

Consulta de Salud

Emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado

Base de la Fuerza Aérea Kelly

San Antonio, Condado de Bexar, Texas

EPA FACILITY ID: TX2571724333

27 de septiembre, 2006

DEPARTAMENTO DE SALUD Y SERVICIOS HUMANOS DE LOS
ESTADOS UNIDOS

Servicio de Salud Pública

Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades

División de Evaluación y Consultas de Salud

Atlanta, Georgia 30333

Consulta de Salud: Una Nota de Explicación

Una consulta de salud de la ATSDR es una respuesta verbal o escrita de la ATSDR a una solicitud específica por información sobre los riesgos a la salud relacionados a un sitio específico, la liberación de un químico, o la presencia de un material peligroso. Para poder prevenir o mitigar exposiciones, una consulta puede dirigir acciones específicas, por ejemplo restringir el uso de o reemplazar el suministro de agua; intensificar muestreos del ambiente; restringir entrada al sitio; o removimiento del material contaminado.

Además, las consultas pueden recomendar acciones adicionales de salud pública, por ejemplo, conduciendo actividades de vigilancia de salud para evaluar exposición o tendencias en resultados adversos de salud; conduciendo indicadores biológicos de estudios de exposición para evaluar exposición; y proveendo educación de salud para proveedores de cuidado médico y para miembros de la comunidad.

Este documento fue publicado anteriormente para un periodo de 30 días de comentario público. Subsecuente al periodo de comentario público, la ATSDR contestó todos los comentarios públicos y revisó o añadió al documento como apropiado. La consulta de salud se ha vuelto a publicar. Esto concluye el proceso de consultación de salud para este sitio, a menos que información adicional sea obtenida por la ATSDR, que en la opinión de la Agencia, indique necesidad de revisar or añadir las conclusiones que se presentaron previamente.

Ud. Puede Ponerse en Contacto con la ATSDR LIBRE DE CARGO al
1-800-CDC-INFO

or

Visite la red al: <http://www.atsdr.cdc.gov>

Consulta de Salud

Emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado

BASE DE LA FUERZA AEREA KELLY
SAN ANTONIO, CONDADO DE BEXAR, TEXAS

EPA FACILITY ID: TX2571724333

Preparado por:

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades
División de Evaluaciones y Consultas de Salud
Subdivisión de Investigaciones y Consultas sobre Exposiciones a Sustancias Tóxicas

Prólogo

Se le pidió a la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) que evaluara la posible exposición a las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado. Para cumplir con este cometido, la ATSDR recopiló información y datos relevantes a fin de reconstruir las posibles exposiciones a inhalaciones ocurridas en el pasado. La información disponible proveniente de las actividades industriales y de las emisiones de los aviones a menudo fue escasa o no existente. A fin de proveerles a los funcionarios de salud y a la comunidad una perspectiva sobre las posibles exposiciones ocurridas en el pasado, la ATSDR realizó una reconstrucción de dosis al crear un modelo con la información disponible. La ATSDR reconoce que los cálculos proporcionados tienen un grado variable de incertidumbre y se debe tener cautela al aplicar tales cálculos. Este documento describe la información usada para calcular las exposiciones a las emisiones atmosféricas provenientes de la Base Aérea Kelly ocurridas en el pasado. También se incluyen recomendaciones que proveen actividades de seguimiento de salud pública que la ATSDR considera prudentes basadas en los resultados del modelado y de la evaluación de salud pública de la ATSDR.

La información en este documento está organizada de manera que mejore la legibilidad por parte del público al colocar los detalles científicos y metodológicos en apéndices. La sección principal del documento contiene el resumen de la evaluación de salud pública y se ha colocado la información de apoyo en los apéndices.

Resumen

En agosto de 1999, la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) concluyó la Fase I de la evaluación de salud pública (PHA) realizada en la Base Aérea Kelly (AFB) [1]. En la Fase I, la ATSDR recomendó realizar investigaciones adicionales durante la Fase II sobre posibles exposiciones a emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado. Esta consulta de salud forma parte de la Fase II y presenta un informe sobre la evaluación de posibles exposiciones ocurridas en el pasado a emisiones atmosféricas originadas en las actividades en la Base Aérea Kelly (Tabla 1). En enero de 2004 se revisó este informe con base en los comentarios hechos en una revisión de expertos realizada por terceros (ver el Apéndice D para ver los comentarios y las respuestas).

*Hallazgos: Era improbable que las exposiciones ocurridas fuera de la base en los niveles de contaminantes individuales calculados de polucionantes peligrosos presentes en el aire (HPAs, por sus siglas en inglés) y provenientes de emisiones de fuentes **estacionarias** hubieran producido efectos adversos sobre la salud y **no presentaron riesgo aparente para la salud**. Los datos de emisiones atmosféricas de cromo hexavalente ocurridas en el pasado (antes de 1980) no fueron suficientes para evaluar las implicaciones sobre la salud pública y presentaron un **riesgo indeterminado para la salud**.*

*Era improbable que las exposiciones ocurridas fuera de la base en los niveles de contaminantes individuales calculados provenientes de emisiones de **aviones** hubieran producido efectos adversos sobre la salud y **no presentaron riesgo aparente para la salud**.*

*La incertidumbre sobre las posibles interacciones originadas en las exposiciones ocurridas fuera de la base a las mezclas de sustancias químicas provenientes de emisiones estacionarias y de aviones presenta **un riesgo indeterminado para la salud**.*

No hubo datos disponibles para evaluar la posible exposición a las emisiones originadas en la incineración de desechos de cianuro y a las emisiones de combustible generadas por neblina.

Estos hallazgos se basan en parte en los datos del inventario de emisiones, en las concentraciones de aire calculadas provenientes de modelados de dispersión atmosférica y de datos toxicológicos. Las incertidumbres de estos datos no solo se discuten en este informe sino que también son tomadas en cuenta en estos hallazgos.

Tabla 1. Elementos de la ruta de exposición

Ruta de exposición	Contaminantes	Fuente	Medios ambientales	Punto de exposición	Ruta de exposición	Poblaciones expuestas	Período de tiempo	Comentarios
Aire	Benceno 1,3-butadieno Formaldehído	Fuentes estacionarias y emisiones de aviones	Aire ambiental	Fuera de la base	Inhalación	Adultos / niños	En el pasado (antes de 1995)	Riesgo indeterminado para la salud a exposiciones <u>cumulativas</u> de <u>mezclas</u> de sustancias químicas
Aire	Cromo hexavalente	Fuentes estacionarias	Aire ambiental	Fuera de la base	Inhalación	Adultos / niños	En el pasado (antes de 1980)	Indeterminado
Aire	Cromo hexavalente	Fuentes estacionarias	Aire ambiental	Fuera de la base	Inhalación	Adultos / niños	En el pasado (1980 y años subsiguientes)	Ningún riesgo aparente para la salud
Aire	HAPs individuales ^b	Fuentes estacionarias	Aire ambiental	Fuera de la base	Inhalación	Adultos / niños	En el pasado (antes de 1995)	Ningún riesgo aparente para la salud
Aire	Contaminantes individuales en el escape de combustible de los aviones JP-4	emisiones de aviones	Aire ambiental	Fuera de la base	Inhalación	Adultos / niños	En el pasado (antes de 1995)	Ningún riesgo aparente para la salud
Aire	Combustibles, HAPs	Fuentes estacionarias y emisiones de aviones	Aire ambiental	En la base	Inhalación	Trabajadores	En el pasado	La ATSDR no evalúa las exposiciones de los trabajadores. Se hacen recomendaciones para la investigación por parte de terceros.

a. Hubo emisiones de cromo hexavalente provenientes de cinco talleres de galvanoplastia. Las más significativas se localizaron en los edificios 258/295 y en el edificio 301. Los edificios 258/259 se pusieron en servicio en 1942 y se discontinuó su uso en 1977. El edificio 301 reemplazó al edificio 258/259 en 1977. No se conocen las tasas de emisión de cromo hexavalente del edificio 258/259. Las tasas de emisión del edificio 301 se basan en las pruebas de combustión completadas en 1980. Se usa el período de tiempo anterior a las pruebas de combustión de 1980 para definir exposiciones en el pasado debido a las tasas de emisión desconocidas provenientes del edificio 301 anteriores a 1980 y a las tasas de emisión desconocidas provenientes de los edificios 258/259.

b. Contaminantes peligrosos del aire – ver texto para su discusión.

Índice

Página

Prólogo	
Resumen	
Antecedentes	5
Resultados y discusión	6
¿Cómo evalúa la ATSDR las emisiones al aire ocurridas en el pasado?	6
¿Cómo evaluó la ATSDR las emisiones ocurridas en el pasado en la Base Aérea Kelly?	7
¿Qué descubrió la ATSDR?	8
Evaluación cumulativa y mezcla de sustancias químicas	11
Poblaciones susceptibles	13
Conclusiones y recomendaciones	14
Autores, asesores técnicos	17
Apéndice A. Metodología del modelado de dispersión atmosférica	18
Recolección de muestras de aire	20
Comparación de parámetros de entrada del modelado de la atmósfera	20
Apéndice B. Emisiones estacionarias y de aviones	26
Apéndice C. Exposición a combinaciones de sustancias químicas	72
Apéndice D. Respuesta a los comentarios de la evaluación de expertos realizada por terceros	79
Apéndice E. Respuesta a los comentarios del público	103
Referencias	122

Antecedentes

El fallecido congresista Frank Tejada solicitó a la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) que investigara la posible reacción entre las emisiones de contaminantes ambientales provenientes de la Base de la Fuerza Aérea Kelly y los efectos adversos en la salud reportados por los residentes de las zonas norte y sureste de la base [2]. El 24 de agosto de 1999, la ATSDR puso a disposición del público los hallazgos realizados durante la Fase I y describió las actividades que se realizarían durante la Fase II. En la Fase I, la ATSDR llevó a cabo un modelo de selección de dispersión atmosférica de las emisiones atmosféricas provenientes de fuentes estacionarias a fin de calcular las posibles concentraciones de contaminantes del aire presentes en la comunidad. La ATSDR concluyó que no había peligro aparente de salud pública para la comunidad por exposición a las emisiones atmosféricas actuales (1995 en adelante). Sin embargo, la información disponible era inadecuada para evaluar los posibles efectos en la salud originados en las exposiciones a las emisiones atmosféricas *ocurridas en el pasado* (antes de 1995).

La ATSDR considera que las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado han sido un factor importante que ha contribuido a la posible contaminación ambiental y a las exposiciones en el pasado debido a que

- las medidas de control de la contaminación no estaban estrictamente reglamentadas y es posible que no se haya usado el control de la contaminación de manera habitual.
- el uso de sustancias químicas tóxicas en el lugar de trabajo era más frecuente debido a los conocimientos limitados en cuanto a los efectos sobre la salud ambiental, y
- En la Base Aérea Kelly se utilizó hasta 1994 el combustible de aviones JP-4, el cual contenía concentraciones de benceno en promedio más altas que las presentes en el combustible de aviones utilizado en la actualidad, el JP-8 [3].

En el presente documento se responde a los siguientes asuntos relacionados con las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado:

Emisiones de fuentes estacionarias

- emisiones provenientes de fuentes estacionarias por procesos como cromado, pintura y desengrase.
- emisiones de incineradores en las que estaba presente el cianuro (lo cual fue solicitado por la comunidad).

Emisiones provenientes de actividades relacionadas con los aviones (fuentes móviles)

- emisiones ocurridas durante las operaciones de despegue, aterrizaje y carreteo de aviones
- presencia reportada de “neblina” debida a la quema ineficiente de combustible de aviones durante la década de 1970 y antes de la misma (según lo reportó la Base Aérea Kelly [4]).

Resultados y discusión

¿Cómo evalúa la ATSDR las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado?

Se evalúan los datos disponibles sobre las emisiones atmosféricas a fin de determinar las implicaciones para la salud pública originadas en las posibles exposiciones. La incertidumbre en cuanto a los datos disponibles, a las muestras de aire, a la metodología de los modelados de dispersión atmosférica y a la información sobre las exposiciones puede variar. Estas incertidumbres resultan en un grado variable de confianza en las conclusiones.

Por lo general, las muestras y los análisis de la calidad del aire solo han estado disponibles en el pasado más *reciente*. Para las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado *distante*, el modelado de dispersión atmosférica es una importante herramienta disponible para calcular las concentraciones que pudieron haber estado presentes en la comunidad. El modelado de dispersión atmosférica puede calcular la ubicación y las concentraciones de los contaminantes del aire emitidos por la fuente en cuestión. El modelado de dispersión atmosférica también puede diferenciar las emisiones provenientes de la fuente en cuestión y las emisiones de otras fuentes como, por ejemplo, las emisiones de los automóviles y de otras fuentes industriales. El modelado de dispersión atmosférica, al igual que sucede con la monitorización del aire ambiental, no determina la exposición de una persona debido a sus desplazamientos durante el día. Las concentraciones de aire provenientes de los modelados de dispersión atmosférica se consideran cálculos aproximados debido a que son valores calculados mediante el uso de fórmulas matemáticas que representan la atmósfera. Estos cálculos presentan alguna incertidumbre, la cual se toma en cuenta en la evaluación. La incertidumbre en la ubicación de una concentración pronosticada es con frecuencia más alta que el valor real (es decir, los modelos sirven para determinar las concentraciones de aire, pero no las ubicaciones precisas). Debido a la falta de información meteorológica detallada y sobre las emisiones, los modelos no sirven para determinar eventos episódicos a corto plazo.

Se usa toda la información disponible para sacar conclusiones sobre exposiciones específicas en el sitio. Los niveles estimados de contaminantes se comparan a los valores de comparación basados en la salud derivados por la ATSDR, la Agencia de Protección Ambiental o las agencias ambientales y de la salud estatales. No habría de esperarse que la exposición a estos niveles resultara en efectos adversos para la salud, aun para las personas sensibles en la población en general. Si un nivel de contaminante individual no excede los valores de comparación basados en la salud, no se necesita un análisis adicional de exposición a ese contaminante individual; sin embargo, es posible que los contaminantes estén incluidos cuando se consideran las mezclas de sustancias químicas o los análisis cumulativos. Si un contaminante excede los valores de comparación basados en la salud, la ATSDR realiza análisis adicionales entre los que se incluye un análisis de riesgos. El análisis de riesgos es un esfuerzo multidimensional y puede incluir una evaluación de riesgos, una evaluación toxicológica y una evaluación de los datos sobre las consecuencias en la salud, junto con estudios epidemiológicos. Se utiliza el criterio profesional para sacar conclusiones y hacer recomendaciones que pueden incluir actividades de seguimiento

tales como educación sobre la salud, estudios sobre la salud e intervenciones de salud pública [5, 6].

¿Cómo evaluó la ATSDR las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado en la Base Aérea Kelly?

La ATSDR solicitó datos a la Base Aérea Kelly sobre las emisiones atmosféricas representativas ocurridas en el pasado, pero no había disponibles muestras ni datos de los análisis habituales de las emisiones atmosféricas ambientales correspondientes al período de tiempo en cuestión ya transcurrido. Un modelo de dispersión atmosférica de los datos de estas emisiones calculó los niveles de contaminantes que pudieron haber estado presentes en la comunidad. Se consideraron tanto la toxicidad como la cantidad usada o emitida al seleccionar los contaminantes para la investigación. Los contaminantes cuyo uso en el pasado era similar al uso actual no se modelaron durante la Fase II si el modelado de la Fase I no parecía indicar una preocupación de salud pública y la ubicación de la fuente o la altura de la chimenea también fueron similares. El Apéndice A trata sobre la metodología del modelado de dispersión atmosférica.

El modelado de emisiones de aviones es una tarea compleja. Se deben considerar no solamente muchos aviones sino también los números y los tipos de motores empleados en determinados aviones. La eficiencia del motor, las temperaturas de ignición y los modos de operación pueden ser diferentes en los diferentes tipos de motores, lo que da como resultado diferentes tipos de emisiones durante ciertas operaciones como carreteo, despegue, combustión retardada, acercamiento y aterrizaje. Los cálculos de las emisiones se incrementan más debido a la línea de combate empleada en años diferentes por aviones diferentes. No había datos disponibles para completar los valores de entrada necesarios para un modelado tan complejo como éste. Por consiguiente, la ATSDR realizó un modelo de dispersión atmosférica en un escenario según el peor caso a fin de calcular si estas emisiones pudieran constituir un problema de salud pública. Para el escenario según el peor caso, la ATSDR seleccionó estas entradas requeridas por el modelado:

- el avión con el mayor número de motores,
- el motor menos eficiente para el modelado de las emisiones,
- el motor que produce las emisiones más altas, y
- un año en el que se reportó el número más alto de operaciones.

La ATSDR también realizó un modelo de dispersión para crear un escenario que representara a los aviones con emisiones más bajas. En el Apéndice B se proveen las suposiciones del modelado y los parámetros de entrada del modelo.

La ATSDR realizó un modelo de dispersión atmosférica en el que se utilizó el modelo de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos *Industrial Source Complex Short Term Version 3* (ISCST3) para las emisiones tanto de fuentes estacionarias (industriales) como de los aviones. Se emplearon ambas emisiones de las fuentes estacionarias y de los aviones para calcular los niveles individuales de los contaminantes y el riesgo subsiguiente en la comunidad. Se seleccionaron los contaminantes con el riesgo crónico calculado más alto (en los que se consideró la cantidad y la toxicidad) para evaluar las mezclas de sustancias químicas y las exposiciones cumulativas.

El modelo ISCST3 en terrenos planos similares a la Base Aérea Kelly ha demostrado ser exacto en una proporción del doble a la mitad del resultado real [7]. Por ejemplo, si el valor "real" es $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, el modelo debe mostrar un margen de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sin embargo, la mayor incertidumbre en este estudio la constituyen los datos de emisión empleados en el modelo y que no se incluyen en este margen de error.

¿Qué descubrió la ATSDR?

Adquisición de datos

Se solicitó a la Base Aérea Kelly información sobre las emisiones estacionarias (industriales) y sobre las emisiones de incineradores que tenían que ver con desechos de cianuro. También se solicitó información sobre asuntos relacionados con las emisiones de aviones, incluso las emisiones especiadas de aviones que usan combustible JP-4 y sobre la neblina de aviones (según la describe la Base Aérea Kelly).

En marzo de 2000 la Base Aérea Kelly presentó un informe que contenía datos e información sobre las emisiones de aviones y fuentes estacionarias [8]. Se solicitó clarificación y explicación sobre los datos e información de dicho informe. La Base Aérea Kelly dio explicaciones adicionales en junio de 2000 [9]. La ATSDR solicitó más clarificaciones y explicaciones tanto de los datos y la información originales (marzo de 2000) como de los datos y la información actualizados (junio de 2000), que la Base Aérea Kelly presentó en diciembre de 2000 [10]. La Base Aérea Kelly informó que algunos de los datos y la información solicitados no pudieron ser localizados. Los datos disponibles no son exhaustivos y es posible que no sean representativos de las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado.

Se obtuvieron suficientes datos para

- las emisiones estacionarias (excepto para el cromo hexavalente)
- emisiones de aviones

No se obtuvieron suficientes datos para

- emisiones atmosféricas de cromo hexavalente ocurridas en el pasado
- emisiones atmosféricas debidas a la "neblina"
- emisiones de incineradores que tenían que ver con desechos de cianuro

Emisiones de fuentes estacionarias

-Fuentes industriales

En cuanto a las actividades industriales, excepto las relacionadas con el cromado y la incineración de cianuro, los datos suministrados por la Base Aérea Kelly fueron suficientes para los análisis y para sacar conclusiones. Se proporcionaron datos para los siguientes contaminantes: tetracloroetileno (PCE), cromo hexavalente, cloruro de metileno, metil etil cetona, benceno, benceno de etilo, formaldehído, tolueno, xileno, estireno, naftaleno, acroleína, acetaldehído, tricloroetileno (TCE), tricloroetano (TCA) y dicloroetano (ver apéndice B, documento adjunto 1, para un listado de sustancias químicas incluidas en el modelado, las ubicaciones y las tasas de emisión) [8]. La ATSDR realizó un modelo de dispersión atmosférica de estas emisiones y encontró que

el promedio anual máximo de concentraciones fuera de la base de la mayoría de las sustancias químicas no excedió los valores de comparación basados en la salud. Ninguna de las sustancias químicas sobrepasó los valores de comparación no cancerígenos. Las concentraciones máximas fuera de la base de dos sustancias químicas (PCE y cloruro de metileno) sobrepasaron un valor de comparación del cáncer y requirieron análisis adicionales (Apéndice B, Tabla B-1). Los datos sobre el cromo hexavalente resultantes de las operaciones de cromado fueron insuficientes para realizar la evaluación. Vea más información en el Apéndice B.

Por medio del modelado y de los análisis, la ATSDR concluyó que los niveles calculados de los contaminantes individuales en la comunidad no presentaban un peligro de salud pública. Sin embargo, se proporcionaron datos insuficientes para realizar la evaluación del cromo hexavalente.

- Incineración de los desechos de cianuro

La Base Aérea Kelly informó que el incinerador que había quemado los desechos de cianuro funcionó aproximadamente por un año, pero nunca funcionó adecuadamente. [11, 12]. La Base Aérea Kelly no presentó datos cuantitativos sobre la incineración de los desechos de cianuro. Por consiguiente, la información disponible es insuficiente para realizar una evaluación de salud sobre la posible exposición a las emisiones atmosféricas de cianuro resultantes de la incineración.

Emisiones de aviones

- Emisiones especiadas de combustible de aviones

La ATSDR solicitó datos sobre las emisiones especiadas de combustible JP-4 e información sobre las operaciones de los aviones como actividades de despegue, aterrizaje y carreteo. Se usó el combustible de aviones JP-4 hasta 1994 cuando la base comenzó a usar el combustible JP-8 [13]. El combustible JP-4 pudo haber contenido 100 veces más benceno que el combustible JP-8 [3]. La Base Aérea Kelly proporcionó información sobre la especiación de las emisiones del combustible JP-8 y sobre las sustancias químicas orgánicas volátiles (VOCs), los compuestos de nitrógeno-oxígeno (NOx) y los compuestos de azufre-oxígeno (SOx). La especiación del combustible era importante puesto que tal especiación permite identificar las sustancias químicas presentes individuales, como el benceno, lo cual le permitió a la ATSDR realizar evaluaciones sobre sustancias químicas específicas. A la ATSDR le resultó difícil la adquisición de información sobre la especiación de las emisiones provenientes de aviones que utilizan el combustible JP-4. Es posible que tal información no sea representativa de las emisiones específicas de los aviones que se utilizan en las actividades de la Base Aérea Kelly. La Base Aérea Kelly proporcionó los datos sobre las operaciones actuales y realizadas en el pasado, la cual consistió de cifras sobre los despegues y aterrizajes de aviones [14, 15]. Los datos sobre la especiación del combustible para aviones JP-4 obtenidos por la ATSDR y los datos sobre las operaciones suministrados por la Base Aérea Kelly se utilizaron en la realización de un modelo de dispersión atmosférica de las emisiones de aviones. Se utilizó un escenario del peor de los casos de emisiones de combustible para modelar las emisiones de los aviones. Se utilizó el modelo de dispersión atmosférica "Industrial Source Complex" (ISCST3, ver el Apéndice B para obtener más detalles).

En el escenario del modelado se incluyeron 336,000 despegues y aterrizajes por año de un B52 (que tiene ocho turbinas) y se utilizó el motor menos eficiente (TF33-3). Este esfuerzo de modelado identificó un posible escenario en el peor de los casos que sobrevaloró las emisiones. Para tener una perspectiva de la naturaleza conservadora de este enfoque, la ATSDR también modeló emisiones de un avión F16, que tiene sólo un motor. Un B52 emite aproximadamente 16 veces más 1,3-butadieno y 8 veces más benceno que un F16 (con un motor F110) durante las operaciones de despegue y aterrizaje [16]. Los datos sobre las operaciones que se utilizaron en el modelo fueron 3 veces el promedio de los datos operacionales después de 1973 (330,000 operaciones en 1964. Ver Apéndice B, Figura B-1). Las concentraciones calculadas por el modelo de dispersión atmosférica fueron los promedios anuales de las concentraciones máximas fuera de la base. El benceno, el 1,3-butadieno y el formaldehído contribuyeron al riesgo calculado más alto (ver el Apéndice B para la discusión correspondiente).

Los modelos calculados que utilizan un escenario en el peor de los casos indicaron que las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado de los contaminantes individuales provenientes de los aviones no serían causa de preocupación de salud pública. Vea más información en el Apéndice B.

- Neblina

Durante los años de la guerra de Vietnam, los residentes del área describieron con frecuencia que experimentaban una neblina causada por el combustible de los aviones que ellos atribuían al vaciado rápido del combustible (*fuel jettisoning*). Durante la Fase I de la Evaluación de Salud Pública, la ATSDR evaluó el vaciado rápido del combustible y encontró que la Fuerza Aérea no mantiene registros de dicho procedimiento. Sería improbable que la comunidad experimentara con frecuencia la neblina si se siguiera la política de la fuerza aérea con respecto al vaciado rápido de combustible. La Base Aérea Kelly identificó en los comentarios a la Evaluación de Salud Pública de la Fase I otra posible causa de la neblina del combustible de los aviones experimentada por la comunidad, de la manera siguiente:

“Los aviones de los años 50, 60 y principios de los 70 rociaban de manera habitual gotitas minúsculas de combustible no quemado sobre la pista durante las maniobras de despegue y aterrizaje. Los motores no eran tan eficientes como lo son en la actualidad. La cantidad del rociado era pequeña, pero pudo haberse notado como una neblina muy fina. Además, los C-5 de hecho no entraron en servicio hasta 1973. La mayor parte del combustible no quemado se evaporaba poco después de ser arrojado por el escape. Por lo general, este rociado se atribuía a que el avión usaba dispositivos de combustión retardada como una función de los postquemadores al descargar grandes cantidades de combustible en la cámara de combustión. Una cantidad minúscula de combustible no se quema por completo” [4].

El personal de la Base Aérea Kelly no pudo localizar información cuantitativa sobre la neblina. La Base Aérea Kelly había preparado una evaluación cualitativa para resolver este asunto [17] (Ver Apéndice B, Documento adjunto 2). La investigación de la ATSDR indica que el rocío que los residentes recuerdan pudo no haber sido debida a la “neblina” según la define el comentario de la Base Aérea Kelly. Los científicos de la NASA y de la Fuerza Aérea de los Estados Unidos (USAF, por sus siglas en inglés) no han encontrado

el fenómeno mencionado anteriormente. Las temperaturas del escape superan los 400 grados centígrados a un metro detrás del penacho de escape de los aviones F-14 [18]. Todo combustible debería adquirir la forma gaseosa a esta temperatura. Se especula que otros motivos posibles de la neblina sean la fuga de combustible, el vaciado rápido de combustible de manera inadecuada durante una emergencia o la condensación.

Se reportó que las operaciones de aterrizaje y despegue de aviones llegaron a ser más de 300,000 por año durante la década de 1960, lo que sería equivalente a una operación cada dos minutos durante las 24 horas [14]. (Se supone aquí que una operación es un despegue o un aterrizaje, y una maniobra de aterrizaje con despegue inmediato se cuenta como dos operaciones. En el Apéndice B se analiza esta suposición). Con este alto volumen de actividades, cabe la posibilidad de que la combinación de fugas de combustible, la combustión ineficiente y el vaciado rápido de combustible realizado de manera ineficiente de los aviones individuales pudieron haber tenido un efecto acumulativo en la calidad del aire ambiental, especialmente si la mayoría de las operaciones se realizaron durante las horas diurnas. Sin embargo, la falta de datos le impide a la ATSDR una evaluación cuantitativa.

Evaluación acumulativa y mezcla de sustancias químicas

Los escasos datos sobre las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado provenientes de la Base Aérea Kelly no son adecuados para manejar los riesgos cumulativos completos debido a que no hay datos adecuados sobre todos los contaminantes. No obstante, la ATSDR realizó una evaluación basada en los datos disponibles y en la literatura científica actual. En los casos donde era adecuado, la ATSDR supuso que los datos disponibles eran representativos de las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado. La incertidumbre en los limitados datos disponibles, el modelo de dispersión atmosférica, los cálculos de las posibles exposiciones y los efectos cumulativos de las mezclas de sustancias químicas parecen indicar poca confianza en la integridad de tal esfuerzo.

Las personas entran en contacto con las sustancias químicas identificadas en la Base Aérea Kelly y con otras sustancias químicas presentes en el medio ambiente, en la casa y en el lugar de trabajo por medio de exposiciones que no están relacionadas con el sitio. Es posible que una persona esté expuesta a sustancias químicas de muchas maneras por medio de los medicamentos, los alimentos, el escape del vehículo, las bebidas alcohólicas y el agua potable. La exposición total que una persona experimenta y los factores de riesgo individuales, determinan si la salud de una persona fue afectada como resultado de las exposiciones. La mejor evaluación de riesgos cumulativos dado el estado de la ciencia en la actualidad no sería suficiente para incluir una evaluación de la magnitud e interacciones de *todos* los factores estresantes y los efectos. En el mejor de los casos, los cálculos del riesgo de una evaluación de riesgos cumulativos reflejarán *algunos* de los riesgos que pueden estar reflejados en las estadísticas de salud de la comunidad.

Los cálculos de exposición de los riesgos cumulativos originados en las emisiones industriales y de aviones parecen indicar un riesgo cumulativo *moderado* de contraer cáncer si se usan datos de los estudios realizados en animales y un riesgo cumulativo *bajo* de contraer cáncer si se usan datos de los estudios realizados en personas exclusivamente (ver Apéndice C, Tabla C-1). La ATSDR asigna un peso más alto a los estudios epidemiológicos (en seres humanos) bien diseñados y bien ejecutados que a los estudios

realizados en animales de calidad comparable cuando evalúa los riesgos potenciales de cáncer en los seres humanos. Los estudios epidemiológicos de exposiciones ocupacionales parecen indicar que las exposiciones al 1,3 butadieno y al benceno en concentraciones de aire mucho más altas que las calculadas en los alrededores de la Base Aérea Kelly pueden estar asociadas con la aparición de la leucemia [19, 20]. Sin embargo, se considera que los trabajadores son el segmento más sano de la población general. No se conocen los niveles en los que otros segmentos de la población pudieran estar afectados. Además, estos estudios ocupacionales reportaron números de mortalidad a causa de la leucemia (muertes) y no números de personas que contrajeron la enfermedad (incidencia) o efectos adversos para la salud.

Se ha asociado el formaldehído con la mortalidad a causa de la leucemia en los embalsamadores, pero no en entornos industriales [21–24]. Las diferencias en el metabolismo y en el modo de acción no parecen indicar que el formaldehído contribuya a los posibles efectos cumulativos originados en las exposiciones al benceno y al 1,3 butadieno.

La ATSDR se valió del modelado de dispersión atmosférica para identificar las áreas de la comunidad en las que había más probabilidades de exposición a las concentraciones más altas. Aunque no sean exhaustivos, la ATSDR puede evaluar los datos sobre las consecuencias en la salud que sean biológicamente verosímiles para determinar si tales consecuencias están ocurriendo en esta población en tasas similares o diferentes a la población en general. Para algunas consecuencias en la salud, la ATSDR evaluó de manera adicional si una asociación con una exposición ambiental a las emisiones atmosféricas provenientes de la Base Aérea Kelly era verosímil (Ver el documento de la ATSDR *Health Outcome Data Evaluation Health Consultation* [25]).

La ATSDR investigó los datos sobre las consecuencias en la salud biológicamente verosímiles en la Evaluación de Salud Pública de 1999 [1]. Los resultados de la investigación revelaron que no era posible que algunas consecuencias en la salud elevadas estuvieran vinculadas a una exposición a contaminantes conocidos provenientes de la Base Aérea Kelly. Sin embargo, no fue posible descartar algunas consecuencias elevadas en la salud por haber estado vinculadas a contaminantes provenientes de la Base Aérea Kelly.

La ATSDR concluyó que algunas tasas de incidencia del cáncer verosímiles (hígado, riñón, pulmón y leucemia) habían sido elevadas en los códigos postales que se encuentran alrededor de la Base Aérea Kelly de 1990 a 1994 en comparación a las tasas de incidencia encontradas en la población hispana del estado de Texas [1].

Por lo general, el cáncer tiene un período de latencia, es decir, el período desde el momento de la exposición o iniciación hasta el comienzo y diagnóstico de la enfermedad (usualmente 10 a 30 años, aunque se han reportado algunos casos de leucemia en períodos tan cortos de tiempo de hasta 3 años después de la exposición [26]. Por consiguiente, los cánceres reportados durante el período de tiempo examinado (1990–1994) pudieron haber sido el resultado de exposiciones en el pasado. De los cánceres biológicamente verosímiles reportados, la leucemia es una consecuencia que la ATSDR continúa investigando (ver el documento *Health Outcome Data Evaluation Health Consultation*) de la ATSDR [25]. La incidencia del cáncer de hígado fue elevada en una

gran porción del sur de Texas, y la ATSDR continúa investigando el cáncer de hígado [25]. Las áreas alrededor de la Base Aérea Kelly que habían tenido un incremento en la incidencia del cáncer de pulmón y de hígado no correspondieron bien con las áreas en las que el modelado de dispersión atmosférica pronosticó los niveles de contaminación del aire más elevados.

La División de Registro del Cáncer del Departamento de Salud de Texas ha reportado elevaciones estadísticamente significativas de leucemia en tres códigos postales (1990–1994). Dos de los códigos postales se encuentran en la dirección predominante del viento y el tercero está conformado por viviendas militares fuera de la base. La ATSDR ha investigado las elevaciones y la distribución de los tipos de leucemia en códigos postales específicos (ver el documento *Health Outcome Data Health Consultation*) de la ATSDR [25]. De las sustancias químicas conocidas que han sido emitidas por la Base Aérea Kelly, el benceno y el 1,3-butadieno son causa de preocupación debido a que ambas sustancias han estado vinculadas a la leucemia en estudios epidemiológicos de trabajadores y debido a que la médula ósea es un órgano objeto de ataques de ambas sustancias químicas en los estudios realizados en animales [27–30] (ver Apéndice C).

Los limitados datos disponibles no son adecuados para realizar una evaluación exhaustiva de las exposiciones cumulativas potenciales a las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado. Las evaluaciones de los datos disponibles no indican una preocupación en la salud pública, pero estos datos están incompletos y contienen más incertidumbre que los datos recopilados bajo la supervisión de las agencias reguladoras (es decir, los programas estatales y federales en virtud de la Ley del Aire Limpio (*Clean Air Act*)). ***Debido a la magnitud de la incertidumbre y a que se reportaron consecuencias en la salud biológicamente verosímiles en áreas en las que la población pudo haber estado expuesta, la ATSDR concluye que se deben realizar análisis adicionales de las consecuencias del cáncer en la salud. Este análisis adicional se encuentra en el documento Health Outcome Data Evaluation Health Consultation [25].***

Poblaciones susceptibles

La ATSDR produce información tanto sobre poblaciones que pueden ser de interés especial como sobre las actividades específicas “en el sitio” que tratan sobre poblaciones potencialmente susceptibles.

Niños (consideraciones sobre la salud de los niños)

Los niños pueden correr un riesgo incrementado o reducido de exposición a sustancias químicas. Los factores que pueden afectar su susceptibilidad incluyen patrones de actividad, procesos farmacocinéticos (promedios de ventilación, tasas de metabolismo y capacidades) o procesos farmacodinámicos (interacciones tóxicas objeto en el sistema hematopoyético inmaduro) [31].

Los bebés y los niños pueden ser más vulnerables a la leucemogénesis debido a que las poblaciones de células hematopoyéticas son diferenciadoras y están sometidas a un proceso de maduración. No se encontraron datos provenientes de estudios realizados en seres humanos que indiquen que los niños son más sensibles a la toxicidad del benceno que los adultos. Algunos estudios han vinculado la leucemia no linfocítica aguda (mielocítica) y las exposiciones ocupacionales de los padres al benceno [32]. En los

niños, el tipo predominante de leucemia es la linfocítica, mientras que en los adultos, se encuentra predominantemente una combinación de mieloide y linfocítica [33]. Los estudios recientes parecen indicar que las exposiciones intrauterinas pueden resultar en leucemia [34].

Sexo

No se encontró ningún dato sobre la exposición de seres humanos que indique que el benceno afecta a los seres humanos de sexo masculino y de sexo femenino de manera diferente.

Aspectos genéticos

Los factores de riesgo individuales influyen en la tolerancia exclusiva o susceptibilidad a la exposición de cada persona y en la progresión a la enfermedad. Los polimorfismos son variaciones en la estructura genética de la persona que pueden resultar en cambios en la manera como responden las personas al quedar expuestas a sustancias químicas. Aunque no se sabe cuál es la estructura genética de cada persona, los estudios demuestran que ciertas variaciones en la estructura genética pueden ser responsables de las diferencias en la manera como una persona responde al quedar expuesta a sustancias químicas específicas. A continuación se dan ejemplos de estudios que ilustran el grado de variación que puede existir en una población.

Las personas que carecen de una encima que tiene que ver con la detoxificación de un metabolito de benceno pueden ser susceptibles a la toxicidad del benceno. La falta de esta encima parece ser el resultado de un verdadero polimorfismo en el gene NQO1 con una frecuencia del 13% en una población de referencia [35].

La actividad del CYP2E1 en los microsomas hepáticos humanos ha demostrado tener 13 variaciones [36]. Las diferencias en el CYP2E1 en los seres humanos podría indicar la posible susceptibilidad diferencial a la toxicidad del benceno y del 1,3-butadieno.

Asmáticos

Las personas sensibles a los irritantes respiratorios pueden experimentar efectos respiratorios en niveles que están por debajo de los niveles en los que las personas no sensibles experimentan efectos respiratorios.

Resumen

Aunque se desconocen factores de riesgo como las proporciones de polimorfismos genéticos y el asma de esta población, el desarrollo de sistemas hematopoyéticos puede ser más susceptible a ofensa por parte de compuestos orgánicos volátiles como el benceno y el butadieno.

Conclusiones y recomendaciones

1. Contaminantes individuales provenientes de fuentes estacionarias.

El modelado de dispersión atmosférica indica que es muy poco probable que las emisiones de fuentes estacionarias hayan resultado en exposiciones fuera de la base a sustancias químicas individuales en niveles que pudieran constituir una

preocupación de salud pública y no presentan *ningún riesgo aparente para la salud*.

Los datos sobre las emisiones atmosféricas de cromo hexavalente (antes de 1980) presentados por la Base Aérea Kelly no son suficientes para que la ATSDR determine el impacto en la salud pública y, por consiguiente, representan un *riesgo indeterminado para la salud*.

Recomendación: Realizar investigaciones adicionales sobre las posibles emisiones atmosféricas de cromo hexavalente ocurridas en el pasado y procedentes de la Base Aérea Kelly, o incluir consecuencias en la salud verosímiles en el estudio de mortalidad propuesto (Kelly AFB Civilian Worker Mortality Study) que realizará el Grupo de Trabajo sobre Asuntos de la Salud (Health Issues Working Group) de la Base Aérea Kelly.

2. Contaminantes individuales provenientes de aviones.

El modelado de dispersión atmosférica indica que es muy poco probable que las emisiones de combustible JP-4 provenientes de los aviones hayan resultado en exposiciones fuera de la base a sustancias químicas individuales en niveles que pudieran constituir una preocupación de salud pública y no presentan *ningún riesgo aparente para la salud*.

3. Mezclas de sustancias químicas provenientes de fuentes estacionarias y de aviones.

La incertidumbre en posibles interacciones originadas en la exposición a las mezclas de sustancias químicas presenta un *riesgo indeterminado para la salud*. Se han reportado anteriormente elevaciones estadísticamente significativas en leucemia en los códigos postales que están en la dirección predominante del viento y en las viviendas militares fuera de la base.

Recomendación: Realizar investigaciones adicionales sobre el aumento en los casos de leucemia. Esta recomendación fue hecha por la División de Estudios de la Salud de la ATSDR y se presentó en el documento "Health Outcome Data Evaluation Health Consultation".

4. El análisis de sensibilidad del modelado de dispersión atmosférica parece indicar que la selección de parámetros de entrada como la altura de los edificios, la deflexión de las corrientes de aire causada por los edificios, el tipo de paisaje y las combinaciones de estos parámetros podrían resultar en cálculos más altos de las concentraciones de contaminantes en la base, pero no afectarían las concentraciones fuera de la misma. Estas conclusiones se basan en parte en los datos del inventario de emisiones y en las concentraciones de aire calculadas a partir de los modelos de dispersión atmosférica. Las incertidumbres de estos datos se discuten en este informe y se consideran en estas conclusiones.

Recomendación: Considerar las consecuencias en la salud biológicamente verosímiles provenientes de posibles exposiciones en la base en el estudio de mortalidad propuesto (Kelly AFB Civilian Worker Mortality Study) que realizará el Grupo de Trabajo sobre Asuntos de la Salud (Health Issues Working Group) de la Base Aérea Kelly.

5. No hay datos disponibles para la evaluación de la neblina o la incineración de los desechos de cianuro.

Autores, asesores técnicos

David A. Fowler, PhD

Consultations Section

Departamento de Investigaciones y Consultas sobre Exposiciones a Sustancias Tóxicas

Division of Health Assessments and Consultations

Brian Kaplan, MS, MA

Consultations Section

Departamento de Investigaciones y Consultas sobre Exposiciones a Sustancias Tóxicas

Division of Health Assessments and Consultations

Revisores:

John E. Abraham, PhD, MPH

Chief, Exposure Investigations and Consultations Branch

Division of Health Assessments and Consultations

Susan Moore

Chief, Consultations Section

Departamento de Investigaciones y Consultas sobre Exposiciones a Sustancias Tóxicas

Division of Health Assessments and Consultations

Ken Orloff, PhD

Acting Associate Director of Science

División de Evaluaciones y Consultas de Salud

Apéndice A. Metodología del modelado de dispersión atmosférica

Modelado de dispersión atmosférica

En este apéndice se presentan las bases empleadas por la ATSDR al usar los modelos para calcular la concentración de los contaminantes del aire ambiental en las operaciones realizadas en el pasado por la Base Aérea Kelly.

Modelado de la atmósfera

Los modelos de dispersión atmosférica son ecuaciones matemáticas que *pronostican* (simulan o modelan) el movimiento de sustancias químicas en el aire. Este movimiento también se conoce como dispersión puesto que las sustancias químicas se dispersan una vez liberadas en el aire. Se entran las ecuaciones matemáticas en un programa de computadora para facilitar su uso. Entre los datos necesarios para realizar estos modelos de dispersión atmosférica están los datos sobre las condiciones atmosféricas, la cantidad de contaminantes liberados en la atmósfera con el transcurso del tiempo, la topografía del sitio, y su geometría. En estudios en los que comparan las concentraciones calculadas provenientes de los modelados de dispersión atmosférica con las medidas del muestreo, el modelo *Industrial Source Complex (ISC)* empleado aquí, en zonas similares a la Base Aérea Kelly ha demostrado ser exacto en una proporción del doble a la mitad de los resultados reales [7]. Por ejemplo, si el valor "real" es $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, el modelo debe mostrar un margen de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La incertidumbre mayor la constituyen los datos de emisión que no se tienen en cuenta en este margen de error.

Cuando la monitorización del aire muestra un resultado "real" en el caso de una toma particular en un momento específico y en un lugar específico, el modelo produce un resultado para cada hora modelada en cada lugar específico que se debe ajustar para tener en cuenta este margen de error. Se pueden usar los resultados por hora modelados para calcular promedios anuales o de 24 horas o cantidades máximas.

Entre las limitaciones de los modelos de aire están las siguientes:

- Dificultades en la obtención de datos tanto meteorológicos y como sobre emisiones que sean representativos.
- Incertidumbres mayores en marcos de tiempo cortos, por ejemplo una hora o un día. Los modelos producen mejores resultados al pronosticar promedios a largo plazo, por ejemplo un año.
- Condiciones meteorológicas y relacionadas con el terreno complejas que no se tienen en cuenta en los datos meteorológicos y en las ecuaciones matemáticas.
- Resultados que son aproximaciones con algunos modelos validados en el campo.

Cuatro ventajas de los modelos:

- Se pueden usar los modelos para calcular la concentración de determinada sustancia en diferentes períodos de tiempo cuando existen datos tanto meteorológicos como sobre las emisiones. El modelo ISCST3 empleado en este informe genera un modelo por horas. Se pueden recopilar los resultados por horas para generar valores máximos y promedios. También se pueden generar resultados máximos y promedios para cualquier período de tiempo como por ejemplo un día, un mes o un año.

- Se pueden usar los modelos para calcular el nivel de varias sustancias existentes en el aire ambiental como resultado de las emisiones procedentes de una sola fuente o de múltiples fuentes.
- Los modelos pueden producir fluctuaciones promedio a corto plazo en emisiones y condiciones meteorológicas, lo que resulta en un promedio a largo plazo.
- Los modelos permiten calcular la concentración de una sustancia en un número ilimitado de lugares.

Recolección de muestras de aire

La recolección de muestras de aire por medio de equipos convencionales ofrece la ventaja de producir datos que se consideran resultados “verdaderos”. La palabra “verdaderos” significa aquí que la mezcla de sustancias químicas identificadas de hecho existió en el aire en el lugar y a la hora en que se tomó la muestra. Por otra parte, esta mezcla de sustancias químicas fue el resultado de muchas fuentes diferentes. El equipo convencional se define aquí como muestreadores estacionarios fijos con muestras recogidas al extraer aire por medio de un tubo o filtro y luego hacer que tal tubo o filtro sea analizado para detectar las sustancias químicas recogidas. Aunque la muestra se considera “verdadera”, hay varias desventajas en el procedimiento de recolección de muestras.

- La recolección de muestras de sustancias provenientes de muchas y diversas fuentes dificulta la correlación de una muestra de aire con una instalación determinada. Las fuentes no pertinentes a la investigación podrían influenciar la interpretación de los resultados. Por ejemplo, las muestras de aire recogidas cerca de autobuses que están funcionando al ralentí (encendidos pero sin moverse) pueden tener concentraciones más altas de las sustancias químicas encontradas en los escapes de los motores diesel que las que están presentes en el aire ambiental como resultado de emisiones de la fuente que se está investigando.
- Los resultados de la recolección de muestras se basan en las condiciones presentes en el momento en que se tomaron las muestras. Estas condiciones incluyen las condiciones meteorológicas y la cantidad y las proporciones de las sustancias químicas liberadas. Estas condiciones podrían ser una condición extremadamente baja o alta y no son representativas de las condiciones promedio. Por el contrario, en general se toman muestras durante un período de tiempo (desde unas horas a 12 horas) y, por consiguiente, el resultado sería el promedio de pequeñas o grandes concentraciones a corto plazo de sustancias químicas pasajeras.
- La recolección de muestras de aire es un procedimiento costoso y para obtener resultados representativos se necesita un período de tiempo prolongado.

Comparación de parámetros de entrada del modelado de la atmósfera

En la revisión de expertos de la Fase I de la Fase 1 de la evaluación de salud pública (PHA, por sus siglas en inglés) realizada por terceros, se recomendó que la ATSDR investigara el efecto que tienen diferentes valores de entrada en la vida media del cromo

hexavalente [37]. Esta sección describe éstos y otros resultados de los parámetros de entrada. La Tabla A-1 proporciona un resumen de estos detalles.

La ATSDR investigó varios parámetros de entrada a fin de determinar sus posibles efectos sobre los resultados del modelado de dispersión atmosférica. Se trataron los siguientes temas relacionados con el modelado de dispersión atmosférica mediante el modelo de dispersión gaussiano *Industrial Source Short Term* (versión 3, ISCST3) de la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) de los Estados Unidos:

1. efecto de usar diferentes medias vidas para el cromo hexavalente. Se usó 1 a 2,160 minutos.
2. deflexión de los edificios (efecto con y sin deflexión)
3. paisaje (efecto de usar un paisaje rural o urbano)
4. altura de los edificios (aprox. 6 ó 9.75 metros [20 ó 32 pies])
5. combinaciones de parámetros

Se usaron cinco años de datos meteorológicos (enero de 1986 a diciembre de 1990) proporcionados por el Aeropuerto Internacional de San Antonio para el aire de superficie y datos proporcionados por el Aeropuerto Internacional Del Río, Texas, para los datos relacionados con la atmósfera superior.

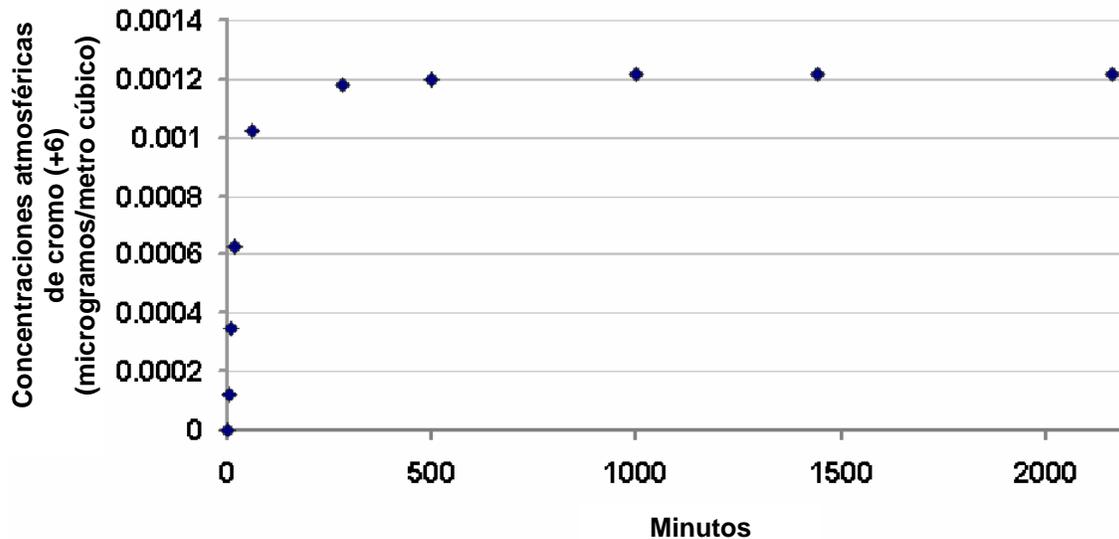
Para el análisis de los diferentes parámetros, la ATSDR supuso 12 puntos de emisión de cromo. En el Apéndice B, anexo 1, se presenta información detallada sobre estos puntos de emisión.

Los resultados aparecen en la Figura A-1 y en la Figura A-2. Aunque se desconocen las concentraciones reales (no se conocen las tasas de emisión verdaderas), la Figura A-1 indica que a medida que aumenta la vida media del cromo hexavalente, la concentración calculada en un punto en la dirección del viento cerca del perímetro de la base aumenta hasta que el valor de la vida media usado es aproximadamente 3-4 horas, en cuyo punto la vida media más larga no cambia la concentración calculada. El uso de una vida media por más de 3-4 horas no aumenta la concentración en los lugares del modelo en el perímetro de la base. Sin embargo, la distancia desde la base donde se pudo encontrar la máxima concentración aumentaría a medida que se incrementara la vida media por encima de 3-4 horas.

Figura A-1. Vidas medias del cromo hexavalente.

Los resultados indican que la concentración de cromo en un punto en la comunidad cercana a la valla norte de la base¹ aumenta a medida que la vida media llega a las 3-4 horas (180-240 minutos). Luego se estabiliza la concentración.

¹ Este punto se encuentra ubicado a 641.600 metros en dirección oeste y a 4,173.700 metros en dirección norte del origen de las coordenadas geográficas de todo el estado, Zona Central Sur de Texas, *North American Datum* de 1983 (NAD83)



La Figura A-2 indica que el uso del paisaje rural o urbano, con o sin deflexión, a una altura aproximada de liberación de 6 ó 9.75 metros [20 ó 32 pies] no resultará en un cambio significativo en la concentración calculada de cromo hexavalente fuera de la base. Las concentraciones en la base están afectadas de manera más significativa por la altura a la que se liberan las sustancias, el paisaje rural y con o sin deflexión, respectivamente, lo que resulta en concentraciones más altas en la zona de respiración cerca de la fuente. Debido a que la meteorología utilizada para otros contaminantes es la misma que la usada para el cromo hexavalente, las diferencias relativas en la concentración también corresponderían a todos los otros contaminantes. Lo anterior parece indicar que, dependiendo de los parámetros de entrada seleccionados, la concentración de los contaminantes en la base podría variar por un factor aproximado de 3 en un punto específico a una distancia de 300 metros de la fuente y por un factor aproximado de 50, dependiendo de la ubicación de los receptores dentro de los límites de la base. La Figura A-2 también muestra que la selección de los parámetros de entrada no afecta las concentraciones fuera de la base de los contaminantes provenientes de la Base Aérea Kelly.

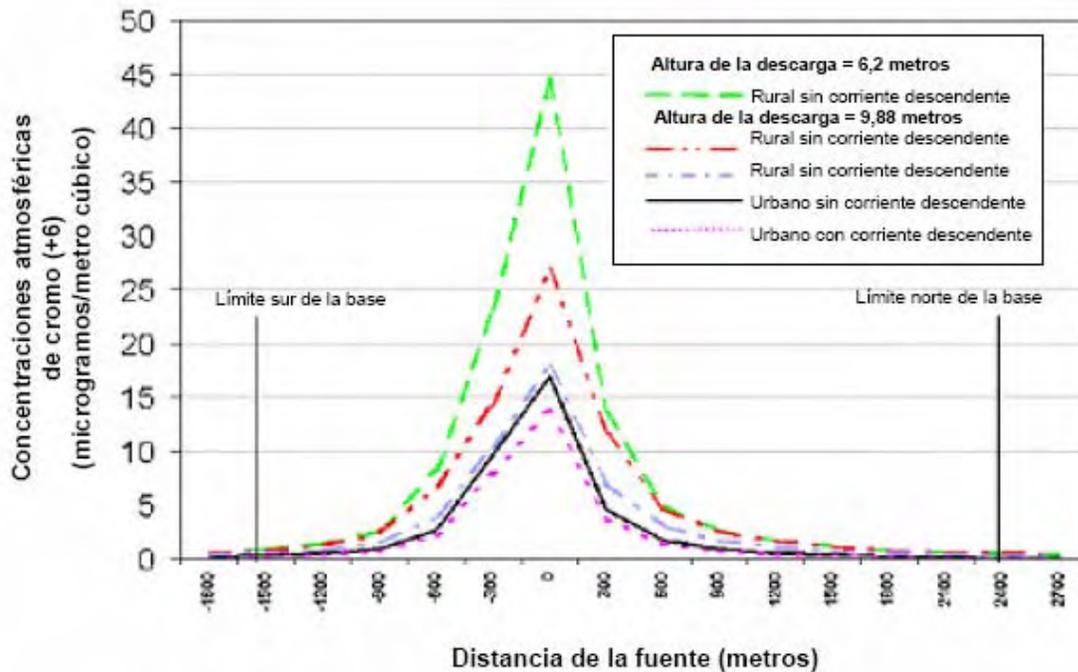


Figura A-2. Comparación de parámetros de entrada. La selección de los parámetros del modelo indicados en esta figura no tienen efecto en las concentraciones de los contaminantes fuera de la base, pero pueden tener efectos significativos sobre las concentraciones en la base.

Tabla A-1. Resumen de parámetros y suposiciones comunes al modelado de aviones y fuentes estacionarias.

Categoría	Datos y suposiciones
Modelo de dispersión	<p>Se utilizó el modelo <i>Industrial Source Complex Short Term</i>, Versión 3 (ISCST3) de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos. Se supuso que no ocurrieron deposiciones ni hubo degradación en la atmósfera. Se usaron parámetros de dispersión rural. No se utilizó la deflexión, excepto en el análisis de los parámetros en el Apéndice A.</p> <p>Se usaron las suposiciones del modelo inherentes al modelo ISC y se incluyeron los parámetros de dispersión gaussianos derivados de Pasquill-Gifford. Estas suposiciones y otros datos sobre los antecedentes relacionados con este modelo se pueden encontrar en dos manuales de la EPA (Vol I y Vol II, 1995, http://www.epa.gov/scram001/tt22.htm#isc).</p> <p>Vea más información en el Apéndice B.</p>
Datos	Se usaron cinco años de datos meteorológicos (enero de 1986 a diciembre de

Categoría	Datos y suposiciones	
meteorológicos	1990) proporcionados por el Aeropuerto Internacional de San Antonio para el aire de superficie y datos proporcionados por el Aeropuerto Internacional Del Río, Texas, para los datos relacionados con la atmósfera superior.	
Modelado de aviones		
Modelado de dispersión	Se fijaron los parámetros de entrada del modelo ISC de manera que las emisiones estuvieran contenidas en una serie de fuentes de volúmenes. Se fijaron valores específicos para el tamaño del volumen y su ubicación detrás del avión. No se sometió a prueba la sensibilidad de estos valores a los resultados finales. Se supuso que las fuentes del volumen se dispersaron debido a las condiciones meteorológicas. Es posible que las operaciones de los aviones hayan generado dispersión adicional, lo que pudo haber resultado en concentraciones más bajas en la dirección del viento. Vea más información en el Apéndice B.	
Número de operaciones	336,000 en total con 168,000 despegues y aterrizajes	El número de operaciones es un valor máximo en 1964 y se basa en la reubicación de un empleado de la Base Aérea Kelly.* Las operaciones en los años anteriores pudieron haber sido más bajas o más altas. Se supuso que cada operación era un despegue y un aterrizaje y que consistía de carreteo, puesta en marcha, apagado, rodaje por la pista de aterrizaje, acercamiento o despegue.
Emisiones	Basadas en pruebas de motores tanto del motor B52H (TF33-3) como del F16	Entre los motores del B52 estaba el J-57 de Pratt and Whitney. Los motores anteriores o los modelos diferentes del mismo tipo de motor pudieron haber producido una cantidad mayor o menor de emisiones. Es posible que las emisiones del motor sometido a prueba sean diferentes en comparación con las emisiones de los motores usados en la realidad debido a

<i>Categoría</i>	<i>Datos y suposiciones</i>	
		condiciones de desgaste o por la carga. Se supone que todas las emisiones son gaseosas. Vea más información en el Apéndice B.
Modalidad de tiempo	Basado en una referencia de la Fuerza Aérea de los Estados Unidos (USAF, por sus siglas en inglés). Vea más información en el Apéndice B.	
Lugar	Basado en la pista de aterrizaje existente y en la pista de circulación más larga.	No se incluyó una segunda pista de aterrizaje que ya no existe.
Modelado de fuentes estacionarias		
Lugar y proporción de las emisiones	Los datos se encuentran en el Apéndice B, Anexo 1, y se basan en tres informes de la Fuerza Aérea (27 de marzo de 2000, junio de 2000 y diciembre de 2000). Las emisiones reportadas anualmente se promediaron para el año en cuestión.	
Parámetros de las chimeneas	Basados en los informes de la Fuerza Aérea del 27 de marzo de 2000, de junio de 2000 y de diciembre de 2000. Se supuso que la altura de construcción de las fuentes para las cuales no había datos era de 6.2 metros con temperatura del gas de salida de 20°C, velocidad del gas de salida de 0.1 metros/segundo y un diámetro interior en el punto de emisión de 1 metro. Estos valores son conservadores en cuanto a que producen concentraciones de aire ambiental más altas.	

* Aircraft Noise in the Vicinity of Kelly Air Force Base, San Antonio, Texas (Updated Report), March 1994. HMMH Report No. 292610-B. Prepared for U.S. Department of Justice by Harris, Miller, Miller & Hanson Inc., Lexington, Massachusetts.

Apéndice B. Emisiones estacionarias y de aviones

Este apéndice presenta el enfoque empleado por la ATSDR para calcular la concentración de los contaminantes en el aire ambiental proveniente de las operaciones realizadas en el pasado en la Base de la Fuerza Aérea Kelly (AFB). El enfoque se completó en dos etapas: cálculo de las tasas de emisión y modelado de la dispersión de las emisiones. Estos pasos se trataron individualmente tanto en el caso de las emisiones (industriales) de fuentes estacionarias como en el de las emisiones de aviones.

Los modelos de dispersión atmosférica son ecuaciones matemáticas que *pronostican* (simulan o modelan) el movimiento de sustancias químicas en el aire. Este movimiento también se conoce como dispersión puesto que las sustancias químicas se dispersan (se difunden) una vez liberadas en el aire. Se entran las ecuaciones matemáticas en un programa de computadora para facilitar su uso. Los datos necesarios para calcular las tasas de emisiones incluyen datos meteorológicos, utilización de los terrenos adyacentes, altura y tamaño de las construcciones, la cantidad de contaminantes liberados al aire con el transcurso del tiempo y el lugar donde se liberaron los contaminantes. Más específicamente, entre los datos que se necesitan están los siguientes:

- Temperatura del gas de salida
- Diámetro de la chimenea en el punto de salida
- Velocidad del gas de salida
- Lugar desde el cual se liberaron los gases en las coordenadas geográficas
- Cantidad de contaminantes que se liberaron con el transcurso del tiempo (tasas de emisión)
- Altura a la que se hicieron las emisiones o altura de la chimenea

Emisiones de fuentes estacionarias

La ATSDR obtuvo la ubicación y la tasa de las emisiones provenientes de la Base Aérea Kelly (ver Apéndice B, Anexo 1). Se suministró la información en un informe con fecha del 27 de marzo de 2000, el cual fue actualizado en junio y en diciembre de 2000. Cuando estaba disponible, esta información incluyó números y altura de las construcciones, altura de los conductos de ventilación o chimeneas, descripciones de los procesos, sustancias químicas específicas, uso y cálculos de las emisiones, las suposiciones y las fuentes de información.

La ATSDR comparó las tasas de emisión ocurridas en el pasado con las tasas de emisión actuales modeladas previamente a fin de determinar la necesidad del modelado de esas sustancias químicas. La ATSDR también tuvo en cuenta la posibilidad de que la altura de las chimeneas, la ubicación de las construcciones y otros parámetros fueran diferentes y, por lo tanto, planteó la necesidad de realizar modelados adicionales. Se trataron las siguientes sustancias químicas como emisiones de fuentes estacionarias de posible preocupación y los resultados se presentan en la Tabla B-1: tetracloroetileno (PCE), cromo hexavalente, cloruro de metilo, metil etil cetona, benceno, benceno de etilo, formaldehído, tolueno y xileno. El número de las construcciones, las ubicaciones y los valores de emisión aparecen en un listado en el Anexo 1 en relación con estas sustancias químicas. La ATSDR no pudo obtener la temperatura del gas de emisión, el diámetro de la chimenea en el punto de salida, la velocidad del gas en el punto de salida o la altura a

la que se realizaron las emisiones para cada uno de estos puntos de emisión. Como consecuencia, la ATSDR supuso un conjunto de valores de chimenea que sobrecalcularan las concentraciones en el aire ambiental. Estos valores son:

- Altura de las construcciones 6.200 metros (aproximadamente 20 pies)
- Temperatura de salida del gas en la chimenea: 293 grados Kelvin (20°C o 68°F)
- Velocidad de salida del gas en la chimenea: 0.10 metros/segundo (0.33 pies/segundo)
- Diámetro interior de la chimenea en el punto de salida: 1 metro (aproximadamente 3.2 pies)

La ATSDR supuso que todas las sustancias químicas modeladas eran gaseosas y que no había deposición (seca o húmeda). Esta suposición puede sobrecalcular la cantidad de sustancias químicas presentes en el aire. Probablemente la presencia de la mayoría de los metales y del cromo hexavalente es en forma de aerosol o lo absorben las partículas. La cantidad de la deposición de los aerosoles y de las partículas sería una función de su tamaño y distribución de masa. Estas propiedades no se conocían y, por consiguiente, la ATSDR supuso que todas las sustancias químicas, incluso el cromo hexavalente, estuvieron presentes en forma gaseosa.

La ATSDR también supuso que los terrenos cercanos eran rurales y que la altura y el tamaño de las construcciones donde ocurrieron las emisiones junto con las construcciones cercanas no influyeron en la dispersión de las sustancias químicas (esta influencia se conoce como “deflexión de los edificios”). En el Apéndice A, Comparación de parámetros de entrada del modelado de la atmósfera, la ATSDR verificó que estas entradas estuvieran produciendo concentraciones pronosticadas más altas que las que se producirían si se utilizaran otras entradas.

La ATSDR empleó el modelo ISCST3 de la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés) para modelar estos cálculos de emisiones. El modelo ISCST3 en terreno plano, como es el caso de la Base Aérea Kelly, tiene una incertidumbre de ½ a 2 veces las concentraciones pronosticadas [7].

Las concentraciones pronosticadas indican que los efectos sobre la salud no relacionados con el cáncer serían poco probables puesto que ninguna concentración de contaminantes excedió los valores de comparación no relacionados con el cáncer (Tabla B-1) Dos sustancias químicas excedieron los valores de comparación y se sometieron a evaluaciones adicionales: el tetracloroetileno (PCE) y el cloruro de metileno (Tabla B-1). No se incluyeron las emisiones de cromo hexavalente debido a que los datos proporcionados eran insuficientes (ver más adelante la explicación en la sección sobre cromo hexavalente). A continuación se analizan las emisiones de estas sustancias químicas y las implicaciones sobre la salud de los niveles calculados.

Cromo hexavalente

Se anticipaba que las emisiones originadas en las operaciones de cromado fueran la causa más grande de las emisiones de cromo hexavalente. La ATSDR evaluó dos marcos de tiempo en relación con las emisiones de cromo hexavalente. Hubo emisiones de cromo

hexavalente provenientes de cinco talleres de galvanoplastia. Las más significativas se localizaron en los edificios 258/295 y en el edificio 301. Los edificios 258/259 entraron en servicio en 1942 y cesaron operaciones en 1977. El edificio 301 reemplazó al edificio 258/259 en 1977 y se incorporaron purificadores para controlar las emisiones. No se conocen las tasas de emisión del cromo hexavalente que se originaron en el edificio 258/259. Las tasas de emisión del edificio 301 se basan en las pruebas de combustión completadas en 1980. El período de tiempo anterior a las pruebas de combustión de 1980 se usa para definir exposiciones en el pasado debido a las tasas de emisión desconocidas provenientes del edificio 301 antes de 1980 y a las tasas de emisión desconocidas provenientes de los edificios 258/259.

En ATSDR estábamos interesados en los marcos de tiempo antes y después de las pruebas de combustión del edificio 301. Las emisiones anteriores a 1977 potencialmente podrían representar concentraciones más altas debido a que no se sabe si estaba en uso el control de la polución en el edificio 258/259 mientras que no hay certeza sobre las emisiones de 1977 a 1980. Habría más certeza sobre las emisiones a partir de 1980 debido a las pruebas de combustión; asimismo, tales emisiones serían similares a las emisiones actuales. Las emisiones a partir de 1980 potencialmente representarían concentraciones más bajas que las anteriores a 1977. Los datos que se encontraron para las emisiones originadas en las operaciones de cromado fueron escasos (3 fuentes de datos). Se evaluaron las emisiones de cromo hexavalente en 3 escenarios basados en las fuentes de datos y en los marcos de tiempo relacionados con los cambios en las emisiones.

- (1) emisiones atmosféricas calculadas a partir de los datos sobre el uso de *ácido crómico* antes de 1980.
- (2) emisiones atmosféricas calculadas a partir del *consumo de energía* antes de 1980, y
- (3) emisiones atmosféricas medidas a partir de los datos sobre las *emisiones de chimenea* aplicados a 1980 y años posteriores.^f

Tabla B-1. Concentraciones de aire ambiental máximas calculadas ocurridas en el pasado a partir de emisiones de fuentes estacionarias

<i>Sustancia química</i>	<i>Emisión calculada (TPY)^a</i>	<i>Concentración calculada^b (µg/m³)^c</i>	<i>Valor de comparación de enfermedades crónicas con exclusión del cáncer (µg/m³)</i>	<i>Niveles de exposición de los trabajadores (µg/m³)*</i>	<i>Valor de comparación del cáncer (µg/m³)</i>	<i>Riesgo de cáncer calculado</i>
cromo hexavalente chromium	NP	-	-	-	-	-
cloruro de metileno	2940	123	1060 ^e	87,000	3 ^f	5E-05

tetracloroetileno (PCE)	1490	142	271 ^e	678,000	3 ^g	7E-05
benceno	0.04	0.00046	13 ^d intermedio	320	0.1 ^f	5E-09
formaldehído	0.13	0.00075	10 ^e	922	0.08 ^f	1E-08
metiletilcetona	305.	13	1000 ^e	1500	-	NP
tolueno	0.0116	0.00013	300 ^e	375,000	-	NP
xileno	0.00517	0.00006	434 ^e	435,000	-	NP
ethyl benzene	0.0175	0.0002	1000 ^h	435,000	-	NP

a TPA o toneladas por año

b La concentración calculada se determinó como la concentración máxima fuera de la base.

c $\mu\text{g}/\text{m}^3$ o microgramos por metro cúbico

d valor de exposición intermedio de <1año usado como si no hubiera valor crónico.

e Nivel de riesgo mínimo de la ATSDR (MRL)

f Guía de evaluación del riesgo de cáncer de la ATSDR (CREG) en base al riesgo 1E-06 en caso de exposición constante durante toda la vida.

g Concentración basada en el riesgo de la EPA, Región 6.

h RFC de la EPA o Concentración de referencia de la EPA

NP No es pertinente o no está disponible

* Se utilizaron los valores de NIOSH para todos, excepto para el PCE y el formaldehído, en cuyo caso se utilizaron los valores de OSHA. Los valores representan exposiciones diarias hasta de 10 horas durante un máximo de 40 horas a la semana. Los valores de OSHA representan jornadas de 8 horas, 5 días a la semana.

La Base Aérea Kelly proporcionó dos fuentes de datos para calcular las emisiones atmosféricas de cromo hexavalente antes de 1980 (se instalaron purificadores en 1980 para controlar la contaminación). Las fuentes de los datos fueron:

6. *uso del trióxido de cromo* (utilizado para hacer ácido crómico) a partir de un año de operaciones durante la década de 1980 (no se notificó el año específico), y
7. *cálculo de emisiones a partir del consumo de energía* durante una prueba de emisiones de chimenea en un purificador (las concentraciones anteriores a los purificadores se calcularon a partir de la formulación de los datos sobre el consumo de energía de la Base Aérea Tinker).

La Base Aérea Kelly proporcionó una tercera fuente de información proveniente de las emisiones medidas de chimenea originadas en las pruebas de un purificador que se realizaron en 1980 en el edificio 301. La calidad de estos datos obtenidos del análisis de las emisiones de chimeneas dotadas de purificadores es mucho más alta que para los datos sobre el uso de ácido crómico o los datos sobre el consumo de energía. Falta información en los datos sobre el uso del ácido crómico y sobre el consumo de energía. Además, hay poca información corroborativa que la ATSDR considera esencial para reducir la incertidumbre en los resultados. Aunque la cantidad de los datos sobre las emisiones de chimenea es poca, la ATSDR reconoce que estos datos probablemente son indicativos de las emisiones después de haber sometido a prueba los purificadores en 1980 en el edificio 301. La evidencia corroborativa proveniente de los datos actuales sobre emisiones apoya esta opinión. No se proporcionaron suficientes datos cuantitativos para una evaluación cuantitativa de las emisiones después de instalar los purificadores en 1980. Aunque no sea posible una evaluación cuantitativa, la evaluación cualitativa no

demuestra que exista evidencia que indique que pudo ser probable que existieran niveles de preocupación en la salud pública después de haber instalado los purificadores (1980). La ATSDR reconoce que cualquier evaluación tendría mucha incertidumbre y sería insuficiente para que resultara en una alerta de salud pública.

Parte de la información que la ATSDR solicitó a la Base Aérea Kelly no pudo ser localizada. Esta información incluye el número de purificadores de emisiones atmosféricas, cuándo comenzó la operación, el tamaño de los implementos en los que se realizaban los baños en ácido crómico, la potencia del ácido crómico y la electricidad consumida en las operaciones de galvanoplastia que se llevaron a cabo en la Base Aérea Kelly. Debido a estas incógnitas, no es posible que la ATSDR calcule las concentraciones de las posibles emisiones atmosféricas de cromo hexavalente ocurridas en el pasado con un grado adecuado de confianza para sacar conclusiones relacionadas con las exposiciones relacionadas con tales exposiciones. Por consiguiente, la ATSDR concluye que el peligro de salud para la comunidad antes de que se instalaran los purificadores es *indeterminado*.

Cloruro de metileno

No se deberían anticipar efectos sobre la salud no relacionados con el cáncer originados por las exposiciones al cloruro de metileno porque la concentración máxima de cloruro de metilo fuera de la base no excedió los valores de comparación no relacionados con el cáncer (ver Tabla B-1). La concentración máxima de cloruro de metilo fuera de la base excedió un valor de comparación del cáncer. Por consiguiente, el cloruro de metilo fue evaluado más exhaustivamente para determinar el riesgo calculado de contraer cáncer por exposición máxima. A pesar de que no hay suficientes datos realizados en personas, sí hay suficientes datos en animales como para considerar que el cloruro de metilo es un posible carcinógeno para los humanos. El riesgo calculado de estar expuesto durante toda la vida a la concentración máxima se considera un *incremento bajo* en el riesgo. Los estudios realizados en animales sirvieron de base para calcular el riesgo puesto que se han reportado casos de cáncer no humano en las publicaciones científicas en estos niveles calculados. Al utilizar el valor máximo de las concentraciones de aire calculadas basado en el modelado, hay muchas probabilidades de que los riesgos se sobrecalculen. Al utilizar la concentración máxima calculada en la comunidad, los niveles de las posibles exposiciones son aproximadamente 3500 veces menos que los niveles potencialmente asociados con los efectos del cáncer reportados en los seres humanos [38]. Aunque existe un riesgo de exposición al cloruro de metileno, la ATSDR no esperaría que se observara un incremento del cáncer en la comunidad por las exposiciones a estos niveles calculados de cloruro de metileno.

Tetracloroetileno (PCE)

La concentración máxima fuera de la base de PCE no excedió los valores de comparación no relacionados con el cáncer (ver Tabla B-1). Aunque se ha confirmado que el PCE es un carcinógeno en los animales, se continúa investigando la carcinogenicidad del PCE en los seres humanos. La concentración máxima de PCE fuera de la base excedió un valor de comparación basado en estudios realizados en animales y se evaluó más exhaustivamente. El riesgo calculado de contraer cáncer en la comunidad originado en una exposición máxima durante toda la vida a la concentración máxima de PCE se

considera un *incremento bajo* en el riesgo. No se ha asociado la exposición al PCE a estos niveles con el cáncer en los seres humanos. La ATSDR no esperaría que se observaran efectos adversos en la salud como resultado de la exposición a estos niveles bajo estas condiciones de exposición [39].

Emisiones de aviones

La ATSDR empleó el modelado de la atmósfera para calcular las concentraciones de sustancias químicas orgánicas presentes en el aire ambiental originadas en las emisiones de los aviones. No se encontraron datos sobre las emisiones de metales. Esta sección trata sobre los datos de entrada usados en el modelo y sobre los procesos de modelado. La ATSDR revisó los datos suministrados por la Base Aérea y la Marina sobre emisiones de aviones a fin de seleccionar los parámetros de entradas del modelo. En la mayoría de los casos se seleccionaron parámetros de entrada que fueran conservadores (por ejemplo, las peores emisiones). Como resultado, la ATSDR modeló el máximo número de operaciones anuales reportadas de 336,000 en 1964 y supuso que todas las operaciones las llevaron a cabo los aviones B52H que, según los datos revisados por la ATSDR, emiten la cantidad más grande de contaminación en general. La ATSDR también modeló las emisiones de un avión F para establecer una perspectiva. Un B52 tiene ocho motores mientras que un F16 tiene un solo motor. La información sobre las emisiones se encuentra disponible sobre 69 sustancias químicas orgánicas y la ATSDR modeló las emisiones de seis sustancias químicas basadas en las cantidades emitidas y la toxicidad. En las sustancias químicas están el acetaldehído, la acroleína, el benceno, el butadieno, el formaldehído y el naftaleno. Las concentraciones de estas seis sustancias químicas en el ambiente se calcularon en 5,100 puntos o lugares dentro de la Base Aérea Kelly y en sus alrededores. Los puntos estaban a 300 metros de distancia el uno del otro. Los detalles específicos del modelado se presentan en el resto de esta sección.

Entradas del modelo

Se utilizó el modelo *Industrial Source Complex-Short Term (ISCST)* para realizar el modelado de la atmósfera. Para usar este modelo, se debe entrar la información sobre la fuente de los contaminantes, los datos meteorológicos del lugar y la información sobre los lugares receptores. El modelo simula el movimiento de los contaminantes en la atmósfera y calcula una concentración en los lugares receptores dados. *Las emisiones se trataron como una serie de fuentes de volumen detrás del avión (ver la página 32) para obtener información detallada).*

Fuente de los contaminantes

La fuente de las emisiones de avión fueron las operaciones de aviones en la Base Aérea Kelly. Para usar el modelo, la ATSDR debe conocer la cantidad de cada tipo de contaminante emitido por unidad de tiempo y la ubicación de la emisión. Puesto que los aviones circulan por toda la base, la emisión de contaminantes podría ocurrir en diferentes lugares.

La obtención de información sobre la fuente y ubicación de los contaminantes provenientes de los aviones fue un proceso de cuatro etapas:

8. Determinación de los tipos de aviones en la Base Aérea Kelly

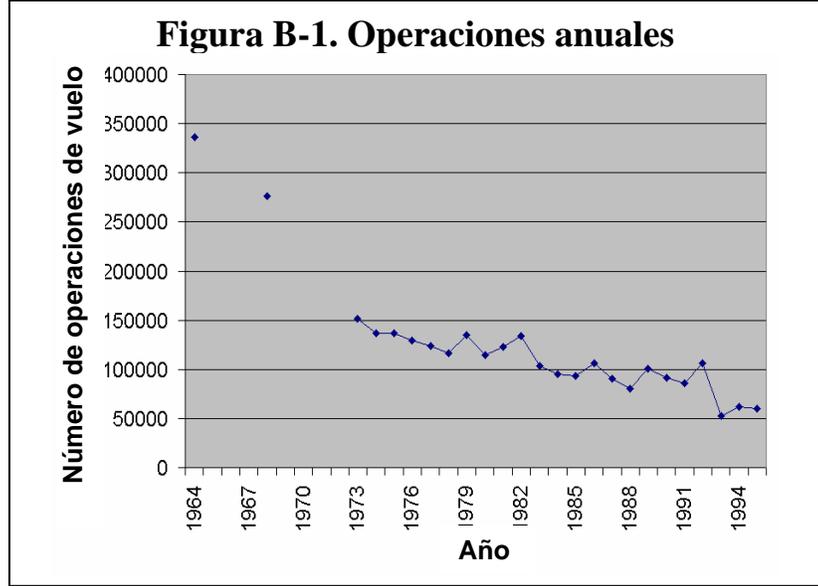
9. Obtención del número de operaciones de vuelo realizadas por cada avión (despegues, aterrizajes, otro tipo de actividades)
10. Obtención de la cantidad y los tipos de contaminantes emitidos por cada avión
11. Identificación del movimiento de los aviones (lugar y tiempo que estuvo allí)

Tipos de aviones en la Base Aérea Kelly.

La Base Aérea Kelly se estableció como un campo de aviación militar en 1917 y muchos tipos de aviones han pasado por esta base. La ATSDR obtuvo la siguiente lista de aviones de la Base Aérea Kelly [40, 41]:

A-10	B-58	C-141	C-97	F-16	KC-135	T-34
A-40	B-727	C-17	DC-9	F-18	P-38	T-37
A-6	B-727	C-2	F-100	F-4	P-47	T-38
B-1	C-118	C-21	F-101	F-80	P-51	T-39
B-17	C-119	C-47	F-102	F-84	SR-71	T-41
B-24	C-12	C-5	F-104	F-86	SW-4	T-43
B-29	C-121	C-54	F-108	F-89	SWB	T-45
B-36	C-123	C-7	F-106	F-94	T-1	T-6
B-50	C-124	C-74	F-14	FB-111	T-28	UH-1
B-52	C-130	C-9	F-15	KC-10	T-33	XC-99

La ATSDR limitó el modelado de las emisiones de los aviones al B52H debido a que este avión era, dentro de los limitados datos disponibles, el que más contaminantes emitía. Esta simplificación es una suposición conservadora en el sentido de que la ATSDR modeló un escenario según el peor caso (la cantidad de emisiones más grande). Esta simplificación se explica más detalladamente en las siguientes secciones. Debido a que la ATSDR no estaba en conocimiento de las operaciones por tipo de avión utilizado en 1964 en el momento de preparar este informe, la ATSDR también modeló las emisiones del F16 para simular un escenario con emisiones más bajas. El F16 no existía en 1964, pero se utilizó como un sustituto de avión militar de bajas emisiones.



Número de operaciones de vuelo realizadas por cada avión

Idealmente, se usa el número y tipo de operaciones por cada avión. La ATSDR únicamente encontró información sobre el número total de operaciones por año según se indica en la Figura B-1. Una operación de avión consiste de un despegue y un aterrizaje. Una maniobra de aterrizaje con despegue inmediato se cuenta como dos operaciones [14].

Para presentar un escenario según el peor de los casos (la mayoría de las emisiones), la ATSDR modeló las operaciones de 1964 con 336,000 operaciones por año. Puesto que no estaba disponible la información sobre todos los tipos de aviones, la ATSDR supuso que 336,000 operaciones fueron realizadas por el B52H o el F16.

Cantidad y tipos de contaminantes emitidos por cada avión

La ATSDR encontró datos sobre emisiones que correspondían a los siguientes aviones:

A-10A	F-106 (A,B)	T33A
B-52 (D, F) B-52H	F15 (A,B,C,D)	T-37B
C-130 (A, D, E, H)	F-16 (A,B)	T-38 (A,B)
C-141 (A,B)	F4 (C, D, E, F)	T-39 (A,B)
C-21A	FB-111A	T-41 (A,B,C)
C-5 (A,B)	KC-10A	T-43A
C-9A	KC-135 (A,D)	

Los datos disponibles sobre las emisiones incluían monóxido de carbono, dióxido de carbono, hidrocarburos totales, óxido de nitrógeno, materias particuladas y sustancias químicas orgánicas específicas. El monóxido de carbono, el dióxido de carbono, los óxidos de carbono y las materias particuladas no se modelaron debido a que estos compuestos típicamente están presentes en el aire de las ciudades. En cuanto a los hidrocarburos totales, la información no es lo suficientemente específica para una evaluación toxicológica. La ATSDR concentró su modelado en los químicos orgánicos específicos que se enumeran más adelante.

La ATSDR obtuvo y utilizó las emisiones de los aviones que usaban el combustible JP-4 en oposición al combustible JP-8, que se emplea en la actualidad. La Base Aérea Kelly completó la conversión del combustible JP-4 al JP-8 en 1994 [13]. El JP-4 había sido utilizado por el Departamento de Defensa desde 1951 [42].

Según se indicó anteriormente, la ATSDR simplificó el modelado a las emisiones del B52H debido a que presentaba un escenario en el peor de los casos (la cantidad de emisiones más grande). La ATSDR identificó al B52H como el peor caso según se indica a continuación. El F16 se utilizó para simular aviones con la menor cantidad de emisiones.

La ATSDR revisó los datos disponibles sobre las emisiones según el total de hidrocarburos emitidos por cada avión que utilizaba el JP-4. La ATSDR también identificó los motores y los aviones que emitían la cantidad de hidrocarburos más grande. La Tabla B-2 presenta un listado de estos aviones y motores según la modalidad de la operación debido a que el avión y sus turbinas emiten diferentes cantidades de sustancias químicas en cada modalidad.

Tabla B-2. Resumen de aviones y motores con la mayor cantidad de emisiones de hidrocarburos según la modalidad de avión [43].

<i>Modalidad</i>	<i>Avión</i>	<i>Motores</i>	<i>Emisiones de hidrocarburos por avión por evento (toneladas métricas)*</i>
Puesta en marcha	B52H	TF33-3	0.0582
Rodaje anterior al despegue	B52H	TF33-3	0.113
Revisión de motores	B52H	TF33-3	0.0582
Rodaje por la pista de aterrizaje	B52H	TF33-3	0.000176
Ascensión 1	B52H	TF33-3	0.000193
Ascensión 2	B52H	TF33-3	0.000213
Acercamiento 1	KC-135	J57-59W	0.00251
Acercamiento 2	C5	TF39-1	0.000783
Aterrizaje	B52H	TF33-3	0.00699
Rodaje posterior al aterrizaje	B52D	J-57-19W/J-57-43WB	0.0418
Apagado	B52D	J-57-19W/J-57-43WB	0.0106
Aterrizaje con despegue inmediato	KC-135	J57-59W	0.0033

* Las emisiones de hidrocarburos (HC) por avión por evento provenientes de esta referencia son muy probablemente incorrectas. La ATSDR verificó estos valores contra la posible derivación. Estas emisiones de hidrocarburos por avión por evento se basan en la modalidad de tiempo, ajuste del motor y tasa de emisión HC. El ajuste de potencia para el rodaje anterior al despegue es marcha en vacío, que tiene la más alta tasa de emisiones HC. La marcha en vacío del motor TF33-3 es 84 g/kg de combustible. La tasa de consumo de combustible es 0.11 kg/s, de manera que la tasa de emisiones HC es 9.24 g/s. Para los 113 kilogramos de HC emitidos durante el rodaje anterior al despegue (Tabla B-2), la modalidad de tiempo necesitaría ser 3.4 horas, lo que parece ser muy poco realista. La ATSDR verificó el KC-135A de esta referencia en la operación de rodaje anterior al despegue y el resultado fue 11.5 horas, que es aun más poco realista. La ATSDR sospecha que se trata de un error sistemático en la Tabla A de Seitchek [43]. Es posible que las unidades indicadas en la Tabla A sean kilogramos y no toneladas métricas. Debido a que los valores indicados en la Tabla B-2 únicamente se utilizan en las comparaciones entre aviones y no se utilizan en el modelado de las emisiones, el error en Seitchek (1985) no cambia nuestros resultados. Las tasas de hidrocarburos empleadas en el modelado fueron 94 g/kg de combustible, 0.14 kg/s de combustible (Spicer et al 1988) [16]. Estos valores son similares a Seitchek (1985). La modalidad de tiempo empleada en el modelado de la ATSDR era 9 minutos en el rodaje anterior al despegue (Naugle et al 1975) para un total de 7.1 kg de HC emitidos durante el rodaje anterior al despegue [44].

Estos datos indican que el avión B52H emitió en general la mayor cantidad de hidrocarburos [43]. El C-5 tuvo las tasas más altas de emisiones durante el acercamiento 2 mientras que el B52D tuvo las tasas de emisión más altas durante las operaciones de rodaje posterior al aterrizaje y apagado y el KC-135 tuvo las tasas de emisión más altas durante las operaciones de acercamiento 1 y aterrizaje con despegue inmediato.

Las emisiones de hidrocarburos de cada modalidad del B52H con el motor TF33-P3 (Tabla B-3) se compararon con la Tabla B-2. De estas tablas, el B52H no es el peor emisor en cuatro de las 12 modalidades, siendo la diferencia más significativa el acercamiento 2. Debido a que el B52H fue el peor emisor en 8 de las 12 modalidades, la ATSDR decidió utilizar el B52H como avión en el peor de los casos al hacer el modelado.

Tabla B-3. Emisiones de hidrocarburos por evento para los aviones B52H con los motores TF33-P3.

<i>Modalidad</i>	<i>Emisiones de hidrocarburos por avión por evento (toneladas métricas)*</i>
Puesta en marcha	0.0582
Rodaje anterior al despegue	0.113
Revisión de motores	0.0582
Rodaje por la pista de aterrizaje	0.000176
Ascensión 1	0.000193
Ascensión 2	0.000213
Acercamiento 1	0.00178
Acercamiento 2	0.000595
Aterrizaje	0.00699
Rodaje posterior al aterrizaje	0.0413
Apagado	0.0105
Aterrizaje con despegue inmediato	0.0029

*USAF Aircraft Engine Emissions Estimator, Glenn D. Seitchek, ESL-TR-85-14, noviembre de 1985.

Los parámetros adicionales requeridos para modelar el B52H/TF33-P3 son modalidad de tiempo, paso de combustible y emisiones de hidrocarburos por consumo de combustible según se indica en la Tabla B-4.

Tabla B-4. Parámetros de funcionamiento de un motor TF33-P3 en las diferentes modalidades del avión B52H.

<i>Modelado de aviones</i>	<i>Tracción del motor</i>	<i>Minutos*</i>	<i>Paso del combustible por motor (1000 lb / hr)**</i>	<i>Emisiones HC por motor (lb/1000 lb fuel)**</i>
Puesta en marcha	Marcha en vacío	20	1.052	94.00
Rodaje anterior al despegue	Marcha en vacío	9	1.052	94.00
Revisión de motores	Militar	4.5	7.105	0.03
Rodaje por la pista de aterrizaje	Militar	0.7	7.105	0.03
Subida después del despegue I	Militar	0.7	7.105	0.03
Subida después del despegue II	Militar	0.8	7.105	0.03
Acercamiento I	Marcha en vacío	3	1.052	94.00
Acercamiento II	Marcha en vacío	1	1.052	94.00
Aterrizaje sobre la pista	Marcha en vacío	1	1.052	94.00
Rodaje posterior al aterrizaje	Marcha en vacío	12	1.052	94.00
Marcha en vacío al efectuar el apagado	Marcha en vacío	4.8	1.052	94.00

*USAF Aircraft Pollution Emission Factors and Landing and Takeoff (LTO), Dennis Naugle, et al, AD/A-006 239 (Febrero de 1975)

**Aircraft Emissions Characterization, C.W. Spicer, M.W. Holdren, S.E. Miller, D.L. Smith, R.N. Smith, D.P. Hughes. Final Report, March 1988, Engineering and Services Laboratory, Air Force Engineering & Services Center, Tyndall Air Force Base, ESL-TR-87-63.

La Fuerza Aérea reportó los componentes de los hidrocarburos totales (HC) de un motor TF33-P3, los cuales aparecen en la Tabla B-5. La Fuerza Aérea reporta los resultados de las pruebas de emisiones en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para los hidrocarburos poliaromáticos y partes por millón de carbono (ppmC) para los otros contaminantes. Estos resultados en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y en ppmC se convierten a peso según el porcentaje de contaminantes peligrosos presentes en el aire (HAPs, por sus siglas en inglés) emitidos en las emisiones de hidrocarburos que usan la siguiente fórmula:

$$\% \text{ wt HAP/HC} = ([\text{HAP}] / [\text{HC}]) \times (\text{Number of C in HC} / \text{Number of C in HAP}) \times (\text{MW}_{\text{HAP}} / \text{MW}_{\text{HC}})$$

en la que:

[HAP] = concentración de compuestos orgánicos en ppm_vC

[HC] = concentración de hidrocarburos totales en ppm_vC

Número de C = Número de moléculas de carbono = 9.3*

MW_{HAP} = Peso molecular de los HAP

MW_{HC} = Peso molecular de los hidrocarburos totales = 130*

*Douglas, Everett, Naval Aviation Depot, Naval Air Station, San Diego, California. Registros de correo electrónico de comunicaciones entre el personal respecto a información sobre maneras de convertir unidades y datos en el número de carbonos y pesos moleculares de los hidrocarburos totales en el combustible de aviones, 12 de febrero de 2001. Una derivación de esta fórmula se presenta en Respuesta a los comentarios.

A partir de estos datos, la cantidad de HAPs emitidos por unidades de tiempo (es decir, gramos/segundo) se calcula por lo general de la manera siguiente:

$$\begin{aligned} & \text{Cantidad de combustible quemado por tiempo en cada modalidad.} * \\ & \text{Cantidad de HC emitidos por combustible quemado} * \\ & \text{Número de motores} * \\ & \% \text{ wt HAP/HC} * \\ & \text{Modalidad de tiempo} * \\ & \text{Número de operaciones por hora} = \\ & \text{Cantidad de HAPs emitidos por unidad de tiempo (gramos/segundo)} \end{aligned}$$

* multiplicación

Tabla B-5. Sustancias químicas en el escape del motor TF33-P3 al usar el combustible JP-4.

Sustancia química	Marcha en vacío		Parámetro de potencia				100% (militar)	
	%peso		30%		75%		%peso	
	ppm C	CAP/HC	ppm C	%peso CAP/HC	ppm C	%peso CAP/HC	ppm C	CAP/HC
Metano	37.57	0.03425	2.425	0.03578	0.704	0.13454	0.439	0.15851
Etano	5.098	0.00435	0.334	0.00462	0.01	0.00179	0.004	0.00135
Etileno	47.405	0.03777	15.171	0.19568	1.368	0.22854	0.164	0.05176
Propano	0.893	0.00075	0.026	0.00035	0.005	0.00088	<0.001	--
Acetileno	28.368	0.02098	3.925	0.04698	0.374	0.05798	0.068	0.01992
Propano	43.344	0.03454	5.048	0.06511	0.289	0.04828	0.041	0.01294
1-Buteno	18.489	0.01473	1.814	0.02339	0.107	0.01787	0.049	0.01546
1,3-Butadieno	11.981	0.00920	0.571	0.00710	0.024	0.00387	<0.001	--
1-Penteno	5.818	0.00464	0.595	0.00767	0.065	0.01086	0.042	0.01326
C5-ene	2.563	0.00204	0.225	0.00290	0.017	0.00284	<0.001	--
n-Pentano	4.464	0.00366	0.112	0.00149	<0.001	--	<0.001	--
C5-ene	1.584	0.00126	0.013	0.00017	<0.001	--	<0.001	--
C5-ene	0.835	0.00067	0.052	0.00067	<0.001	--	<0.001	--
2-Metilpentano	11.059	0.00902	0.192	0.00254	0.005	0.00086	<0.001	--
3-Metilepentano	8.438	0.00689	0.335	0.00442	0.006	0.00103	<0.001	--
1-Hexeno	5.587	0.00445	0.521	0.00672	0.023	0.00384	<0.001	--
n-Hexano	14.688	0.01198	0.339	0.00448	0.005	0.00086	<0.001	--
Metilciclopentano + descon	7.834	0.00000	0.246	0.00000	0.059	0.00000	0.077	0.00000
Benceno	12.499	0.00924	1.698	0.02032	0.16	0.02481	0.029	0.00849
2-Metilhexano	25.488	0.02073	0.571	0.00752	0.012	0.00205	0.004	0.00129
3-Metilhexano	20.534	0.01670	0.589	0.00775	0.009	0.00153	0.006	0.00193
n-Heptano	26.87	0.02185	0.606	0.00798	0.016	0.00273	0.011	0.00354
Metilciclohexano	31.824	0.02536	0.643	0.00829	0.014	0.00234	0.007	0.00221
Tolueno	23.27	0.01740	1.446	0.01750	0.076	0.01191	0.022	0.00652
2-Metilheptano	21.226	0.01721	0.339	0.00445	0.013	0.00221	0.009	0.00289
3-Metilheptano	31.651	0.02566	0.687	0.00902	0.018	0.00306	0.01	0.00321
n-Octano	28.915	0.02345	0.595	0.00781	0.014	0.00238	0.009	0.00289
Etilbenceno	5.558	0.00419	0.32	0.00390	0.017	0.00269	0.008	0.00239
m+p-Xileno	30.787	0.02320	1.332	0.01625	0.048	0.00758	0.024	0.00716
Estireno	11.174	0.00826	0.38	0.00455	0.016	0.00248	0.012	0.00351
o-Xileno	9.734	0.00734	0.413	0.00504	0.016	0.00253	0.008	0.00239
n-Nonano	22.406	0.01814	0.464	0.00608	0.012	0.00204	0.01	0.00321
p-Etiltolueno	8.352	0.00634	0.346	0.00425	0.009	0.00143	0.016	0.00481

Sustancia química	Parámetro de potencia							
	Marcha en vacío		30%		75%		100% (militar)	
	ppm C	%peso CAP/HC	ppm C	%peso CAP/HC	ppm C	%peso CAP/HC	ppm C	%peso CAP/HC
1,2,4-Trimetilbenceno	15.581	0.01182	0.566	0.00695	0.016	0.00254	0.018	0.00541
n-Decano	21.715	0.01755	0.498	0.00652	0.019	0.00322	0.014	0.00448
Metlibenzaldehído +C10H14	8.179	0.00624	0.497	0.00613	0.059	0.00943	0.062	0.01872
Undecano	26.179	0.02113	0.606	0.00792	0.027	0.00457	0.042	0.01343
Naftaleno	10.138	0.00738	0.395	0.00465	0.035	0.00534	0.05	0.01442
Dodecano	29.261	0.02360	0.522	0.00681	0.023	0.00389	0.066	0.02108
Tridecano	21.398	0.01724	0.452	0.00589	0.034	0.00574	0.08	0.02553
Tetradecano	5.011	0.00403	0.405	0.00528	0.041	0.00692	0.184	0.05867
Formaldehído	15.54	0.02650	4.009	0.11068	0.423	0.15126	0.083	0.05607
Acetaldehído	1.802	0.00226	1.564	0.03168	0.211	0.05535	0.036	0.01784
Acroleína	1.833	0.00195	0.501	0.00861	0.051	0.01135	<0.001	--
Propanaldehído	0.461	0.00051	0.268	0.00477	0.019	0.00438	0.005	0.00218
Acetona	<0.001	--	0.432	0.00769	0.067	0.01545	0.025	0.01089
Benzaldehído + descon	3.9303	0.00338	1.668	0.02325	0.2	0.03611	<0.001	--
Glyoxal	1.68	0.00277	1.368	0.03650	0.126	0.04354	0.024	0.01567
Metilglyoxal	5.31	0.00725	0.817	0.01804	0.077	0.02203	0.032	0.01729
Biacetilo	0.542	0.00066	0.257	0.00509	0.024	0.00615	0.013	0.00630
Hidrocarburos poliaromáticos								
	Marcha en vacío		30%		75%		100%	
	µg/m ³	%peso CAP/HC	µg/m ³	%peso CAP/HC	µg/m ³	%peso CAP/HC	µg/m ³	%peso CAP/HC
Naftaleno	320	0.00041	45	0.00093	9	0.00240	2.3	0.00116
1-metil naftaleno	430	0.00055	33	0.00068	3.6	0.00096	1	0.00050
2-metil naftaleno	350	0.00045	49	0.00101	4.5	0.00120	1.1	0.00055
Dimetil naftaleno	53	0.00007	8.8	0.00018	0.043	0.00001	0.064	0.00003
Isómero dimetil naftaleno	320	0.00041	33	0.00068	1.8	0.00048	0.53	0.00027
1,2-dimetil naftaleno	530	0.00067	53	0.00109	3.2	0.00085	1.2	0.00060
1,4-y 2,3-dimetil naftaleno	140	0.00018	14	0.00029	0.8	0.00021	0.29	0.00015
2,6-dimetil naftaleno	32	0.00004	3.3	0.00007	0.19	0.00005	0.088	0.00004
Isómero dimetil naftaleno	21	0.00003	11	0.00023	1.5	0.00040	0.1	0.00005
Isómero dimetil naftaleno	40	0.00005	1.9	0.00004	0.72	0.00019	0.22	0.00011
Fenantreno	4.8	0.00001	0.22	0.00000	0.045	0.00001	0.019	0.00001
Antraceno	9.7	0.00001	0.76	0.00002	0.32	0.00009	0.11	0.00006
Fluoranteno	8.9	0.00001	0.64	0.00001	0.27	0.00007	0.095	0.00005
Pireno	0.2	0.00000	0.012	0.00000	0.012	0.00000	0.01	0.00001
Benz(a)antraceno	0.2	0.00000	0.034	0.00000	0.026	0.00001	0.021	0.00001
Criseno	<0.01	--	<0.01	--	<0.01	--	<0.01	--
Benzo[e]pireno	<0.01	--	<0.01	--	<0.01	--	<0.01	--
Benzo(a)pireno	<0.01	--	<0.01	--	<0.01	--	<0.01	--
Perileno	<0.01	--	<0.01	--	<0.01	--	<0.01	--

*C.W. Spicer, M.W. ***Aircraft Emissions Characterization*, C.W. Spicer, M.W. Holdren, S.E. Miller, D.L. Smith, R.N. Smith, D.P. Hughes. Informe final, marzo de 1988, Engineering and Services Laboratory, Air Force Engineering & Services Center, Tyndall Air Force Base, ESL-TR-87-63.

De la Tabla B-5, la ATSDR seleccionó los siguientes 6 químicos (Tabla B-6) para efectuar el modelo en base a las tasas de emisión y toxicidad.

Tabla B-6. Sustancias químicas seleccionadas en el escape del TF33-P3 para el modelado de dispersión atmosférica.

<i>Un motor TF33-P3 con combustible JP-4</i>								
Ajuste de potencia								
	Marcha en vacío		30%		75%		100%	
	ppm C	% de peso (wt) HAP/HC	ppm C	%wt HAP/HC	ppm C	%wt HAP/HC	ppm C	%wt HAP/HC
1,3-butadieno	11.98 1	0.00920	0.57 1	0.00710	0.024	0.00387	<0.00 1	0.00030
Benceno	12.49 9	0.00924	1.69 8	0.02032	0.16	0.02481	0.029	0.00849
Naftaleno	10.13 8	0.00738	0.39 5	0.00465	0.035	0.00534	0.05	0.01442
Formaldehído	15.54	0.02650	4.00 9	0.11068	0.423	0.15126	0.083	0.05607
Acetaldehído	1.802	0.00226	1.56 4	0.03168	0.211	0.05535	0.036	0.01784
Acroleína	1.833	0.00195	0.50 1	0.00861	0.051	0.01135	<0.00 1	0.00042

*Los indetectables se convirtieron al % de peso en base al nivel de detección de 0.001 % de peso.

La ATSDR realizó un modelo de selección de dispersión atmosférica al escoger un solo punto de descarga en la pista para todas las emisiones. Los resultados de este modelo de selección indicaron la necesidad de un esfuerzo de modelado más detallado. Para dar cuenta de las emisiones durante el movimiento de aviones en la base durante las operaciones, se inició un esfuerzo de modelado más detallado en el que se usaron las siguientes suposiciones sobre dónde se modeló el avión (modalidad de avión) y qué tanto tiempo pasaron en cada lugar, cuánto tiempo pasaron en cada modalidad de tracción del motor y los ajustes de potencia y las emisiones correspondientes en cada lugar y durante la modalidad de tracción del motor.

Identificación del movimiento de aviones

El lugar donde funcionaban los motores de chorro es importante para determinar la dispersión de las emisiones. Estos lugares habrían de incluir pistas de aterrizaje, pistas de circulación, rampas de estacionamiento, zonas de mantenimiento, rutas de aproximación y de despegue y otras áreas. Los cambios de estos lugares también serían importantes, al igual que las rutas que cada tipo de avión pudo haber usado. Otro cambio importante fue el uso de dos pistas. Las pistas 15/33 y 14/32 se utilizaron conjuntamente desde 1951 hasta mediados de la década de 1960. Estas dos pistas se utilizaron simultáneamente. La pista 14/32 se cerró a mediados de la década de 1960 [45].

Debido a la información tan limitada sobre el movimiento de aviones, la ATSDR simplificó los lugares de las emisiones a la pista 15/33 y a la pista de circulación de aprox. 3000 metros (10,000 pies) paralela y un poco al este de la pista 15/33. La ATSDR calculó las emisiones después del despegue y en el acercamiento a distancias hasta de 9.5 kilómetros (6 millas). La modalidad de avión y los lugares modelados se indican en la Tabla B-7.

Se utilizaron cuarenta y ocho fuentes de volumen para representar las emisiones de la pista de circulación. Se utilizaron catorce para representar los despegues. Se utilizaron treinta para representar la subida después del despegue. Se utilizaron ocho para representar los acercamientos. Estas fuentes representan el movimiento de aviones en intervalos aproximados de 3 segundos. Las fuentes de volumen en cada modalidad (rodaje, despegue, etc.) se espaciaron según su respectiva velocidad durante esa modalidad.

Tabla B-7. Modalidad de avión y lugares modelados

<i>Modalidad de aviones</i>	<i>Tracción del motor</i>	<i>Minutos**</i>	<i>Lugar modelado</i>
Puesta en marcha	Marcha en vacío	20	Pista de circulación
Rodaje anterior al despegue	Marcha en vacío	9	Pista de circulación
Revisión de motores	Militar para el B52 militar y combustión retardada para el F16	4.5	Extremo de la pista donde comenzaba el rodaje anterior al despegue
Rodaje por la pista de aterrizaje	Combustión retardada para el F16 y militar para el B52	0.7	Pista
Subida después del despegue I	Combustión retardada para el F16 y militar para el B52	0.7	Trayectoria directa desde la pista
Subida después del despegue II	Militar	0.8	
Acercamiento I	Marcha en vacío	3	Trayectoria directa hacia la pista
Acercamiento II	Marcha en vacío	1	
Aterrizaje sobre la pista	Marcha en vacío	1	Pista
Rodaje posterior al aterrizaje	Marcha en vacío	12	Pista de circulación
Marcha en vacío al efectuar el apagado	Marcha en vacío	4.8	Pista de circulación

* USAF Aircraft Engine Emissions Estimator, Glen D. Seitchek, Air Force Engineering and Services Center, HQ AFESC/RDVS, Tyndall AFB, Florida, noviembre de 1985.

**USAF Aircraft Pollution Emission Factors and Landing and Takeoff (LTO) Cycles, Dennis F. Naugle and Steven R. Nelson, Air Force Weapons Laboratory, Kirtland Air Force Base, New Mexico, febrero de 1975.

La dirección del despegue y del aterrizaje depende de la dirección del viento. El avión despegue y aterriza en la dirección opuesta a la que sopla el viento. Para efectos de este análisis, se incorporaron despegues y aterrizajes bidireccionales. Mediante el uso de datos climatológicos correspondientes al área de San Antonio, los cuales muestran que la dirección preponderante del viento es desde el sureste durante los meses del verano (marzo a septiembre), se supuso que los despegues y aterrizajes ocurrieron del norte /

norroeste al sur / sureste durante este período [46]. Durante los meses de invierno (octubre a febrero), se invirtió la dirección de los despegues y aterrizajes (sur / sureste a norte / noreste) puesto que la dirección preponderante del tiempo se invierte para soplar desde el norte y el noroeste.

Meteorología

Los datos meteorológicos empleados en el modelo ISCST3 se obtuvieron del Aeropuerto Internacional de San Antonio por medio de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos en cuanto a los datos de superficie y del Aeropuerto Internacional Del Río, Del Rio, Texas en cuanto a los datos de la atmósfera superior.

Proceso de modelado

- Todas las emisiones se modelaron como fuentes de volumen en el modelo de dispersión ISCST3.
- Las fuentes de volumen se cambiaron a 30 metros por detrás de la supuesta ubicación del avión para tener en cuenta el desplazamiento del chorro del motor.
- Las emisiones de todas las cuatro modalidades de aviones (rodaje, despegue, subida después del despegue y acercamiento) se incluyeron en el modelado de dispersión.
- Las concentraciones de las seis sustancias químicas orgánicas se calcularon en 5,100 puntos en la Base Aérea Kelly y sus alrededores. Los puntos se distribuyeron a una distancia de 300 metros el uno del otro.
- Las emisiones se calcularon en base a 336,000 operaciones anuales. Las emisiones por hora (en g/s) se calcularon a partir de un valor de operaciones por hora de 19.2 aterrizajes y despegues por hora. Las maniobras de aterrizaje con despegue inmediato se modelaron como aterrizajes y despegues debido a que no se incluyó el número de aterrizajes con despegue inmediato como un número específico. Esto significa que las 336,000 operaciones anuales se dividieron en 168,000 despegues y 168,000 aterrizajes.
- Los despegues y las subidas después del despegue (y el paso del combustible y las emisiones de hidrocarburos que están asociados con esta maniobra) se fijaron en el 100%. Los ajustes de potencia de acercamiento y rodaje se fijaron en “marcha en vacío”, según se describió en la sección anterior. Las pistas de circulación modeladas se limitaron a la única pista de circulación de 3000 metros (10,000 pies) paralela a la pista 15-33 y situada un poco al este de la misma.
- Se supuso que los parámetros iniciales de dispersión horizontal eran 20 metros (calculados a un tercio de la envergadura del B52H).
- Se supuso que los parámetros iniciales de dispersión vertical eran 30 metros, en base a una revisión del documento *Photographic Measurements of USAF Aircraft Plume Rise (Music P D, Hunt J S, Naugle DF. Civil and Environmental Engineering Development Office Tyndall AFB FL Detachment 1 [ADTC]) Report Number CEEDO-TR-77-57*.

- Se supuso que la altura de emisión de las fuentes de pista y despegue era de 2 metros.
- Después del desplazamiento inicial desde el motor (30 metros de arriba a abajo y 20 metros de lado a lado), se consideró que el penacho estaba a la temperatura ambiente.
- Las alturas de emisión de fuente para las fuentes de subida después del despegue variaron aproximadamente desde 45 a 1375 metros.
- Las ubicaciones de las fuentes a lo largo de la trayectoria de subida después del despegue se calcularon a lo largo de una ruta proyectada que se calculó desde una velocidad de subida después del despegue de 110 nudos (supuesta), una tasa de ascensión de 3000 fpm (supuesta) y la modalidad de tiempo de 1.5 minutos (de EDMS)[47].
- Las alturas de emisión de fuente de las fuentes de acercamiento variaron desde aproximadamente 480 metros a 0 metros sobre el suelo. Las ubicaciones de las fuentes a lo largo de la trayectoria de acercamiento se calcularon a lo largo de una ruta proyectada que se calculó a partir de la modalidad de tiempo de 4 minutos (de EDMS), una velocidad de acercamiento de 75 nudos (supuesta) y una trayectoria de planeo de 3 grados [48].
- Las ubicaciones de las fuentes utilizadas para representar la pista se basaron en el movimiento de aceleración. Se utilizó una velocidad inicial de aprox. cero nudos y una velocidad final de aprox. 110 nudos para calcular las ubicaciones de las fuentes a lo largo de la pista en intervalos de 3 segundos. Se empleó una modalidad de tiempo de 42 segundos (de EDMS).
- Se calculó el tiempo empleado en el rodaje en 46 minutos en base a los datos presentados en una sección anterior. El tiempo de rodaje es el tiempo total de rodaje durante el despegue y el aterrizaje (Tabla B-4) e incluye el tiempo empleado en la puesta en marcha (20 minutos), el rodaje anterior al despegue (9 minutos), el rodaje posterior al aterrizaje (12 minutos) y la marcha en vacío y apagado (4.8 minutos). Estos datos provienen de *USAF Aircraft Pollution Emission Factors and Landing and Takeoff (LTO)*, Dennis Naugle, et al, AD/A-006 239 (Febrero de 1975)
- Se supuso una velocidad constante de 2.5 nudos para el movimiento de aviones a lo largo de la pista.
- Se utilizaron cuarenta y ocho fuentes de volumen para representar las emisiones de la pista de circulación. Se utilizaron catorce para representar los despegues. Se utilizaron treinta para representar la subida después del despegue. Se utilizaron ocho para representar los acercamientos. Estas fuentes representan el movimiento de aviones en intervalos aproximados de 3 segundos. Se espaciaron las fuentes en cada categoría según la velocidad correspondiente en cada modalidad.

Análisis de sensibilidad

La ATSDR modeló las emisiones atmosféricas a partir de un avión en el peor de los casos (el B52) y un avión en el mejor de los casos (el F16) para describir el margen posible de emisiones atmosféricas sin importar los tipos específicos de aviones que de hecho fueron responsables de las emisiones atmosféricas. El modelado de una flota de aviones conocidos habría de resultar en emisiones que se espera que estén dentro del margen calculado al modelar tanto el peor como el mejor de los casos. Al usar el escenario revisado que se describe en el presente documento en la Base Aérea Kelly, el margen de posibles valores cambió de un factor de 2 a un factor de 5, permaneciendo iguales los valores correspondientes al peor de los casos.

La ATSDR volvió a ejecutar el modelado de las emisiones del F16 con un cambio en la tasa de emisiones durante la revisión de motores. La tasa de emisiones de la revisión de motores empleada y evaluada en la consulta de salud pública sobre las emisiones atmosféricas ocurridas en el pasado en la Base Aérea Kelly se fijó en la modalidad postquemador (también conocida como aumento de etapa I). La tasa de emisiones se cambió a potencia militar (también llamada potencia del 100%) en el presente análisis. La emisión de la revisión de motores correspondiente a la fijación de postquemador consistió en 3.7 g/s de benceno y butadieno. Las emisiones de la revisión de motores correspondientes a la modalidad de potencia militar consistió en 1.1 g/s de benceno y en 0.92 g/s de butadieno. Con base en el modelado, se rediseñaron las Figuras B-4a y B-5a como las Figuras F-4b y B-5b. El cambio en esta tasa de emisiones redujo las concentraciones pronosticadas por un factor de 2 en el caso del F16. La Tabla B-8 muestra los resultados en el caso del F16. Con la revisión, la diferencia en el riesgo entre el F16 y el B52 es aproximadamente 4 veces en el caso del butadieno y 5-6 veces en el caso del benceno.

El programa *U.S. Army Center for Health Promotion and Preventive Medicine Environmental Health Risk Assessment Program* (CHPPM, por sus siglas en inglés), en respuesta a nuestro informe, empleó el modelo *Federal Aviation Administration's EDMS* para modelar las emisiones de aviones ocurridas en el pasado [49]. La ATSDR recibió recientemente un borrador del documento. El informe incluye concentraciones de aire ambiental modeladas a partir de emisiones de aviones, pero no incluye cálculos sobre el riesgo de cáncer. Las concentraciones de aire pronosticadas por el programa CHPPM originadas en las emisiones de un B52 están dentro del 10% de los pronósticos de la ATSDR. El B52 se usó como escenario en el peor de los casos (el avión que emite las cantidades más grandes) a fin de determinar si era necesario realizar evaluaciones adicionales. Esto indica que el tipo de modelo empleado aquí no es importante en la manera como se generaron los resultados.

El programa CHPPM también pronosticó concentraciones de aire a partir de una flota de aviones “más realista” [15] que no estuvo a disposición de la ATSDR en el momento en que se iniciaron los trabajos relacionados con este informe. Los resultados del CHPPM en que se usó una flota de aviones fueron mucho más bajos que el escenario con las emisiones más bajas de la ATSDR en el que se usó el avión F16. Las diferencias muy probablemente se deben a las suposiciones en la metodología empleada al crear los factores de emisión de la flota de aviones. La ATSDR utilizó una metodología similar tanto para el F16 como para el B52 y se incluyeron factores de emisión específicos del

motor y la especiación de sustancias químicas del escape del F16. El CHPPM utilizó extrapolaciones de la especificación del B52 en combinación con las tasas específicas de emisión de hidrocarburos de los motores. Las tasas de emisión correspondientes a cada tipo de avión son directamente proporcionales a las concentraciones de aire modeladas. Por consiguiente, los resultados están muy relacionados con las tasas de emisión que se utilizaron. La ATSDR considerará los resultados y la metodología del informe CHPPM cuando se publique el informe final.

Las tasas de emisión son una función de las tasas de emisión de los motores por motor por período de tiempo. El número de operaciones también influye en estos valores. Existe cierta preocupación de que el número de operaciones utilizado en este informe sobrecalcule el número de operaciones reales. En esta evaluación, la ATSDR definió una operación como un despegue o un aterrizaje e incluyó la puesta en marcha, el apagado, el rodaje, la revisión de motores, el rodaje por la pista de aterrizaje, el despegue, el aterrizaje y el acercamiento [40]. Las operaciones podrían incluir el vuelo de aviones por el espacio aéreo controlado por la Base Aérea Kelly [15] u otros movimientos en tierra. El enfoque de la ATSDR podría sobrecalcular las emisiones reales.

La Base Aérea Kelly tenía en funcionamiento una segunda pista desde la década de 1950 hasta mediados de la década de 1960. El modelado de las emisiones de esta pista resultaría en una reducción de las concentraciones máximas en el punto de máxima exposición. No se sabe cuál era el tipo de avión ni el número de operaciones en las que se utilizaba la segunda pista.

Dadas las incertidumbres inherentes en el análisis, la revisión no daría como resultado cambios en las conclusiones y recomendaciones desde el punto de vista de la salud pública.

La evaluación de la ATSDR de las emisiones atmosféricas del escape de los motores de chorro se centró en el benceno y el 1,3 butadieno debido a que estas sustancias constituyen la mayor fuente de riesgo de cáncer. Una vez emitidas por los motores de chorro, estas sustancias son transportadas por el viento y se transforman y se degradan en la atmósfera.

Tanto el benceno como el 1,3-butadieno se transforman en el aire de las ciudades al reaccionar con radicales hidroxilos (debido a reacciones fotoquímicas), ozono y otras sustancias químicas presentes en la atmósfera. La vida media del benceno se ha medido desde 1.5 horas en un “aire contaminado” a 5 días [19]. El 1,3-butadieno se considera más reactivo. Las vidas medias del 1,3-butadieno reportadas en las publicaciones científicas varían según el tipo de estudios y abarcan desde 1.4 hasta 14.9 horas según se indica a continuación y se atribuyen a componentes atmosféricos [20]:

<i>Vidas medias (horas)...</i>	<i>Descripción</i>
6	Por radicales hidroxilos producidos por reacciones fotoquímicas
2 a 6	Fotodegradación
1.4 a 1.7	Por ozono (concentración atmosférica promedio, probablemente a una concentración más alta en las ciudades, una degradación más rápida)
15 a 16	Triple de oxígeno (concentración atmosférica promedio)
14.9	Degradación nocturna originada en la concentración atmosférica promedio de radicales de nitrato

La ATSDR evaluó la relevancia de la degradación al modelar las emisiones de motores de chorro del 1,3 butadieno usando una vida media de 1 hora y una vida media de 9 horas. Se utilizaron estos valores de vida media con base en un reporte de la junta *California Air Resources Board* en el que se indica que “se espera una vida media atmosférica de 1 a 9 horas” [50]. Este margen fue razonable para realizar la evaluación puesto que el valor de 1 hora se aproximaba al extremo inferior reportado. Era razonable usar el valor de 9 horas como el valor más alto debido a que está en el margen de los valores más altos. Los resultados muestran que las vidas medias más altas no cambiarían de manera significativa las concentraciones en las cercanías de la base donde reside la población de interés debido a que el tiempo de propagación de las emisiones atmosféricas es mucho más rápido que 9 horas o 540 minutos (la Figura A-1 demostró esto para el cromo hexavalente). Se ejecutó el modelo sin degradación como un escenario en el peor de los casos.

Al usar un promedio de los resultados del modelado de dispersión atmosférica con vidas medias entre 1 y 9 horas, el efecto general es trasladar el borde norte de la línea de contorno aproximadamente 0.64 km (0.4 millas) más cerca de la base. El borde norte de este contorno está aproximadamente a 1.61 km (1 milla) al norte del límite de la Base Aérea Kelly que bordea la autopista interestatal 10. Con una vida media promedio (5 horas), la línea de contorno estaría aproximadamente a 0.97 km (0.6 de milla) de la base. Este movimiento o contracción del contorno de riesgo se reduce a medida que se aproxima a la fuente de emisión que, en este caso, es la pista y la pista de circulación.

Los cambios en la vida media no resultarían en cambios en las conclusiones y recomendaciones desde la perspectiva de salud pública.

Resultados del modelado de dispersión atmosférica y conclusiones sobre los niveles calculados de contaminantes individuales.

Resultados

La ATSDR realizó un modelo de dispersión atmosférica para calcular los niveles potenciales de contaminantes en la comunidad. Según se indicó anteriormente, la ATSDR no dispone de información sobre todos los aviones que realizaban maniobras de despegue y aterrizaje en la Base Aérea Kelly. La ATSDR modeló las emisiones de aviones para los cuales se pudo encontrar información sobre emisiones y que la ATSDR consideró que eran representativas de un margen de emisiones potenciales producidas por diferentes

aviones. La ATSDR modeló las emisiones de un avión F16 y de un B52H con el propósito de aproximarse al margen de emisiones potenciales. Un F16 tiene un motor y un B52H tiene ocho motores. Se consideró que las emisiones de un B52H fueron las emisiones en el peor de los casos. Se identificó al benceno, al 1,3-butadieno y al formaldehído como los contaminantes causantes de preocupación de acuerdo con el modelado en el peor de los casos de las emisiones del B52H. Los niveles pronosticados de benceno y 1,3-butadieno proveniente del modelado de la atmósfera de las emisiones de un B52H se indican en las Figuras B-2 y B-3, respectivamente. Los niveles pronosticados de 1,3-butadieno originados en el modelado de la atmósfera de las emisiones de un F16 se indican en las Figuras B-4a y B-4b y para el benceno en las Figuras B-5a y B-5b. (Las Figuras B-4a y B-5a utilizan un factor de emisiones de etapa 1 del postquemador durante el calentamiento de motores. Las Figuras B-4b y B-5b utilizan un factor de emisiones de ajuste de potencia del 100% durante el calentamiento de motores.

No se indica la ubicación de los niveles máximos de formaldehído, pero se encuentra en las mismas ubicaciones que los máximos del benceno y del 1,3-butadieno. ***Todos los niveles de contaminantes fuera de la base estuvieron por debajo de los niveles en los que se han reportado efectos sobre la salud en las publicaciones científicas. Las exposiciones de la comunidad a las concentraciones del promedio anual modelado estuvieron por debajo de los niveles de preocupación en el caso de efectos sobre la salud agudos y crónicos no relacionados con el cáncer, excepto en el caso de irritar o agravar potencialmente los efectos respiratorios debido a la exposición al formaldehído. Estos efectos son probablemente a corto plazo y posiblemente periódicos y dependen del nivel cambiante de operaciones de los aviones. El benceno, el 1,3-butadieno y el formaldehído fueron las únicas sustancias químicas causantes de preocupación en cuanto a un aumento calculado en el riesgo de contraer cáncer.***

El formaldehído se produce durante la combustión de combustibles fósiles y también es producido endógenamente por la respiración celular. Aunque se considera que el formaldehído en dosis altas es un carcinógeno de la cavidad nasal en los animales, la evidencia en los seres humanos es limitada. Algunos estudios epidemiológicos han asociado la exposición al formaldehído en los trabajadores industriales con el cáncer en sitios específicos de las vías respiratorias mientras que otros parecen indicar un aumento en el riesgo de contraer leucemia [21, 51–53]. Algunos estudios epidemiológicos también parecen indicar un aumento en el riesgo de cáncer hematopoyético en las personas que trabajan en el área de la salud y en embalsamadores [22]. La exposición a condiciones en el peor de los casos durante el período de elevadas operaciones de aviación resultó en un incremento en el riesgo de contraer cáncer para ese período de tiempo. La exposición continua se promedia en el transcurso de un año debido a que no hay datos disponibles para definir la exposición de manera más diferenciada. Es posible que las exposiciones hayan ocurrido en niveles más altos durante cortos períodos de tiempo, de manera muy similar a una exposición en el lugar de trabajo. Los niveles de exposición permisible (PELs, por sus siglas en inglés) de la Administración de Seguridad y Salud Ocupacional (OSHA) se presentan a fin de ofrecer una perspectiva y describen los niveles de exposición permisibles para los trabajadores durante 8 horas diarias, 5 días a la semana (Tabla B-8).

Los riesgos de cáncer para el 1,3-butadieno reflejan un aumento entre bajo y moderado en el riesgo, según el factor de la pendiente del cáncer y del avión utilizado como fuente de emisiones en las entradas del modelado de la atmósfera. La variable mayor es el uso del factor de la pendiente del cáncer para hacer un cálculo del riesgo. El factor de la pendiente del cáncer derivado de los estudios realizados en seres humanos para el 1,3-butadieno se basó únicamente en un solo estudio en personas. Aunque la ATSDR da preferencia a los valores derivados de estudios realizados en seres humanos sobre los valores derivados de estudios realizados en animales, la incertidumbre en esta derivación fomenta poca confianza en el uso único de este valor. La ATSDR presentó ambos valores del factor de la pendiente (derivados de estudios realizados en animales y derivados de estudios realizados en personas) en los cálculos del riesgo en los que se usaron las emisiones tanto del F16 como del B52H. Los cálculos del riesgo resultantes difieren en 2 órdenes de magnitud, lo cual ilustra el grado de incertidumbre. La Tabla B-8 describe el riesgo máximo calculado proveniente de la exposición continua fuera de la base a concentraciones modeladas calculadas durante los 20 años anteriores a 1973 en las que se usó el máximo número de operaciones (336,000 por año) y 20 años después y se incluyó el año de 1973 (con 112,000 operaciones anuales) hasta 1994, cuando se reemplazó el combustible JP-4 con el JP-8. La exposición continua a concentraciones máximas promedio refleja la naturaleza conservadora de estos cálculos. El uso de un escenario en el peor de los casos probablemente sobrecalcula el riesgo real.

El margen de riesgo del benceno se tuvo un margen de riesgo entre bajo y no aparente y dependió del avión utilizado como fuente de emisiones en el modelado de la atmósfera. El factor de la pendiente del cáncer para el benceno es menos incierto que en el caso del 1,3-butadieno puesto que la información para el factor de la pendiente provino de varios estudios diferentes realizados en seres humanos. La ATSDR ha generado directrices cuyo uso se sugiere para evaluar las exposiciones al benceno presente en el aire [54]. Si la exposición es inferior a $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la ATSDR supone que no existe un riesgo aparente para la salud pública. Si las exposiciones ocurren entre $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $320 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la ATSDR evalúa estas exposiciones individualmente según el sitio. Una exposición mayor de $320 \mu\text{g}/\text{m}^3$ puede ser considerada un posible riesgo para la salud. Si bien los niveles calculados de benceno fueron inferiores a los niveles que la ATSDR consideraría causa de preocupación para la salud pública, la incertidumbre en los datos disponibles y las elevaciones en la incidencia de la leucemia en los códigos postales 78227, 78237 y 78226 (1990–1994) justifican evaluaciones adicionales. **La evaluación de la incidencia de la leucemia realizada por la ATSDR se incluye en el documento *Health Outcome Data Evaluation Health Consultation* [25].**

FIGURA B-3

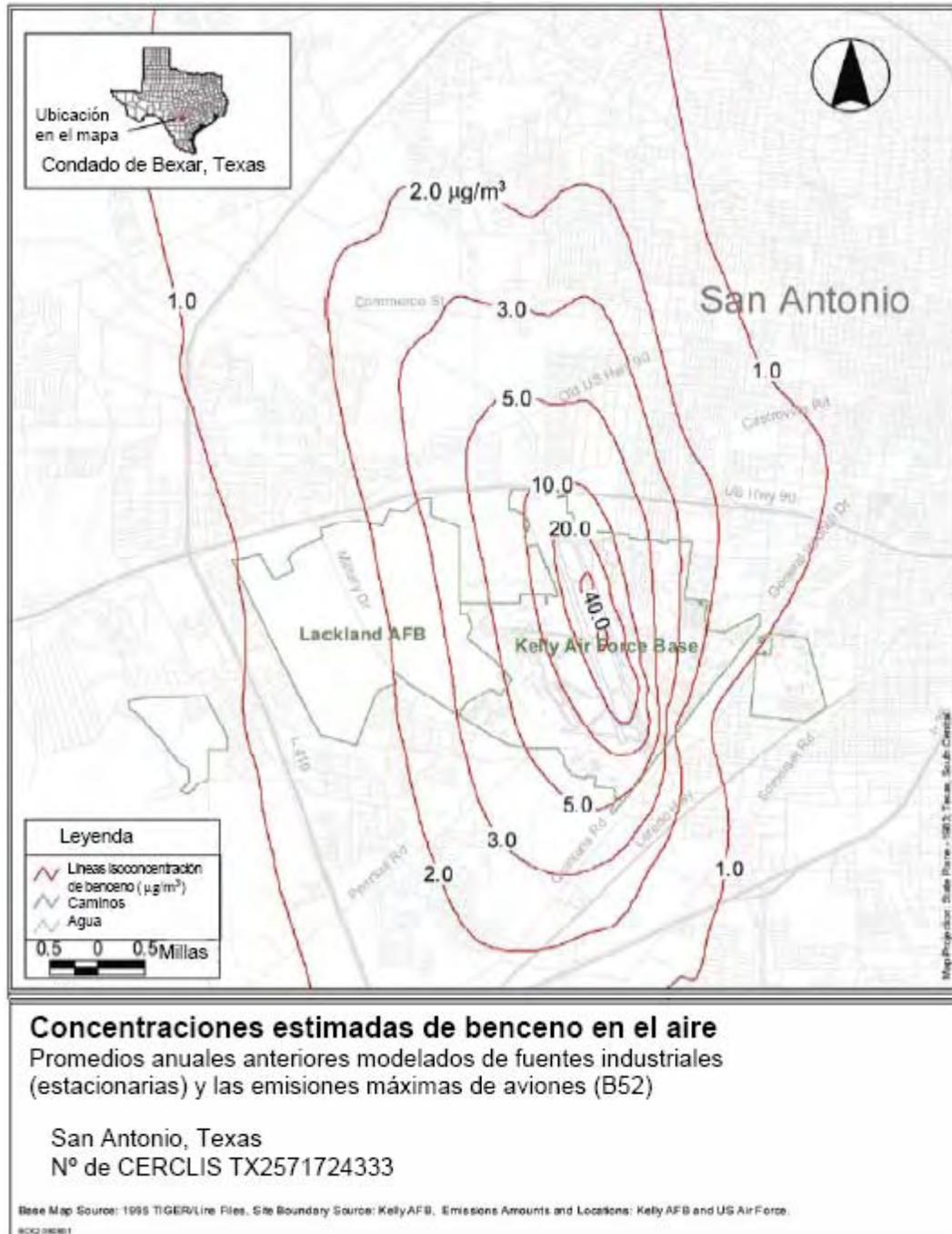
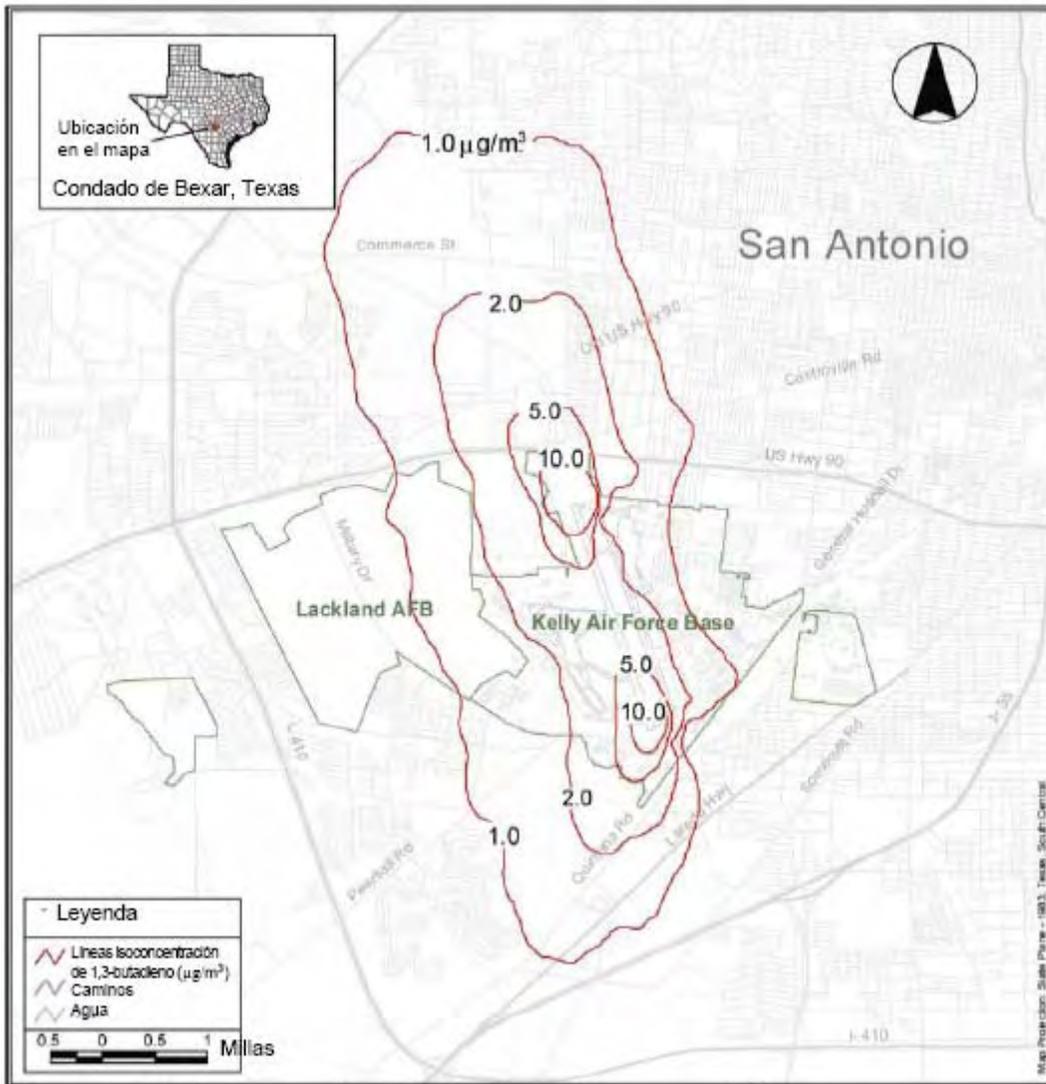


FIGURA B-4a



Concentraciones estimadas de butadieno en el aire

Promedios anuales anteriores modelados de fuentes industriales (estacionarias) y las emisiones de aviones F16

Funcionamiento de motor con potencia en etapa 1 para cámara de postcombustión

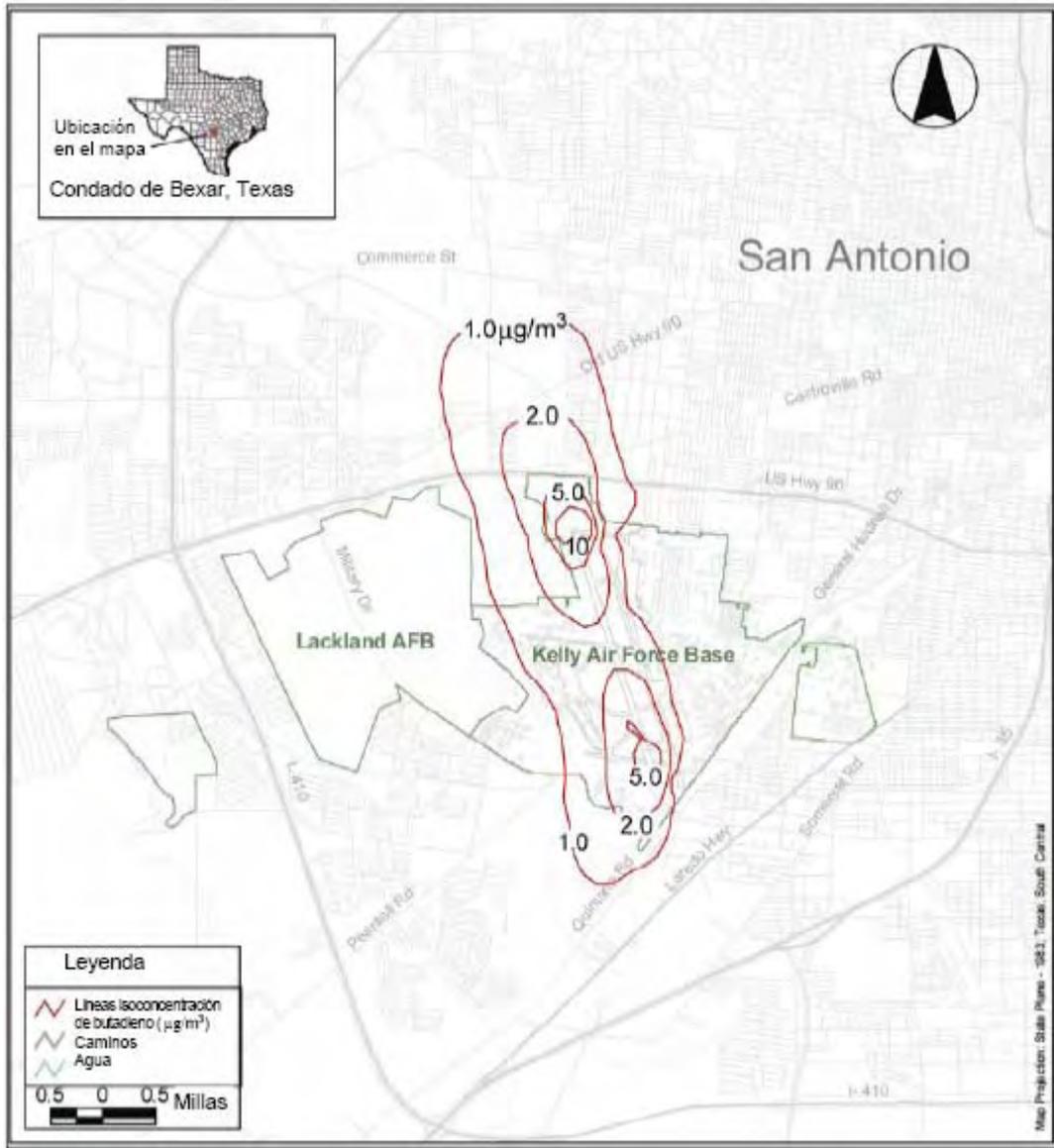
San Antonio, Texas

Nº CERCLIS TX2571724333

Base Map Source: 1995 TIGER/Line Files, Site Boundary Source: Kelly AFB, Emissions Amounts and Locations: Kelly AFB and US Air Force.

80228801

FIGURA B-4b



Concentraciones estimadas de butadieno en el aire

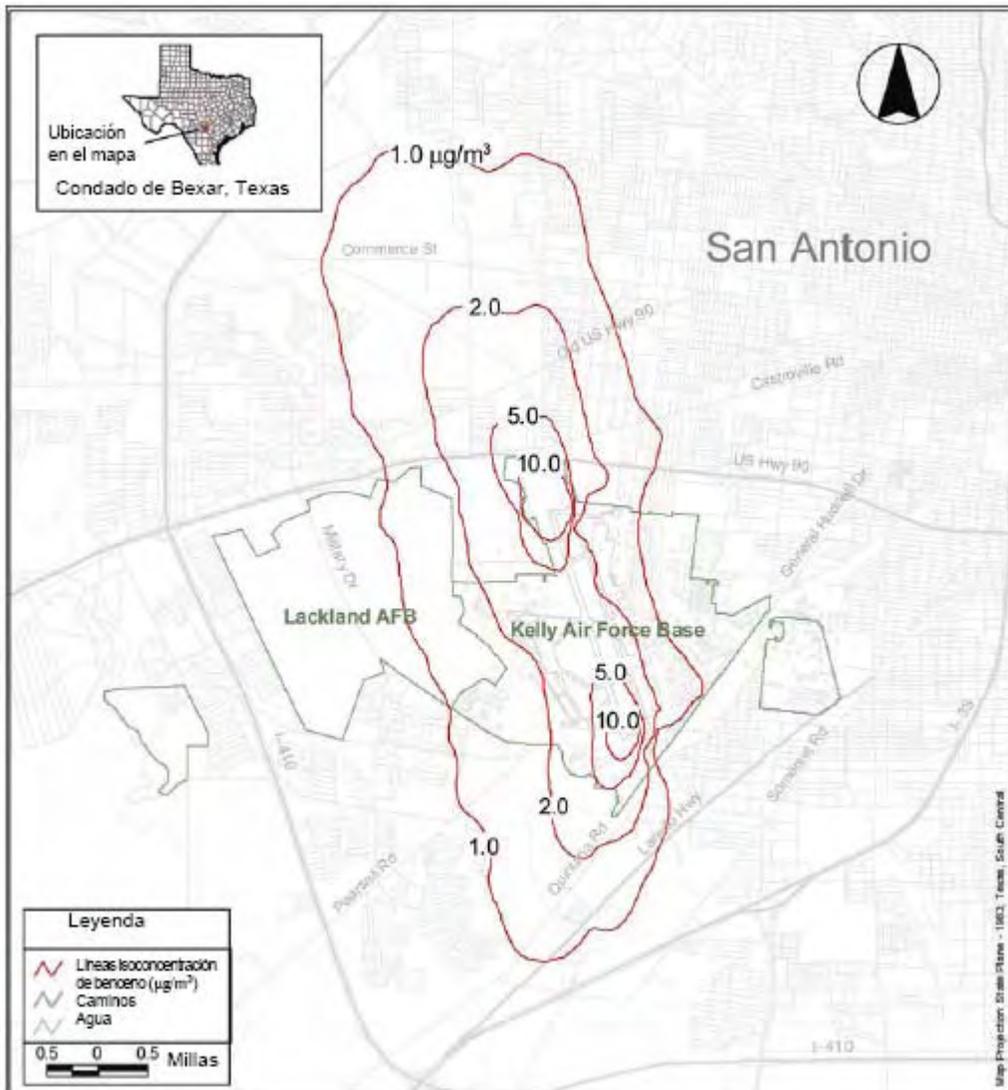
Promedios anuales anteriores modelados de fuentes industriales (estacionarias) y las emisiones de aviones F16
Funcionamiento de los motores con potencia al 100%

San Antonio, Texas
N° CERCLIS TX2571724333

Base Map Source: 1995 TIGER/Line Files, Site Boundary Source: Kelly AFB, Emissions Amounts and Locations: Kelly AFB and US Air Force.

002 0001

FIGURA B-5a



Concentraciones estimadas de benceno en el aire

Promedios anuales anteriores modelados de fuentes industriales (estacionarias) y las emisiones de aviones F16
Funcionamiento de los motores con potencia en etapa 1 para cámara de postcombustión

San Antonio, Texas
Nº CERCLIS TX2571724333

Base Map Source: 1995 TIGER/Line Files, Site Boundary Source: Kelly AFB, Emissions Amounts and Locations: Kelly AFB and US Air Force.
10/2/00/01

Discusión

El 1,3-butadieno, el benceno y el formaldehído fueron las sustancias químicas que generaron el riesgo de cáncer más alto. Estos niveles de sustancias químicas fueron inferiores a los niveles en los que se notificaron efectos en la salud de los trabajadores. Se excedieron los valores de comparación no relacionados con el cáncer en el caso de varias sustancias químicas, pero no se espera que las exposiciones ocurridas en el pasado resulten en efectos adversos para la salud. La evaluación de los efectos cumulativos tampoco se espera que tenga efectos en la salud. Para evaluar la exposición y la toxicidad, la ATSDR emplea el peso de la evidencia para lo cual utiliza las siguientes directrices: “Si las dosis calculadas de las sustancias químicas individuales son inferiores a un décimo de sus respectivos niveles de efectos adversos no observados (NOAELs, por sus siglas en inglés), entonces los efectos significativos aditivos o interactivos son poco probables y no es necesario realizar evaluaciones adicionales”. [ATSDR *Public Health Assessment Guidance Manual*, enero de 2005].

Se considera que los trabajadores son el segmento más sano de la población general. La Administración de Seguridad y Salud Ocupacional (OSHA) y el Instituto Nacional para la Seguridad y Salud Ocupacional (NIOSH) reglamentan el nivel de contaminantes a los que pueden estar expuestos los trabajadores sin esperar contraer efectos adversos para la salud (ver Tabla B-8, Niveles de exposición de los trabajadores). Con frecuencia los científicos desconocen a qué niveles más personas de la población general podrían contraer efectos para la salud dado que la mayor parte de la información proviene de estudios realizados en animales o de estudios epidemiológicos realizados en trabajadores.

Por lo general, los efectos para la salud no relacionados con el cáncer presentan un efecto umbral por debajo del cual es poco probable que existan efectos adversos para la salud. En el caso de los efectos en la salud no relacionados con el cáncer, la ATSDR genera valores de comparación (niveles de riesgo mínimo o MRLs, por sus siglas en inglés), que están por debajo de los niveles umbral en los que las personas más propensas de la población presentan más probabilidades de contraer efectos en la salud. Las sustancias químicas que exceden los valores de comparación se someten a evaluaciones adicionales. Las dosis calculadas de sustancias químicas individuales cercanas a su valor de comparación o inferiores a un décimo de sus respectivos NOAELs no se someten a evaluaciones adicionales. Las publicaciones científicas no han presentado efectos en la salud no relacionados con el cáncer a los niveles anuales promedio de contaminantes que, según los cálculos, estuvieron presentes en la comunidad en los alrededores de la Base Aérea Kelly. No hay datos disponibles para evaluar incursiones originadas en el promedio anual. La ATSDR empleó en la evaluación el promedio anual máximo fuera de la base.

La mayoría de los científicos supone que es posible que no haya umbral para el evento de iniciación en la evolución del cáncer. La mayoría de las afecciones relacionadas con el cáncer se han estudiado en grupos de personas como el compuesto por trabajadores. Los científicos pronostican la probabilidad de contraer cáncer principalmente en base a estudios epidemiológicos de trabajadores y a estudios de laboratorio realizados en animales. Debido a que el cáncer a menudo involucra largos períodos de latencia, pueden pasar de 10 a 30 años antes de que el cáncer pueda ser diagnosticado; por consiguiente,

los científicos expresan el riesgo de contraer cáncer por medio de una evaluación de riesgos. Cada persona corre un riesgo diferente debido a que cada persona está expuesta a diferentes factores de riesgo como la genética, las enfermedades, el régimen alimenticio, las exposiciones ambientales, las exposiciones ocupacionales y las exposiciones en el hogar. Los científicos no pueden pronosticar quien puede contraer cáncer o no a raíz de una exposición ambiental debido a que los científicos no pueden saber los factores de riesgo a los que está expuesta cada persona. El riesgo del que hablan los científicos se refiere al riesgo en el límite superior que corre una persona en la población general, pero se desconoce cuál es en realidad el riesgo que corre la persona. El riesgo real que corre una persona puede reducirse a cero o puede ser un tanto más alto que el riesgo calculado. La evaluación de riesgos se usa para describir el grado *relativo* de peligro a raíz de una exposición, pero puede no ser estrictamente aplicable a la persona que estuvo expuesta.

Las Figuras B-6 y B-7 representan niveles de interés para el benceno y el 1,3-butadieno, respectivamente, y los cálculos de riesgo correspondientes. Los niveles de benceno en la comunidad calculados al modelar las emisiones atmosféricas

- están en el margen de riesgos bajos,
- son similares a la exposición nacional general, y
- son 20 a 30 veces menores que los niveles en los que se notificaron efectos en la salud.

Los niveles de 1,3-butadieno en la comunidad calculados al modelar las emisiones atmosféricas

- están en el margen de riesgos bajos a moderados,
- están cerca de los niveles encontrados en un bar lleno de humo,
- son inferiores a los que se encuentran en plantas petroquímicas, y
- son aproximadamente 100 veces menores que los niveles en los que se notificaron efectos en la salud.

Los niveles de formaldehído en la comunidad calculados al modelar las emisiones atmosféricas

- están en el margen de riesgos bajos,
- son similares al aire presente en el interior de hogares convencionales,
- son inferiores al aire presente en el interior de las casas rodantes, y
- son aproximadamente 10 veces menores que los niveles en los que se notificaron efectos en la salud.

Las exposiciones a estos niveles representan cálculos de exposición sólo a emisiones provenientes de la Base Aérea Kelly. Estos cálculos no incluyen la exposición potencial al benceno, al 1,3-butadieno y al formaldehído de las emisiones provenientes de otras fuentes como las emisiones de automóviles y otras emisiones industriales y de materiales de la construcción. La exposición total de una persona puede no incluir inhalaciones de benceno, 1,3-butadieno y formaldehído provenientes de otras fuentes. Para la evaluación, la ATSDR empleó las concentraciones *máximas* promedio anuales fuera de la base.

Se incluye la Figura B-8 para fines de comparación. Esta figura presenta la ubicación y magnitud del riesgo cumulativo proveniente de la exposición a emisiones atmosféricas *actuales* (1995 y años subsiguientes) y las emisiones industriales *actuales* (1995 y años subsiguientes). Las emisiones actuales de los aviones son un promedio de las emisiones de los B52 y los F16 que emplean combustible JP-8 y el nivel actual de operaciones (60,000 operaciones por año).

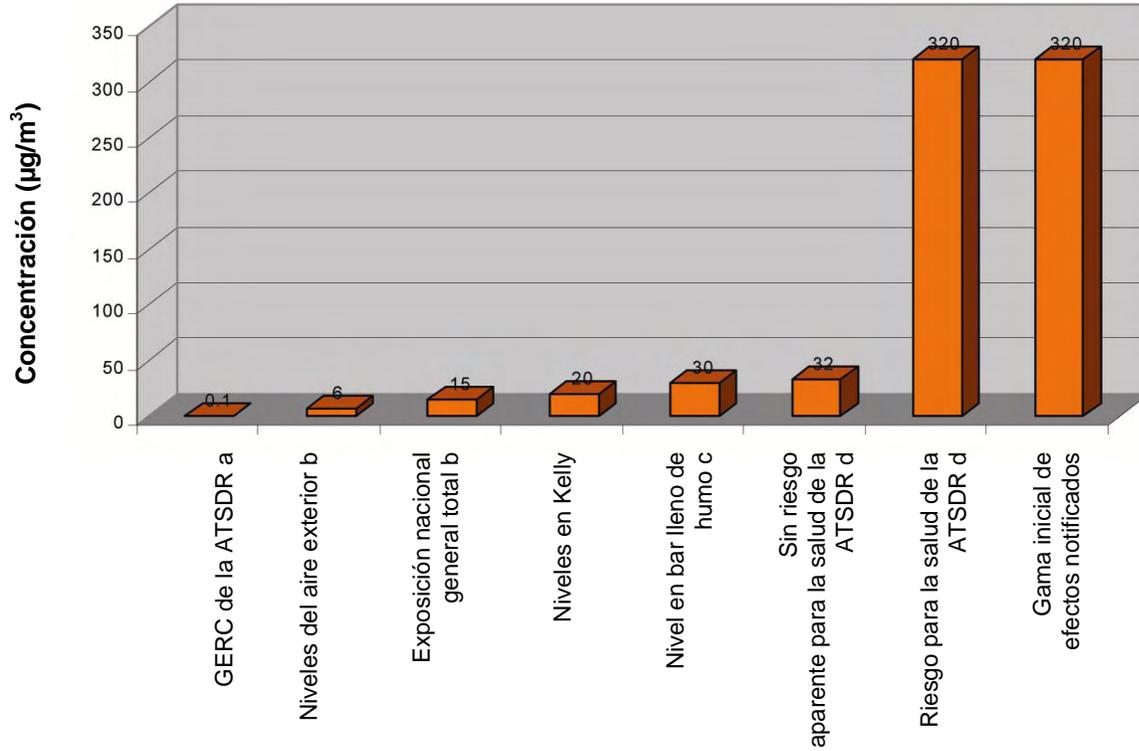
Tabla B-8. Concentraciones promedio anuales máximas calculadas en el aire ambiental fuera de la base originadas en las emisiones estacionarias y de aviones en el pasado

Sustancia química	Marco hipotético	Concentración máxima fuera de la base ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^c		Valor de comparación de enfermedades crónicas con exclusión del cáncer ($\mu\text{g}/\text{m}$)	Valor de comparación del cáncer ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Límite de exposición de los trabajadores ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Riesgo estimado de cáncer	
		antes de 1973	1973 a 1994				antes de 1973	1973 a 1994
1,3-butadieno	F-16 datos de seres humanos ^a	10 [4.4] ^j	3 [1.5]	ND	0,004 ^e	2200 ^d	1E-05 [8E-06]	4E-06
1,3-butadieno	F-16 datos de animales ^b	10 [4.4]	3 [1.5]	ND			8E-04 [4E-04]	2E-04
1,3-butadieno	B-52 datos de seres humanos	20	7	ND			3E-05	9E-06
1,3-butadieno	B-52 datos de animales	20	7	ND			2E-03	6E-04
benceno	F-16 datos de seres humanos ^f	10 [4.5]	3 [1.5]	13 ^h intermedio	0,1 ^e	320 ^g	2E-05 [2E-05]	7E-06
benceno	B-52 datos de seres humanos	20	7	13 ^h intermedio			5E-05	2E-05
formaldehído	B-52	58	19	10 ^h	0,08 ^k	922 ^d	2E-04	7E-05
acetaldehído	B-52	5	2	9 ⁱ	0,5 ^k	360.000 ^h	3E-06	1E-06
naftaleno, metil-naftalenos	B-52	16	5	10 ^h	-	50.000 g	-	-
acroleína	B-52	4.2	1.4	0,02 ⁱ	-	250 g	-	-

ND No disponible

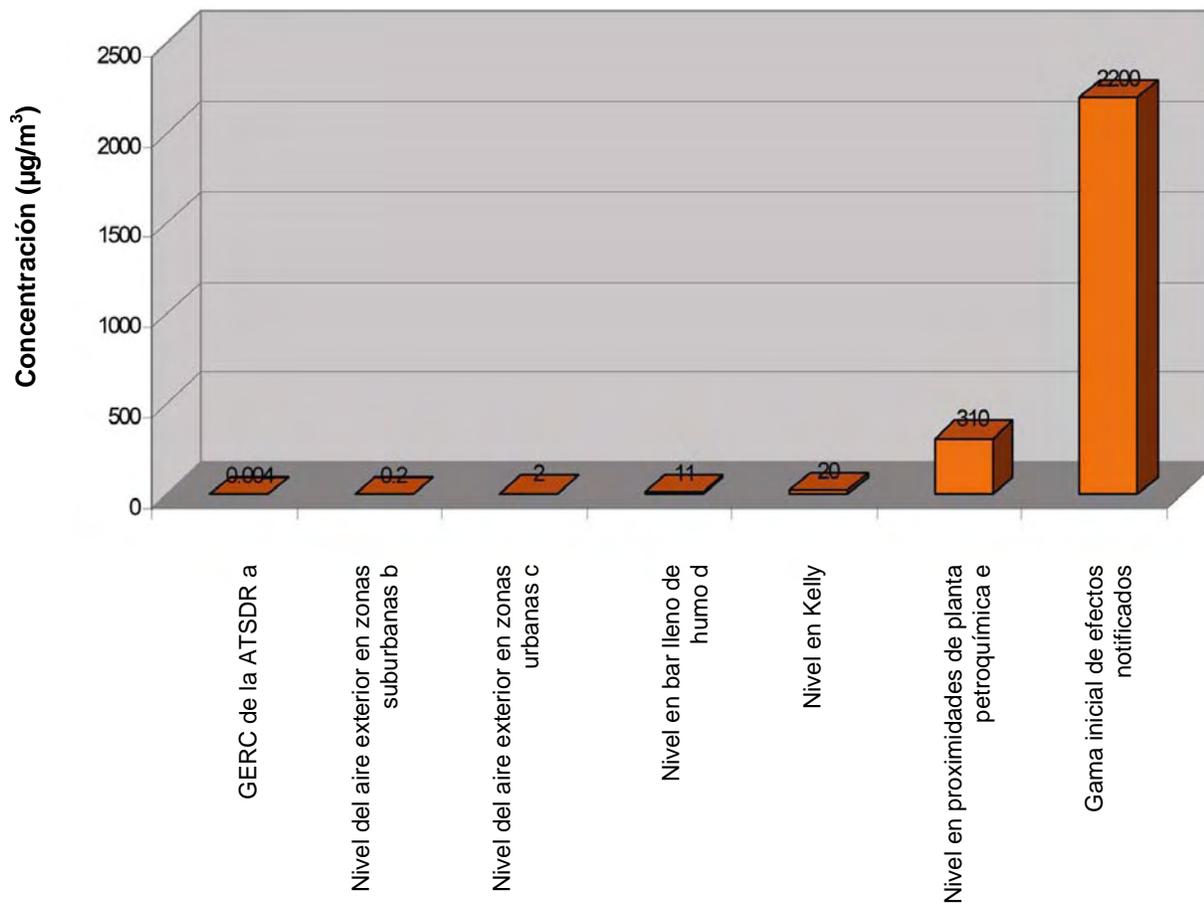
- a. Factor de la pendiente del cáncer ($4.3E-6/\mu\text{g}/\text{m}^3$) derivado de datos obtenidos en seres humanos [Proyecto de revisión externa – Evaluación del riesgo de salud pública del 1,3-Butadieno. US EPA. NCEA-W-0267. Enero de 1998. National Center for Environmental Assessment. Oficina de Investigación y Desarrollo. Washington, DC]. Todos los cálculos de riesgo suponen exposiciones continuas de 20 años antes de 1973 y exposiciones continuas de 20 años de 1973 a 1994 a las concentraciones promedio anuales máximas para cada período y 336,000 operaciones anuales antes de 1973 y 112,000 operaciones anuales desde 1973 hasta 1994.
- b. Factor de la pendiente del cáncer ($0.00028/\mu\text{g}/\text{m}^3$) derivado de datos de estudios en animales (IRIS)
- c. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ microgramos por metro cúbico de aire
- d. Nivel de exposición permisible de la Administración de Seguridad y Salud Ocupacional
- e. Guía de evaluación del riesgo de cáncer de la ATSDR basado en el riesgo $1E-06$ en caso de exposición constante durante toda la vida.
- f. Factor de la pendiente del cáncer $7.8E-06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (IRIS de la EPA)
- g. Promedio ponderado de tiempo del Instituto Nacional para la Seguridad y Salud Ocupacional (NIOSH)
- h. Nivel de riesgo mínimo de la ATSDR
- i. Concentración de referencia de la EPA para inhalaciones (RfC)
- j. Estas concentraciones [entre corchetes] son cálculos basados en el uso de un ajuste de motor del 100% de potencia (ajuste militar) durante la revisión de motores. Las otras concentraciones y cálculos de riesgo de cáncer se basan en el ajuste de motores en la etapa 1 del postquemador.
- k. Factores de la pendiente del cáncer del programa IRIS de la EPA. Formaldehído: $0.000013/\mu\text{g}/\text{m}^3$, originado en datos de estudios en animales debido a que no hay datos disponibles de estudios en seres humanos; Acetaldehído: $2.2E-06/\mu\text{g}/\text{m}^3$, originado en datos de estudios en animales debido a que no hay datos disponibles de estudios en seres humanos.

Figura B-6
Niveles comparativos del benceno



- a GERC de la ATSDR (Guía para la evaluación del riesgo de cáncer)
- b Wallace, LA. 1989. Fuentes principales de exposición al benceno. Environ Health Prospect 82:165-169.
- c Brunnemann KD, Kagan MR, Cox JE, et al. 1989. Determination of benzene, toluene and 1,3-butadiene in cigarette smoke by GC-MSD. Exp Pathol 37:108-113.
- d Borrador de directrices de la ATSDR para el benceno (División de Evaluación y Consulta sobre Salud). Este valor fue reemplazado por el RfC de la EPA de 30 µg/m³.

Figura B-7
Niveles comparativos de 1,3-butadieno



- a GERC de la ATSDR (Guía para la evaluación del riesgo de cáncer)
- b Sistema para la consulta de información aerométrica. 1994. San Antonio, TX.
- c Sistema para la consulta de información aerométrica. 1988. Houston, TX.
- d Brunnemann KD, Kagan MR, Cox JE, et al. 1990. Analysis of 1,3-butadiene and other selected gas-phase components in cigarette mainstream and sidestream smoke by gas chromatography-mass selective detection. Carcinogenesis 11:1863.
- e Directorio para el Control del Aire de Texas. 1990. Comunicación por escrito a Bill Henriques (ATSDR) sobre concentraciones de 1,3-butadieno en el aire. Austin, Texas.