/summaryreport.pdf>
218. Hubbell, B.J., R.V. Crume, D.M. Everts, and J.M. Cohen, 2010: Policy monitor: Regulation and progress under the 1990 Clean Air Act amendments. *Review of Environmental Economics and Policy*, **4** (1), 122–138. <https://doi.org/10.1093/reep/rep019>
219. Feng, K., S.J. Davis, L. Sun, and K. Hubacek, 2015: Drivers of the US CO<sub>2</sub> emissions 1997–2013. *Nature Communications*, **6** (1), 7714. <https://doi.org/10.1038/ncomms8714>
220. Lamb, W.F., T. Wiedmann, J. Pongratz, R. Andrew, M. Crippa, J.G.J. Olivier, D. Wiedenhofer, G. Mattioli, A.A. Khourdajie, J. House, S. Pachauri, M. Figueroa, Y. Saheb, R. Slade, K. Hubacek, L. Sun, S.K. Ribeiro, S. Khennas, S. de la Rue du Can, L. Chapungu, S.J. Davis, I. Bashmakov, H. Dai, S. Dhakal, X. Tan, Y. Geng, B. Gu, and J. Minx, 2021: A review of trends and drivers of greenhouse gas emissions by sector from 1990 to 2018. *Environmental Research Letters*, **16** (7), 073005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abee4e>
221. IPCC, 2022: Summary for policymakers. In: *Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Shukla, P.R., J. Skea, R. Slade, A. Al Khourdajie, R. van Diemen, D. McCollum, M. Pathak, S. Some, P. Vyas, R. Fradera, M. Belkacemi, A. Hasija, G. Lisboa, S. Luz, and J. Malley, Eds. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1017/9781009157926.001>

222. Ou, Y., W. Shi, S.J. Smith, C.M. Ledna, J.J. West, C.G. Nolte, and D.H. Loughlin, 2018: Estimating environmental co-benefits of U.S. low-carbon pathways using an integrated assessment model with state-level resolution. *Applied Energy*, **216**, 482–493. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.02.122>
223. Roth, M.B., P.J. Adams, P. Jaramillo, and N.Z. Muller, 2022: Policy spillovers, technological lock-in, and efficiency gains from regional pollution taxes in the U.S. *Energy and Climate Change*, **3**, 100077. <https://doi.org/10.1016/j.egycc.2022.100077>
224. Vasilakos, P.N., H. Shen, Q. Mehdi, P. Wilcoxon, C. Driscoll, K. Fallon, D. Burtraw, M. Domeshek, and A.G. Russell, 2022: Us clean energy futures—Air quality benefits of zero carbon energy policies. *Atmosphere*, **13** (9), 1401. <https://doi.org/10.3390/atmos13091401>
225. Mailloux, N.A., D.W. Abel, T. Holloway, and J.A. Patz, 2022: Nationwide and regional PM<sub>2.5</sub>-related air quality health benefits from the removal of energy-related emissions in the United States. *GeoHealth*, **6** (5), e2022GH000603. <https://doi.org/10.1029/2022gh000603>
226. Markandya, A., J. Sampredo, S.J. Smith, R. Van Dingenen, C. Pizarro-Irizar, I. Arto, and M. González-Eguino, 2018: Health co-benefits from air pollution and mitigation costs of the Paris Agreement: A modelling study. *The Lancet Planetary Health*, **2** (3), e126–e133. [https://doi.org/10.1016/s2542-5196\(18\)30029-9](https://doi.org/10.1016/s2542-5196(18)30029-9)
227. Nemet, G.F., T. Holloway, and P. Meier, 2010: Implications of incorporating air-quality co-benefits into climate change policymaking. *Environmental Research Letters*, **5** (1), 014007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/5/1/014007>
228. Shindell, D., G. Faluvegi, K. Seltzer, and C. Shindell, 2018: Quantified, localized health benefits of accelerated carbon dioxide emissions reductions. *Nature Climate Change*, **8** (4), 291–295. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0108-y>
229. Vandyck, T., K. Keramidas, A. Kitous, J.V. Spadaro, R. Van Dingenen, M. Holland, and B. Saveyn, 2018: Air quality co-benefits for human health and agriculture counterbalance costs to meet Paris Agreement pledges. *Nature Communications*, **9** (1), 4939. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06885-9>
230. West, J.J., S.J. Smith, R.A. Silva, V. Naik, Y. Zhang, Z. Adelman, M.M. Fry, S. Anenberg, L.W. Horowitz, and J.-F. Lamarque, 2013: Co-benefits of mitigating global greenhouse gas emissions for future air quality and human health. *Nature Climate Change*, **3** (10), 885–889. <https://doi.org/10.1038/nclimate2009>
231. Gallagher, C.L. and T. Holloway, 2020: Integrating air quality and public health benefits in U.S. decarbonization strategies. *Frontiers in Public Health*, **8**, 563358. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.563358>
232. Bell, M.L., D.L. Davis, L.A. Cifuentes, A.J. Krupnick, R.D. Morgenstern, and G.D. Thurston, 2008: Ancillary human health benefits of improved air quality resulting from climate change mitigation. *Environmental Health*, **7** (1), 41. <https://doi.org/10.1186/1476-069x-7-41>
233. Limaye, V.S., W. Max, J. Constible, and K. Knowlton, 2019: Estimating the health-related costs of 10 climate-sensitive U.S. events during 2012. *GeoHealth*, **3** (9), 245–265. <https://doi.org/10.1029/2019gh000202>
234. Tomlin, A.S., 2021: Air quality and climate impacts of biomass use as an energy source: A review. *Energy & Fuels*, **35** (18), 14213–14240. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.1c01523>
235. Zhang, Y., S.J. Smith, J.H. Bowden, Z. Adelman, and J.J. West, 2017: Co-benefits of global, domestic, and sectoral greenhouse gas mitigation for US air quality and human health in 2050. *Environmental Research Letters*, **12** (11), 114033. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8f76>
236. Mewes, C. and C. Unger, 2021: Learning by doing: Co-benefits drive national plans for climate and air quality governance. *Atmosphere*, **12** (9), 1184. <https://doi.org/10.3390/atmos12091184>
237. Adan, O.C.G. and R.A. Samson, Eds., 2011: *Fundamentals of Mold Growth in Indoor Environments and Strategies for Healthy Living*. 1st ed., Springer. <https://doi.org/10.3920/978-90-8686-722-6>
238. Ortiz, M., L. Itard, and P.M. Bluyssen, 2020: Indoor environmental quality related risk factors with energy-efficient retrofitting of housing: A literature review. *Energy and Buildings*, **221**, 110102. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2020.110102>



239. Shindell, D., J.C.I. Kuylenstierna, E. Vignati, R. van Dingenen, M. Amann, Z. Klimont, S.C. Anenberg, N. Muller, G. Janssens-Maenhout, F. Raes, J. Schwartz, G. Faluvegi, L. Pozzoli, K. Kupiainen, L. Höglund-Isaksson, L. Emberson, D. Streets, V. Ramanathan, K. Hicks, N.T.K. Oanh, G. Milly, M. Williams, V. Demkine, and D. Fowler, 2012: Simultaneously mitigating near-term climate change and improving human health and food security. *Science*, **335** (6065), 183–189. <https://doi.org/10.1126/science.1210026>
240. Szopa, S., V. Naik, B. Adhikary, P. Artaxo, T. Berntsen, W.D. Collins, S. Fuzzi, L. Gallardo, A. Kiendler-Scharr, Z. Klimont, H. Liao, N. Unger, and P. Zanis, 2021: Ch. 6. Short-lived climate forcers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou, Eds. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 817–922. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.008>
241. West, J.J. and A.M. Fiore, 2005: Management of tropospheric ozone by reducing methane emissions. *Environmental Science & Technology*, **39** (13), 4685–4691. <https://doi.org/10.1021/es048629f>
242. IWG, 2021: Technical Support Document: Social Cost of Carbon, Methane, and Nitrous Oxide—Interim Estimates under Executive Order 13990. U.S. Government, Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases. [https://www.whitehouse.gov/wp-content/uploads/2021/02/technicalsupportdocument\\_socialcostofcarbonmethanenitrousoxide.pdf](https://www.whitehouse.gov/wp-content/uploads/2021/02/technicalsupportdocument_socialcostofcarbonmethanenitrousoxide.pdf)
243. Shindell, D.T., J.S. Fuglestedt, and W.J. Collins, 2017: The social cost of methane: Theory and applications. *Faraday Discussions*, **200**, 429–451. <https://doi.org/10.1039/c7fd00009j>
244. UNEP and Climate and Clean Air Coalition, 2021: Global Methane Assessment: Benefits and Costs of Mitigating Methane Emissions. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. <https://www.unep.org/resources/report/global-methane-assessment-benefits-and-costs-mitigating-methane-emissions>
245. Sarofim, M.C., S.T. Waldhoff, and S.C. Anenberg, 2017: Valuing the ozone-related health benefits of methane emission controls. *Environmental and Resource Economics*, **66** (1), 45–63. <https://doi.org/10.1007/s10640-015-9937-6>
246. Fry, M.M., V. Naik, J.J. West, M.D. Schwarzkopf, A.M. Fiore, W.J. Collins, F.J. Dentener, D.T. Shindell, C. Atherton, D. Bergmann, B.N. Duncan, P. Hess, I.A. MacKenzie, E. Marmer, M.G. Schultz, S. Szopa, O. Wild, and G. Zeng, 2012: The influence of ozone precursor emissions from four world regions on tropospheric composition and radiative climate forcing. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **117** (D7). <https://doi.org/10.1029/2011jd017134>
247. IPCC, 2021: Summary for policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou, Eds. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3–32. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.001>
248. Dvorak, M.T., K.C. Armour, D.M.W. Frierson, C. Proistosescu, M.B. Baker, and C.J. Smith, 2022: Estimating the timing of geophysical commitment to 1.5 and 2.0 °C of global warming. *Nature Climate Change*, **12** (6), 547–552. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01372-y>
249. Leibensperger, E.M., L.J. Mickley, D.J. Jacob, W.T. Chen, J.H. Seinfeld, A. Nenes, P.J. Adams, D.G. Streets, N. Kumar, and D. Rind, 2012: Climatic effects of 1950–2050 changes in US anthropogenic aerosols—Part 2: Climate response. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **12** (7), 3349–3362. <https://doi.org/10.5194/acp-12-3349-2012>
250. Westervelt, D.M., A.M. Fiore, C.B. Baublitz, and G. Correa, 2021: Impact of regional Northern Hemisphere mid-latitude anthropogenic sulfur dioxide emissions on local and remote tropospheric oxidants. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **21** (9), 6799–6810. <https://doi.org/10.5194/acp-21-6799-2021>
251. Zheng, Y., S.J. Davis, G.G. Persad, and K. Caldeira, 2020: Climate effects of aerosols reduce economic inequality. *Nature Climate Change*, **10** (3), 220–224. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0699-y>
252. Dreyfus, G.B., Y. Xu, D.T. Shindell, D. Zaelke, and V. Ramanathan, 2022: Mitigating climate disruption in time: A self-consistent approach for avoiding both near-term and long-term global warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **119** (22), e2123536119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2123536119>
253. Shindell, D. and C.J. Smith, 2019: Climate and air-quality benefits of a realistic phase-out of fossil fuels. *Nature*, **573** (7774), 408–411. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1554-z>



254. Domingo, N.G.G., S. Balasubramanian, S.K. Thakrar, M.A. Clark, P.J. Adams, J.D. Marshall, N.Z. Muller, S.N. Pandis, S. Polasky, A.L. Robinson, C.W. Tessum, D. Tilman, P. Tschofen, and J.D. Hill, 2021: Air quality-related health damages of food. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **118** (20), e2013637118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2013637118>
255. Powell, J.M., C.J.P. Gourley, C.A. Rotz, and D.M. Weaver, 2010: Nitrogen use efficiency: A potential performance indicator and policy tool for dairy farms. *Environmental Science & Policy*, **13** (3), 217–228. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.03.007>
256. Robertson, G.P. and P.M. Vitousek, 2009: Nitrogen in agriculture: Balancing the cost of an essential resource. *Annual Review of Environment and Resources*, **34** (1), 97–125. <https://doi.org/10.1146/annurev.environ.032108.105046>
257. Hitaj, C., S. Rehkamp, P. Canning, and C.J. Peters, 2019: Greenhouse gas emissions in the United States food system: Current and healthy diet scenarios. *Environmental Science & Technology*, **53** (9), 5493–5503. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06828>
258. Ramanathan, V. and G. Carmichael, 2008: Global and regional climate changes due to black carbon. *Nature Geoscience*, **1** (4), 221–227. <https://doi.org/10.1038/ngeo156>
259. Archibald, A.T., S.T. Turnock, P.T. Griffiths, T. Cox, R.G. Derwent, C. Knote, and M. Shin, 2020: On the changes in surface ozone over the twenty-first century: Sensitivity to changes in surface temperature and chemical mechanisms. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, **378** (2183), 20190329. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0329>
260. Porter, W.C. and C.L. Heald, 2019: The mechanisms and meteorological drivers of the summertime ozone–temperature relationship. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **19** (21), 13367–13381. <https://doi.org/10.5194/acp-19-13367-2019>
261. NADP, 2022: National Atmospheric Deposition Program [Website], accessed August 7, 2023. <https://nadp.slh.wisc.edu/>
262. Anenberg, S.C., M. Bindl, M. Brauer, J.J. Castillo, S. Cavalieri, B.N. Duncan, A.M. Fiore, R. Fuller, D.L. Goldberg, D.K. Henze, J. Hess, T. Holloway, P. James, X. Jin, I. Kheirbek, P.L. Kinney, Y. Liu, A. Mohegh, J. Patz, M.P. Jimenez, A. Roy, D. Tong, K. Walker, N. Watts, and J.J. West, 2020: Using Satellites to Track Indicators of Global Air Pollution and Climate Change Impacts: Lessons Learned From a NASA-Supported Science-Stakeholder Collaborative. *GeoHealth*, **4** (7), e2020GH000270. <https://doi.org/10.1029/2020GH000270>
263. Zoogman, P., X. Liu, R.M. Suleiman, W.F. Pennington, D.E. Flittner, J.A. Al-Saadi, B.B. Hilton, D.K. Nicks, M.J. Newchurch, J.L. Carr, S.J. Janz, M.R. Andraschko, A. Arola, B.D. Baker, B.P. Canova, C. Chan Miller, R.C. Cohen, J.E. Davis, M.E. Dussault, D.P. Edwards, J. Fishman, A. Ghulam, G. González Abad, M. Grutter, J.R. Herman, J. Houck, D.J. Jacob, J. Joiner, B.J. Kerridge, J. Kim, N.A. Krotkov, L. Lamsal, C. Li, A. Lindfors, R.V. Martin, C.T. McElroy, C. McLinden, V. Natraj, D.O. Neil, C.R. Nowlan, E.J. OnSullivan, P.I. Palmer, R.B. Pierce, M.R. Pippin, A. Saiz-Lopez, R.J.D. Spurr, J.J. Szykman, O. Torres, J.P. Veefkind, B. Veihelmann, H. Wang, J. Wang, and K. Chance, 2017: Tropospheric Emissions: Monitoring of Pollution (TEMPO). *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer*, **186**, 17–39. <https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2016.05.008>
264. Li, Y., L.J. Mickley, P. Liu, and J.O. Kaplan, 2020: Trends and spatial shifts in lightning fires and smoke concentrations in response to 21st century climate over the national forests and parks of the western United States. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **20** (14), 8827–8838. <https://doi.org/10.5194/acp-20-8827-2020>
265. Dosio, A., L. Mentaschi, E.M. Fischer, and K. Wyser, 2018: Extreme heat waves under 1.5°C and 2°C global warming. *Environmental Research Letters*, **13** (5), 054006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aab827>
266. Porter, W.C., C.L. Heald, D. Cooley, and B. Russell, 2015: Investigating the observed sensitivities of air-quality extremes to meteorological drivers via quantile regression. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **15** (18), 10349–10366. <https://doi.org/10.5194/acp-15-10349-2015>
267. Li, W., Y. Wang, J. Flynn, R.J. Griffin, F. Guo, and J.L. Schnell, 2022: Spatial variation of surface O<sub>3</sub> responses to drought over the contiguous United States during summertime: Role of precursor emissions and ozone chemistry. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **127** (1), e2021JD035607. <https://doi.org/10.1029/2021jd035607>
268. Naimark, J.G., A.M. Fiore, X. Jin, Y. Wang, E. Klovenski, and C. Braneon, 2021: Evaluating drought responses of surface ozone precursor proxies: Variations with land cover type, precipitation, and temperature. *Geophysical Research Letters*, **48** (7), e2020GL091520. <https://doi.org/10.1029/2020gl091520>

269. Zheng, Y., N. Unger, J.M. Tadić, R. Seco, A.B. Guenther, M.P. Barkley, M.J. Potosnak, L.T. Murray, A.M. Michalak, X. Qiu, S. Kim, T. Karl, L. Gu, and S.G. Pallardy, 2017: Drought impacts on photosynthesis, isoprene emission and atmospheric formaldehyde in a mid-latitude forest. *Atmospheric Environment*, **167**, 190–201. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.017>
270. Lin, M., L.W. Horowitz, R. Payton, A.M. Fiore, and G. Tonnesen, 2017: US surface ozone trends and extremes from 1980 to 2014: Quantifying the roles of rising Asian emissions, domestic controls, wildfires, and climate. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **17** (4), 2943–2970. <https://doi.org/10.5194/acp-17-2943-2017>
271. Wang, Y., Y. Xie, W. Dong, Y. Ming, J. Wang, and L. Shen, 2017: Adverse effects of increasing drought on air quality via natural processes. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **17** (20), 12827–12843. <https://doi.org/10.5194/acp-17-12827-2017>
272. Almazroui, M., M.N. Islam, F. Saeed, S. Saeed, M. Ismail, M.A. Ehsan, I. Diallo, E. O'Brien, M. Ashfaq, D. Martínez-Castro, T. Cavazos, R. Cerezo-Mota, M.K. Tippett, W.J. Gutowski, E.J. Alfaro, H.G. Hidalgo, A. Vichot-Llano, J.D. Campbell, S. Kamil, I.U. Rashid, M.B. Sylla, T. Stephenson, M. Taylor, and M. Barlow, 2021: Projected changes in temperature and precipitation over the United States, Central America, and the Caribbean in CMIP6 GCMs. *Earth Systems and Environment*, **5** (1), 1–24. <https://doi.org/10.1007/s41748-021-00199-5>
273. Douville, H., K. Raghavan, J. Renwick, R.P. Allan, P.A. Arias, M. Barlow, R. Cerezo-Mota, A. Cherchi, T.Y. Gan, J. Gergis, D. Jiang, A. Khan, W. Pokam Mba, D. Rosenfeld, J. Tierney, and O. Zolina, 2021: Ch. 8. Water cycle changes. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou, Eds. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 1055–1210. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.010>
274. Johnson, C.E., W.J. Collins, D.S. Stevenson, and R.G. Derwent, 1999: Relative roles of climate and emissions changes on future tropospheric oxidant concentrations. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **104** (D15), 18631–18645. <https://doi.org/10.1029/1999jd900204>
275. Tai, A.P.K., L.J. Mickley, and D.J. Jacob, 2010: Correlations between fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) and meteorological variables in the United States: Implications for the sensitivity of PM<sub>2.5</sub> to climate change. *Atmospheric Environment*, **44** (32), 3976–3984. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.06.060>
276. Doherty, R.M., O. Wild, D.T. Shindell, G. Zeng, I.A. MacKenzie, W.J. Collins, A.M. Fiore, D.S. Stevenson, F.J. Dentener, M.G. Schultz, P. Hess, R.G. Derwent, and T.J. Keating, 2013: Impacts of climate change on surface ozone and intercontinental ozone pollution: A multi-model study. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **118** (9), 3744–3763. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50266>
277. Horton, D.E., C.B. Skinner, D. Singh, and N.S. Diffenbaugh, 2014: Occurrence and persistence of future atmospheric stagnation events. *Nature Climate Change*, **4** (8), 698–703. <https://doi.org/10.1038/nclimate2272>
278. Kalashnikov, D.A., J.L. Schnell, J.T. Abatzoglou, D.L. Swain, and D. Singh, 2022: Increasing co-occurrence of fine particulate matter and ground-level ozone extremes in the western United States. *Science Advances*, **8** (1), 9386. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abi9386>
279. Garcia-Menendez, F., E. Monier, and N.E. Selin, 2017: The role of natural variability in projections of climate change impacts on U.S. ozone pollution. *Geophysical Research Letters*, **44** (6), 2911–2921. <https://doi.org/10.1002/2016gl071565>
280. Fiore, A.M., G.P. Milly, S.E. Hancock, L. Quiñones, J.H. Bowden, E. Helstrom, J.-F. Lamarque, J. Schnell, J.J. West, and Y. Xu, 2022: Characterizing changes in eastern U.S. pollution events in a warming world. *Journal of Geophysical Research*, **127**, e2021JD035985. <https://doi.org/10.1029/2021jd035985>
281. Fiore, A.M., J.J. West, L.W. Horowitz, V. Naik, and M.D. Schwarzkopf, 2008: Characterizing the tropospheric ozone response to methane emission controls and the benefits to climate and air quality. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **113** (D8). <https://doi.org/10.1029/2007jd009162>
282. Barnes, E.A., A.M. Fiore, and L.W. Horowitz, 2016: Detection of trends in surface ozone in the presence of climate variability. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **121** (10), 6112–6129. <https://doi.org/10.1002/2015jd024397>
283. Shen, L. and L.J. Mickley, 2017: Effects of El Niño on summertime ozone air quality in the eastern United States. *Geophysical Research Letters*, **44** (24), 12543–12550. <https://doi.org/10.1002/2017gl076150>

284. Shen, L., L.J. Mickley, E.M. Leibensperger, and M. Li, 2017: Strong dependence of U.S. summertime air quality on the decadal variability of Atlantic sea surface temperatures. *Geophysical Research Letters*, **44** (24), 12527–12535. <https://doi.org/10.1002/2017gl075905>
285. EPA, 2019: Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter (Final Report, Dec 2019). EPA/600/R-19/188. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. <https://cfpub.epa.gov/ncea/isa/recordisplay.cfm?deid=347534>
286. Doherty, R.M., F.M. O'Connor, and S.T. Turnock, 2022: Projections of future air quality are uncertain. But which source of uncertainty is most important? *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **127** (21), e2022JD037948. <https://doi.org/10.1029/2022jd037948>
287. East, J.D., E. Monier, and F. Garcia-Menendez, 2022: Characterizing and quantifying uncertainty in projections of climate change impacts on air quality. *Environmental Research Letters*, **17** (9), 094042. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac8d17>
288. Williams, A.P., B.I. Cook, and J.E. Smerdon, 2022: Rapid intensification of the emerging southwestern North American megadrought in 2020–2021. *Nature Climate Change*, **12** (3), 232–234. <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01290-z>
289. Lassman, W., B. Ford, R.W. Gan, G. Pfister, S. Magzamen, E.V. Fischer, and J.R. Pierce, 2017: Spatial and temporal estimates of population exposure to wildfire smoke during the Washington state 2012 wildfire season using blended model, satellite, and in situ data. *GeoHealth*, **1** (3), 106–121. <https://doi.org/10.1002/2017gh000049>
290. Liu, J.C., A. Wilson, L.J. Mickley, F. Dominici, K. Ebisu, Y. Wang, M.P. Sulprizio, R.D. Peng, X. Yue, J.-Y. Son, G.B. Anderson, and M.L. Bell, 2017: Wildfire-specific fine particulate matter and risk of hospital admissions in urban and rural counties. *Epidemiology*, **28** (1), 77–85. <https://doi.org/10.1097/ede.0000000000000556>
291. Ahmadov, R., G. Grell, E. James, I. Csiszar, M. Tsidulko, B. Pierce, S. McKeen, S. Benjamin, C. Alexander, G. Pereira, S. Freitas, and M. Goldberg, 2017: Using VIIRS fire radiative power data to simulate biomass burning emissions, plume rise and smoke transport in a real-time air quality modeling system. In: *2017 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)*. Fort Worth, TX, 23–28 July 2017. IEEE. <https://doi.org/10.1109/igarss.2017.8127581>
292. Larkin, N.K., S.M. O'Neill, R. Solomon, S. Raffuse, T. Strand, D.C. Sullivan, C. Krull, M. Rorig, J. Peterson, and S.A. Ferguson, 2009: The BlueSky smoke modeling framework. *International Journal of Wildland Fire*, **18** (8), 906–920. <https://doi.org/10.1071/wf07086>
293. Odman, M.T., R. Huang, A.A. Pophale, R.D. Sakhpara, Y. Hu, A.G. Russell, and M.E. Chang, 2018: Forecasting the impacts of prescribed fires for dynamic air quality management. *Atmosphere*, **9** (6), 220. <https://doi.org/10.3390/atmos9060220>
294. Vaughan, J., B. Lamb, C. Frei, R. Wilson, C. Bowman, C. Figueroa-Kaminsky, S. Otterson, M. Boyer, C. Mass, M. Albright, J. Koenig, A. Collingwood, M. Gilroy, and N. Maykut, 2004: A numerical daily air quality forecast system for the Pacific Northwest. *Bulletin of the American Meteorological Society*, **85** (4), 549–562. <https://doi.org/10.1175/bams-85-4-549>
295. City of Ashland Oregon, 2019: Smokewise Ashland [Website]. <https://www.ashland.or.us/sectionindex.asp?sectionid=534>
296. Colville Tribes, 2022: Wildfire Smoke. The Confederated Tribes of the Colville Reservation. <https://www.cct-enr.com/smoke>
297. Missoula City-County Health Department, 2022: Wildfire Smoke [Webpage]. Missoula County, MT. <https://www.missoulacounty.us/government/health/health-department/home-environment/air-quality/wildfire-smoke>
298. State of California, 2021: Protecting Outdoor Workers Exposed to Smoke from Wildfires. State of California, Department of Industrial Relations. <https://www.dir.ca.gov/dosh/wildfire/worker-protection-from-wildfire-smoke.html>
299. California Smoke Information, 2022: California smoke information [Blog]. <http://californiasmokeinfo.blogspot.com/>
300. Idaho Smoke Information, 2022: Idaho smoke information [Blog]. <http://idsmoke.blogspot.com/>

301. Oregon DEQ, 2022: Oregon Smoke Information. Oregon Department of Environmental Quality. <https://www.oregonsmoke.org/>
302. Washington Smoke Information, 2022: Washington smoke information [Blog]. <https://wasmoke.blogspot.com/>
303. Laumbach, R.J., 2019: Clearing the air on personal interventions to reduce exposure to wildfire smoke. *Annals of the American Thoracic Society*, **16** (7), 815–818. <https://doi.org/10.1513/annalsats.201812-894ps>
304. Reisen, F., J.C. Powell, M. Dennekamp, F.H. Johnston, and A.J. Wheeler, 2019: Is remaining indoors an effective way of reducing exposure to fine particulate matter during biomass burning events? *Journal of the Air & Waste Management Association*, **69** (5), 611–622. <https://doi.org/10.1080/10962247.2019.1567623>
305. Commodore, A., S. Wilson, O. Muhammad, E. Svendsen, and J. Pearce, 2017: Community-based participatory research for the study of air pollution: A review of motivations, approaches, and outcomes. *Environmental Monitoring and Assessment*, **189** (8), 378. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6063-7>
306. Do, T.H., E. Tsiligianni, X. Qin, J. Hofman, V.P.L. Manna, W. Philips, and N. Deligiannis, 2020: Graph-deep-learning-based inference of fine-grained air quality from mobile IoT sensors. *IEEE Internet of Things Journal*, **7** (9), 8943–8955. <https://doi.org/10.1109/jiot.2020.2999446>
307. Ezeugoh, R.I., R. Puett, D. Payne–Sturges, R. Cruz–Cano, and S.M. Wilson, 2019: Air quality assessment of volatile organic compounds near a concrete block plant and traffic in Bladensburg, Maryland. *Environmental Justice*, **12** (6), 250–260. <https://doi.org/10.1089/env.2019.0017>
308. Ezeugoh, R.I., R. Puett, D. Payne–Sturges, R. Cruz–Cano, and S.M. Wilson, 2020: Air quality assessment of particulate matter near a concrete block plant and traffic in Bladensburg, Maryland. *Environmental Justice*, **13** (3), 75–85. <https://doi.org/10.1089/env.2020.0005>
309. Masri, S., K. Cox, L. Flores, J. Rea, and J. Wu, 2022: Community-engaged use of low-cost sensors to assess the spatial distribution of PM<sub>2.5</sub> concentrations across disadvantaged communities: Results from a pilot study in Santa Ana, CA. *Atmosphere*, **13** (2), 304. <https://doi.org/10.3390/atmos13020304>
310. Pearce, J., A. Commodore, B. Neelon, R. Boaz, M. Bozigar, S. Wilson, and E. Svendsen, 2017: A novel approach for characterizing neighborhood-level trends in particulate matter using concentration and size fraction distributions: A case study in Charleston, SC. *Air Quality, Atmosphere & Health*, **10** (10), 1181–1192. <https://doi.org/10.1007/s11869-017-0503-y>
311. Wallace, L., 2022: Intercomparison of PurpleAir sensor performance over three years indoors and outdoors at a home: Bias, precision, and limit of detection using an improved algorithm for calculating PM<sub>2.5</sub>. *Sensors*, **22** (7), 2755. <https://doi.org/10.3390/s22072755>
312. Kerr, G.H., D.L. Goldberg, and S.C. Anenberg, 2021: COVID-19 pandemic reveals persistent disparities in nitrogen dioxide pollution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **118** (30), e2022409118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2022409118>
313. Clark, L.P., D.B. Millet, and J.D. Marshall, 2014: National patterns in environmental injustice and inequality: Outdoor NO<sub>2</sub> air pollution in the United States. *PLoS ONE*, **9** (4), e94431. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094431>
314. Southerland, V.A., S.C. Anenberg, M. Harris, J. Apte, P. Hystad, A. van Donkelaar, R.V. Martin, M. Beyers, and A. Roy, 2021: Assessing the distribution of air pollution health risks within cities: A neighborhood-scale analysis leveraging high-resolution data sets in the Bay Area, California. *Environmental Health Perspectives*, **129** (3), 037006. <https://doi.org/10.1289/ehp7679>
315. Apte, J.S., K.P. Messier, S. Gani, M. Brauer, T.W. Kirchstetter, M.M. Lunden, J.D. Marshall, C.J. Portier, R.C.H. Vermeulen, and S.P. Hamburg, 2017: High-resolution air pollution mapping with Google street view cars: Exploiting big data. *Environmental Science & Technology*, **51** (12), 6999–7008. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00891>
316. Kelly, J.T., C. Jang, B. Timin, Q. Di, J. Schwartz, Y. Liu, A. van Donkelaar, R.V. Martin, V. Berrocal, and M.L. Bell, 2021: Examining PM<sub>2.5</sub> concentrations and exposure using multiple models. *Environmental Research*, **196**, 110432. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110432>
317. Nguyen, N.P. and J.D. Marshall, 2018: Impact, efficiency, inequality, and injustice of urban air pollution: Variability by emission location. *Environmental Research Letters*, **13** (2), 024002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9cb5>



318. Chambliss, S.E., C.P.R. Pinon, K.P. Messier, B. LaFranchi, C.R. Upperman, M.M. Lunden, A.L. Robinson, J.D. Marshall, and J.S. Apte, 2021: Local- and regional-scale racial and ethnic disparities in air pollution determined by long-term mobile monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **118** (37), e2109249118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2109249118>
319. Morello-Frosch, R. and B.M. Jesdale, 2006: Separate and unequal: Residential segregation and estimated cancer risks associated with ambient air toxics in U.S. metropolitan areas. *Environmental Health Perspectives*, **114** (3), 386–393. <https://doi.org/10.1289/ehp.8500>
320. Piao, S., Q. Liu, A. Chen, I.A. Janssens, Y. Fu, J. Dai, L. Liu, X. Lian, M. Shen, and X. Zhu, 2019: Plant phenology and global climate change: Current progresses and challenges. *Global Change Biology*, **25** (6), 1922–1940. <https://doi.org/10.1111/gcb.14619>
321. Sapkota, A., R. Murtugudde, F.C. Curriero, C.R. Upperman, L. Ziska, and C. Jiang, 2019: Associations between alteration in plant phenology and hay fever prevalence among US adults: Implication for changing climate. *PLoS ONE*, **14** (3), e0212010. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212010>
322. Stone, E.A., C.B.A. Mampage, D.D. Hughes, and L.M. Jones, 2021: Airborne sub-pollen particles from rupturing giant ragweed pollen. *Aerobiologia*, **37** (3), 625–632. <https://doi.org/10.1007/s10453-021-09702-x>
323. Tasioulis, T., K. Karatzas, A. Charalampopoulos, A. Damialis, and D. Vokou, 2022: Five ways to define a pollen season: Exploring congruence and disparity in its attributes and their long-term trends. *Aerobiologia*, **38** (1), 71–83. <https://doi.org/10.1007/s10453-021-09735-2>
324. Schramm, P.J., C.L. Brown, S. Saha, K.C. Conlon, A.P. Manangan, J.E. Bell, and J.J. Hess, 2021: A systematic review of the effects of temperature and precipitation on pollen concentrations and season timing, and implications for human health. *International Journal of Biometeorology*, **65** (10), 1615–1628. <https://doi.org/10.1007/s00484-021-02128-7>
325. Efstathiou, C., S. Isukapalli, and P. Georgopoulos, 2011: A mechanistic modeling system for estimating large-scale emissions and transport of pollen and co-allergens. *Atmospheric Environment*, **45** (13), 2260–2276. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.12.008>
326. Zhang, R., T. Duhl, M.T. Salam, J.M. House, R.C. Flagan, E.L. Avol, F.D. Gilliland, A. Guenther, S.H. Chung, B.K. Lamb, and T.M. VanReken, 2014: Development of a regional-scale pollen emission and transport modeling framework for investigating the impact of climate change on allergic airway disease. *Biogeosciences*, **11** (6), 1461–1478. <https://doi.org/10.5194/bg-11-1461-2014>
327. Li, W., Q. Xin, X. Zhou, Z. Zhang, and Y. Ruan, 2021: Comparisons of numerical phenology models and machine learning methods on predicting the spring onset of natural vegetation across the Northern Hemisphere. *Ecological Indicators*, **131**, 108126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108126>
328. Lo, F., C.M. Bitz, and J.J. Hess, 2021: Development of a random forest model for forecasting allergenic pollen in North America. *Science of The Total Environment*, **773**, 145590. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145590>
329. Schaefer, J., M. Milling, B.W. Schuller, B. Bauer, J.O. Brunner, C. Traidl-Hoffmann, and A. Damialis, 2021: Towards automatic airborne pollen monitoring: From commercial devices to operational by mitigating class-imbalance in a deep learning approach. *Science of The Total Environment*, **796**, 148932. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148932>
330. Sevillano, V., K. Holt, and J.L. Aznarte, 2020: Precise automatic classification of 46 different pollen types with convolutional neural networks. *PLoS ONE*, **15** (6), e0229751. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229751>
331. Holloway, T., D. Miller, S. Anenberg, M. Diao, B. Duncan, A.M. Fiore, D.K. Henze, J. Hess, P.L. Kinney, Y. Liu, J.L. Neu, S.M. O'Neill, M.T. Odman, R.B. Pierce, A.G. Russell, D. Tong, J.J. West, and M.A. Zondlo, 2021: Satellite monitoring for air quality and health. *Annual Review of Biomedical Data Science*, **4** (1), 417–447. <https://doi.org/10.1146/annurev-biodatasci-110920-093120>
332. Li, L., D. Hao, X. Li, M. Chen, Y. Zhou, D. Jurgens, G. Asrar, and A. Sapkota, 2022: Satellite-based phenology products and in-situ pollen dynamics: A comparative assessment. *Environmental Research*, **204**, 111937. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111937>
333. EPA, 2021: 2017 National Emissions Inventory: January 2021 Updated Release, Technical Support Document. EPA-454/R-21-001. U.S. Environmental Protection Agency. [https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-02/documents/nei2017\\_tsd\\_full\\_jan2021.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-02/documents/nei2017_tsd_full_jan2021.pdf)



334. EPA, 2022: Report on the Social Cost of Greenhouse Gases: Estimates Incorporating Recent Scientific Advances. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. [https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-11/epa\\_scghg\\_report\\_draft\\_0.pdf](https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-11/epa_scghg_report_draft_0.pdf)