

Consecuencias del MTBE para la remediación de sitios con tanques de gasolina subterráneos

Joseph Odencrantz, Ph.D., P.E
Principal

Juan Manuel Gonzalez
Director de Proyectos

Tri-S Environmental Inc.
2121 Yacht Yankee Circle
Newport Beach, California 92660
Tel: (949) 644-8602
Fax: (949) 644-2016

Resumen

En varios estudios comprehensivos realizados en distintos lugares de Norte América se ha demostrado que el MTBE desciende hasta más de mil pies de su fuente. Examinaremos la biodegradabilidad del MTBE de dos maneras: alegando datos de las publicaciones existentes sobre el tema y presentando los resultados de las más recientes investigaciones campo sobre el transporte de MTBE. De la investigación llevada a cabo en Orange County, California, que analiza la existencia de MTBE, aprovecharemos las representaciones estadísticas de la variabilidad de la fuente. El transporte regional y a distancia del MTBE en aguas subterráneas procedente de tanques de depósito de gasolina queda resumido en una tabla comprehensiva de frecuencia y longitud de la pluma. Gracias a la estimación de la masa y duración de la fuente podemos comparar los tamaños de plumas semejantes. Por otra parte, después de consultar toda la bibliografía existente sobre el MTBE, llegamos a la conclusión de que su biodegradabilidad es poca y que el tamaño de las plumas es sorprendentemente grande. Por último, creemos necesario examinar más a fondo los métodos naturales o intrínsecos de remediación para MTBE.

Introducción

Durante el último año la industria de la remediación ha discutido mucho sobre el problema de la permanencia del MTBE en aguas subterráneas. Su biodegradabilidad no ha sido demostrada satisfactoriamente, en parte debido a la falta de investigación aplicada sobre sus mecanismos. Tenemos noticias de una pluma de MTBE de más de una milla de longitud (J. MacDonald, 1998) que se ha convertido en un gran problema regulatorio ya que, según el informe, su biodegradabilidad es mínima. Como los municipios que reciben agua de reservas subterráneas están realmente preocupados, han propuesto que se instituya un nivel de MTBE de 35ug/L (posiblemente cancerígeno) y, sin embargo, no es raro encontrar concentraciones documentadas de pozos de control de aguas subterráneas entre 10.000 a 50.000 ug/L en el nivel superior de la escala (solubilidad en fase pura de aproximadamente 51.000 ug/L). La industria petrolífera está explorando alternativas y financiando investigaciones adicionales.

Observaciones sobre MTBE en aguas subterráneas a nivel regional

Como indicación general sobre el “alcance” del problema del MTBE en aguas subterráneas daremos los resultados de la compilación de datos de la Evaluadora Nacional de la Calidad del Agua de los Acuíferos (National Aquifer Water Quality Assessment, NAWQA) (estos datos se obtuvieron de Squillace et al. 1995). El primer cuadro muestra la predominancia de MTBE en regiones urbana y agrícolas a lo largo de todos los EEUU durante 1993-95. Parece que el examen de la aparición de MTBE contrastada con la de benceno (4,5 veces más frecuente) debería haber servido de aviso sobre el problema que se avecinaba. El 22% de la frecuencia total de MTBE en pozos urbanos y el 79% de la frecuencia en Denver es bastante sorprendente para la época a la que se refiere el estudio. Aunque la frecuencia en acuíferos poco profundos y en pozos agrícolas es de ocho a veinte veces más bajo en frecuencia que los pozos urbanos, la presencia de MTBE habla por sí misma.

Cuadro 1
Los resultados de NAWQA para aguas subterráneas de 1993 a 1995

muestras	frecuencias	Porcentiles de concentración (ug/L)				máximo	fuente
		10°	50°	90°	95°		
304	22.0	< MRL	< MRL	0.7	3.5	23,000	Urbana
572	2.80	< MRL	< MRL	< MRL	< MRL	2.2	Acuífero poco profundo
749	1.07	< MRL	< MRL	< MRL	< MRL	1.3	Agrícola

Notas: MRL- Method Reporting Limit (Limite de la metodología de reporte)

Datos compilados de 75 estudios distintos y de 1.625 muestras

La frecuencia de detección de benceno en pozos urbanos fue de 4,93.

79% de los pozos urbanos de Denver se vieron afectados. 39% de los de Nueva Inglaterra y los de Harrisburg, Pennsylvania.

Nota suplementaria: el Departamento de Salud de California notificó que un 1,2% de los 2.000 fuentes de agua potable tenía niveles detectables de MTBE en 1997. En cinco casos era superior a 35 ug/L.

Observaciones sobre MTBE en aguas subterráneas de poco alcance

El Sr. Ken Williams de la Junta Regional de Control de Aguas de Riverside, California ha sido muy amable al compartir su compilación de datos de MTBE en pozos de control de aguas subterráneas sitas en gasolineras de Orange County, California, en 1997. El Cuadro 2 muestra la variación en las concentraciones máximas de MTBE en estos sitios presentando los porcentajes de excedencias trimestrales de varios valores de concentración. Con estos datos podemos tener una visión más profunda del comportamiento del MTBE cerca de su fuente. El cuadro 3 coteja la media para los valores trimestrales para cada valor umbral de concentración que se aproxima a la concentración máxima de MTBE de 1997. También se representa la recta que representa el mejor resultado y el valor al cuadrado de R (97,15%). Queda claro que la distribución es logarítmica y la distribución del porcentaje de excedencia puede ser aproximadamente de $\ln(\text{MTBE en ug/L}) * -0,0865 + 1,0805$ y una multiplicación final por 100 de la conversión del porcentaje. La excedencia porcentaje para 35ug/L es de 77,3%, es decir,

77,3% de los sitios tenían una concentración máxima de MTBE de al menos 35 ug/L y 48,3% de ese porcentaje de excedencia era de 1000 ug/L.

El cuadro número 4 coteja el coeficiente de variación para cada concentración umbral de la concentración máxima de MTBE en cada sitio en 1997 calculada a partir de los datos de control trimestral de 1997. La mayor variabilidad está entre 50 y 1000ug/L, lo cual nos dice que las fuentes más significativas de MTBE son mayores de 1000ug/L y que la variabilidad de MTBE en la escala de 50 a 1000ug/L es grande. Una explicación posible para esta mayor variabilidad es la proximidad de los pozos de control a las fuentes de MTBE en algunos sitios.

El cuadro número 5 ilustra la variabilidad de MTBE según la estación presentando el promedio 50° percentil de las concentraciones máximas de MTBE para todos los sitios en 1997. Hay un aumento de la concentración máxima en los últimos dos trimestres. El programa de limpieza de combustible del estado de California permite hasta un 11% de MTBE por volumen de gasolina durante los meses de verano que luego aparecerá en los pozos en los meses siguientes.

Observaciones sobre MTBE en aguas subterráneas de largo alcance

En este trabajo examinaremos tres estudios recientes sobre el MTBE. El primero, y, probablemente, el más famoso, es el caso de la ciudad de Santa Mónica, California, cuyas reservas de agua estaban contaminadas con MTBE. El cuadro número 3 muestra algunas de las estadísticas relacionadas con la pluma/s de Santa Mónica obtenidas de Brown et al (1998). El derrame procedía de un tanque de gasolina de 14.100 galones aproximadamente con una pérdida de un 1% y una media de 5% de MTBE por volumen. La concentración media inicial era de 33,2ug/L (no se toman en cuenta la advección, dispersión, sorbción y reacción). Una de las cuestiones fundamentales en Santa Mónica era determinar los agentes posibles del problema.

Cuadro 6

Campo de Charnock en Santa Mónica

- Cinco pozos de extracción municipales contaminados con MTBE. •Concentración de MTBE de descubrimiento media de 33,2ug/L.
- 5MGD mensuales = 42,4 libras de MTBE recuperadas.
- Con una pérdida del 1%, el 5% de MTBE inicial equivales a 14.1000 galones de agua.
- Concentración de MTBE máxima media = 244,5 ug/L en los pozos de producción.

Siguiendo con nuestro análisis del caso de Santa Mónica, consideremos nuestros conocimientos sobre la pluma subterránea. El cuadro 7 resume el alcance longitudinal, lateral y vertical de la pluma principal de MTBE en aguas subterráneas y las teorías principales sobre el transporte (datos obtenidos de Brown et al. 1998). Los pozos de control subterráneos que se usaban en Santa Mónica para determinar el alcance de la pluma eran convencionales. Para los futuros trabajos que se han proyectado en la zona se han previsto realizar un perfil vertical de la pluma de MTBE y utilizar técnicas de

muestreo de aguas subterráneas de poca fluidez (0,5L/min y equilibrio redox). La longitud específica del MTBE varía según la situación de la fuente inicial (la longitud mínima se puede ver en el cuadro 7). La teoría principal sobre transporte en el caso de Santa Mónica es que la migración vertical de la pluma de MTBE ocurrió a través del acueducto superior situado aproximadamente a cincuenta pies por debajo de la superficie de las aguas subterráneas del acuífero superior.

Cuadro 7

la/s pluma/s de Charnoc en Santa Mónica

1. 1.200 pies de longitud mínima
2. Aproximadamente de 50 a 150 pies de achura
3. Variación de 10 a ? pies de grosor.

En unas 26 fuentes, los agentes mayoritarios ya se han establecido o están a punto de se determinados.

Principales teorías sobre el transporte.

- A. Ventana de alta permeabilidad de la fuente
- B. Conexiones cruzadas de los pozos de control
- C. Pozos de agua abandonados sin medidas de seguridad.

El segundo sitio de MTBE examinado está situado en Carolina del Norte. Las investigaciones se llevaron a cabo bajo la dirección del Dr. Robert Borden de la Universidad estatal de Carolina del Norte. El cuadro 8 ofrece un resumen de la estadísticas de longitud y las teorías sobre el transporte de una fuente continua de MTBE procedente de un derrame de un depósito subterráneo (datos obtenidos de Bornde et al. 1997). Se colocaron una serie de “verjas” para pozos de control subterráneos a 36, 88 y 177 metros por debajo de la fuente. Además, la extensión vertical de la pluma se controló a cada una de las ubicaciones de estas verjas mediante una serie de pequeñas pantallas verticales a diferentes distancias por debajo de la superficie del agua (hasta una profundidad máxima de 28 pies). La cabeza de la pluma subterránea está aproximadamente a unos 700 u 800 pies de profundidad desde el tanque. La tasa de derrame de MTBE de la fuente es aproximadamente de unos dos gramos al día, o 3,1 libras durante los 700 días que duró el estudio. La tasa de infiltración (la formación de la pluma) combinada con el posible transporte a través del acueducto subyacente son los mecanismos principales de pérdida de masa entre los canales verticales.

Cuadro 8

Universidad de Carolina del Norte (Borden)

1. Por lo menos 580 pies de longitud. La cabeza está situada posiblemente a unos 700 u 800 pies.
2. Aproximadamente 250 pies de anchura.
3. Al menos 28 pies de grosor (hasta el extremo superior de un acueducto de arcilla). Posible existencia de MTBE en el acueducto (comunicación personal). Se supone que la gran infiltración y suministro es el mecanismo de migración vertical.

Completamente caracterizada una de las zonas principales de origen continuado. Tasa de derrame aproximada de 2 gramos por día durante la duración del estudio (700 días, 1.400 gramos o 3,08 libras).

Teorías principales sobre transporte

- A. Alguna degradación en la zona de origen.
- B. No hay evidencia de hundimiento de la fuente.
- C. Posible acumulación/derrame en el acueducto inferior.

El tercer y último análisis detallado del MTBE es un estudio llevado a cabo por la Universidad de Waterloo en Base Borden, Ontario, Canadá. Una masa inicial de 1,66 libras de MTBE fue inyectada a aproximadamente 5 pies por debajo de la superficie del agua, lo que resultó en una pluma cuyo tamaño se ve resumido en el cuadro número 9 (datos obtenidos de Schirmer y Barker (1997) y Bauman (1997)). Una vez más, se instaló una serie de pozos de control en vertical con una pantalla pequeña (piezómetros) en diversas zonas de una pluma descendente. La conclusión principal después de los tres primeros años de estudio es que el MTBE del acuífero no se ha biodegradado. A los siete u ocho años, el equipo decidió encontrar la masa restante de MTBE en este acuífero de poca profundidad. Algunos opinan que, dada la falta de masa de MTBE descubierta en la zona donde debería estar la pluma, éste se ha biodegradado intrínsecamente. Otros especulan que se desplazó gracias a la dispersión y las heterogeneidades de la zona, que era forestal. A parte de la falta de masa detectada en muestras geológicas tras siete u ocho años de la inyección masa, no existen pruebas reales de la biodegradación de la pluma de MTBE.

Cuadro 9

Estudio de MTBE de Waterloo, Ontario, acuífero Borden.

1. Al menos de 800 a 1000 pies de la fuente después de 3000 días de la inyección. Longitud longitudinal aproximada de la pluma de 165 pies.
2. Aproximadamente 150 pies de anchura.

3. Al menos de 14 a 20 pies de grosor (arriba del acueducto). La distribución del MTBE está confinada a la parte superior del acueducto a los 2700 o 3000 días del muestreo.

Fuente instantánea de la inyección a cinco pies por debajo de la superficie del agua. Aproximadamente 753 gramos o 1,66 libras de MTBE.

Principales teorías de transporte

- A. Transporte a través del acueducto por unos siete u ocho años.
- B. No TBA (alcohol tetra-butil) o TBF (formato tetra-butil) encontrado tras siete años.
- C. No hay una prueba feaciente de la biodegradabilidad intrínseca.

En resumen podemos decir que existen dos cuestiones fundamentales que nos debemos preguntar para poder esclarecer un poco la cuestión de la biodegradabilidad intrínseca del MTBE. La primera es si existe algún resultado de laboratorio que emule las condiciones del campo donde se examina la biodegradabilidad del MTBE. La segunda es que, si hay alguna biodegradabilidad significativa del MTBE en acuíferos, por qué la longitud media de las plumas de nuestro tres estudios se aproximaban a 1000 pies (los tres estudios se llevaron a cabo en acuíferos arenosos con un acueducto subyacente a 20 o 50 pies por debajo de la superficie del agua). En el siguiente apartado examinaremos estas dos preguntas.

Resumen de los estudios de microcosmos de MTBE

Muchos investigadores han dedicado sus estudios a la biodegradabilidad del MTBE desde 1984. En el cuadro 10 podemos ver una lista de los más importantes. Desde 1984 hasta 1993, se ha determinado que el MTBE es recalcitrante tanto a condiciones de biodegradación aeróbica como anaeróbica. Mormil et al. (1994) y Yeh y Novak (1994), hallaron poca biodegradación en condiciones de desnitrificación, mientras que Salinitro et al. (1994) encuentra pocas pruebas de biodegradación usando métodos erráticos y en condiciones de nitrificación. Borden et al. (1997) y Schrimmer et al. (1997) indicaron un 50% de reducción del MTBE en condiciones aeróbicas utilizando bacterias autóctonas (o quizás adaptadas naturalmente) de un acuífero con MTBE. El Coast Guard (USEPA, 1997) indicó que, en condiciones metanogénicas, se había producido cierta degradación del MTBE y Envirogen (1994) señaló alguna degradación usando un substrato de propano. No se encontró TBA (alcohol tertrabutil) ni TBF (formato tetrabutil), productos de la degradación del MTBE, en ninguno de los estudios resumidos en el cuadro 10. Queda patente que se necesita más investigación de laboratorio y de campo para determinar la tasa, la existencia y las vías de transporte de la biodegradación del MTBE.

Cuadro 10

Estudios de microcosmos de MTBE

- 1984-Fujiwara et al. Recalcitrante. Aeróbico.
- 1985-Novak et al. Recalcitrante. Aeróbico.
- 1990-Jenson/Arvin. Recalcitrante. Aeróbico.
- 1990-Barker et al. Recalcitrante. Aeróbico.
- 1993- Suflita/ Mormile. No degradación. Anaeróbico.

- 1994-Salanitro et al. Fuerza aislada. Aeróbico (nit).
- 1994-Mormile et al. Degradación limitada. Anaeróbico (dn).
- 1994-Yeh/Novak. Recalcitrante. Anaeróbico (dn).
- 1995-Horan/Brown. Poco < O₂, > CO₂. Aeróbico.
- 1997-Borden et al. 50% de reducción 2-1 mg/L. Aeróbico.
- 1997- Schrimmer et al. 50% de reducción 2-1 mg/L. Aeróbico.
- 1997-Borvard/Baker. No degradación. Aeróbico.
- 1998-Coast Guard NC. Extensivo. Metanogénico (USEPA, 1997).
- 1998-Envirogen. Alguna degradación. Substrato de propano (Borden, 1998).
- 1998-Condado de Los Angeles. Alguna desaparición. Aeróbico/película fija (Borden 1998).

Los productos de TBA y TBF son difíciles de encontrar.

Resumen de los estudios de campo

Para concluir resumimos los datos de campo presentados en el cuadro 11. Se ha añadido un estudio de un sitio en Long Island, NY (Weaver et al, 1996) para darle mayor abarque. Dos de las columnas se refieren a la distancia longitudinal. La primera es la distancia real de la pluma. Cuando se trata de inyección instantánea (de Waterloo) o de limpieza de la fuente (Nueva York), la longitud (alcance de la longitud) de la pluma no se mide desde la fuente original. La segunda es la distancia total recorrida por la pluma. En la última columna figura la masa del derrame calculada o la masa de MTBE en el acuífero.

Cuadro 11

Resumen de estudios de campo significativos de MTBE

Sitio	Longitud	Distancia		Profundidad	Masa
		Recorrida	Anchura		
SM	1200	1200 (min)	50-150	10-?	42 lbs/mo (rate of release)
NC	700-800	700-800	250	28	3.0 lbs (released in 700 days)
Wat	165	800-1000	50	15-20	1.7 lbs (Instantaneous)
+ NY	3000	4500	NR	20-80	850 lbs (within plume)

*todas las distancias se citan en pies

No se indica el NR

+ NY-E Patchogue, NY, Weaver, et al. 1996.

Conclusión

Los estudios de microcosmos realizados en condiciones aeróbicas y anaeróbicas demuestran que es posible biodegradar el MTBE en estas condiciones.

En este trabajo hemos ofrecido resúmenes de los estudios principales sobre el MTBE y hemos analizado los datos existentes sobre el MTBE en acuíferos de los EEUU a nivel regional, a largo y a corto alcance. Podemos afirmar que el MTBE procedente de un depósito de gasolina subterráneo puede descender fácilmente hasta una profundidad de más de mil pies de distancia de la fuente original e, incluso, al menos en tres casos, se ha desplazado hasta tres millas en aguas subterráneas.

En los estudios analizados no se dan pruebas concluyentes de que el MTBE se degrade intrínsecamente. Los datos de Orange County, California, indican que un 77,3% de los sitios tiene una concentración máxima de MTBE de al menos 35 y 48ug/L por cada 1000ug/L. Los mismos datos apuntan hacia el aumento de las concentraciones de MTBE en los meses de otoño e invierno, es decir, justo después de la temporada alta de la utilización del MTBE, que es el verano.

Podemos acabar diciendo que, por todo el país, el MTBE está batiendo récords de desplazamiento en aguas subterráneas. Parece ser resistente a cualquier método de biodegradación, conservándose en medios subsuperficiales. Una vez dentro del acuífero, su principal medio de transporte es el que opone menor resistencia (la corriente). Además, la infiltración fomenta la migración vertical.

Referencias

- Barker, J.F., C.E. Hubbard and L.A. Lemon. 1990. "The influence of methanol and MTBE on the fate and persistence of monoaromatic hydrocarbons in groundwater." Proceedings of the Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water Conference. NGWA. pp. 113-127.
- Bauman, B. 1997. "MTBE and Groundwater Quality: Bioremediation Research." EPA OUST National Conference, March 12. 25 pp.
- Borden, R.C. 1998. Personal communication, Newport Beach, California. March 10.
- Borden, R.C., R.A. Daniel, L.E. LeBrun and C.W. Davis. 1997. "Intrinsic biodegradation of MTBE and BTEX in a gasoline-contaminated aquifer." Water Resources Research. Vol. 33, No. 5. pp. 1105-1115.
- Bovard, D.S. and K.H. Baker. 1997. "Effects of TCE and MTBE on Biodegradation of BTEX and BTEX Components." American Society of Microbiology Meeting and in preparation for the Canadian Journal of Microbiology.
- Brown, A., J.R.C Farrow, R.A. Rodriguez, B.J. Johnson and A.J. Bellomo. 1998. "MTBE Contamination of the City of Santa Monica Drinking Water Supply." Internal Publication of Komex-H2O Science, Huntington Beach, California. 19 pp.
- Fujiwara, T., T. Kinoshita, H. Sata and L. Kojima. 1984. "Biodegradation and bioconcentration of alkylethers." Yukagaku. Vol. 33. pp. 111-114.
- Horan, C.M. and E.J. Brown. 1995. "Biodegradation and inhibitory effects of MTBE added to microbial consortia." Proceedings of the 10th Annual Conference on Hazardous Waste Research, May 23-25, Manhattan, Kansas, Great Plains/Rocky Mountain Hazardous Substance Center. pp. 11-19.
- Jenson, H.M. and E. Arvin. 1990. "Solubility and degradability of the gasoline additive MTBE and gasoline components in water." in Arendt, F., Hinsenveld and van den Brink, W.J. eds. Contaminated Soil '90: Netherlands, Kluwer Academic Publishers. pp. 445-448.
- MacDonald, J. 1998. Personal communication. March 12, Irvine, California.
- Mormile, M.R., S. Liu and J.M. Suflita. 1994. "Anaerobic biodegradation of gasoline oxygenates: Extrapolation of information to multiple sites and redox conditions." Environmental Science and Technology. Vol. 28, No. 9. p. 1727.
- Novak, J.T., C.D. Goldsmoth, R.E. Benoit and J.H. O'Brien. 1985. "Biodegradation of methanol and tertiary butyl alcohol in subsurface systems." Water Science Technology. Vol. 17. pp. 71-85.

Salinitro, J.P., L.A. Diaz, M.P. Williams and D.M. Imboden. 1994. "Isolation of a bacterial culture that degrades methyl t-butyl ether." *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 60, No. 7, pp. 2593-2596.

Schirmer, M., J.F. Barker and B.J. Butler. 1997. "Natural Attenuation of MTBE at the Borden Field Site." Presented at the 1997 Battelle International In Situ Bioreclamation Symposium, New Orleans, Louisiana. 5 pp.

Squillace, P.J., J.S. Zogorski, W.G. Wilber and D.A. Pope. 1995. "A Preliminary Assessment of the Occurrence and Possible Sources of MTBE in Groundwater of the United States, 1993-1994." USGS Open File Report OFR 95-456. 16 pp.

Suflita, J.M. and M.R. Mormile. 1993. "Anaerobic biodegradation of known and potential gasoline oxygenates in the terrestrial subsurface." *Environmental Science and Technology*, Vol. 27, No. 5. p. 976.

USEPA. 1997. "Research Strategy for Oxygenates in Water." Publication from the Office of Research and Development. 37 pp.

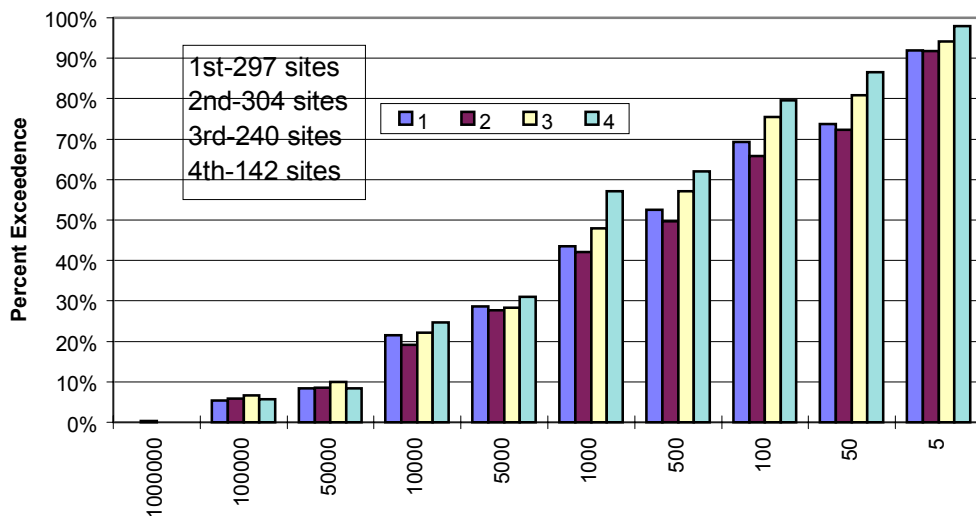
Weaver, J.W., J.E. Haas and J.T. Wilson. 1996. "Analysis of the Gasoline Spill at East Patchogue, New York." *Non-aqueous phase liquids (NAPLs) in the subsurface environment: Assessment and Remediation*, ASCE, Washington, D.C. November 12-14. pp. 707-718.

Yeh, C.K. and J.T. Novak. 1994. "Anaerobic biodegradation of gasoline oxygenates in soil." *Water Environment Research*. Vol. 66, No. 5. pp. 744-752.

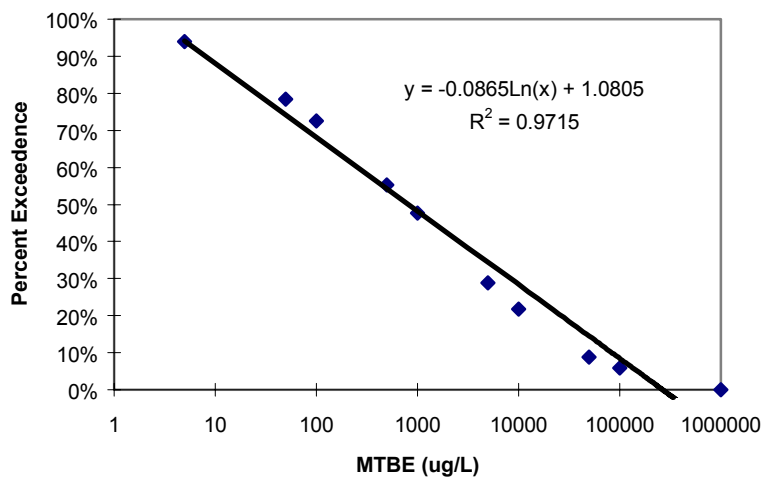
Nota biográfica

Joseph Odencrantz, P.h. D., P.E., es un ingeniero civil colegiado con más de diecisiete años de experiencia en el campo de la ingeniería medioambiental y de recursos hidrográficos. Es el Fundador y Presidente de Tri-S Environmental, Sensible Strategies and Solutions for the Environment, en Newport Beach, California. Dirección: 2121 Yacht Yankee, Newport Beach, California, 92660 tel (949) 644-8602.

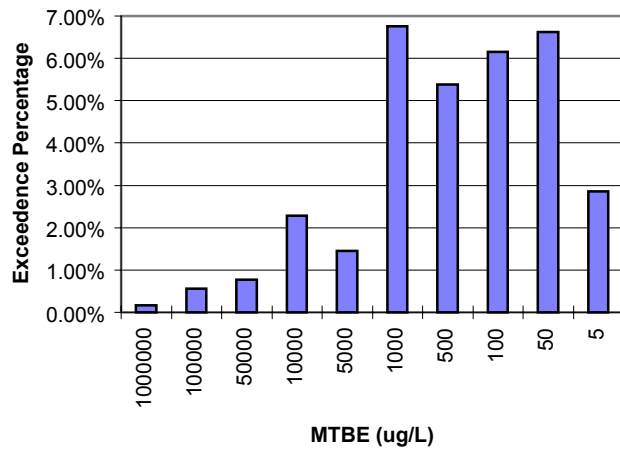
Juan Manuel Gonzalez es Director de Proyectos medioambientals con mas de diecisiete anos de experiencia en el campo de medioambiental. Reside en San Francisco, California direccion 540 Capp Street, Suite 306, San Francisco 94110, tel (415)647-3429.



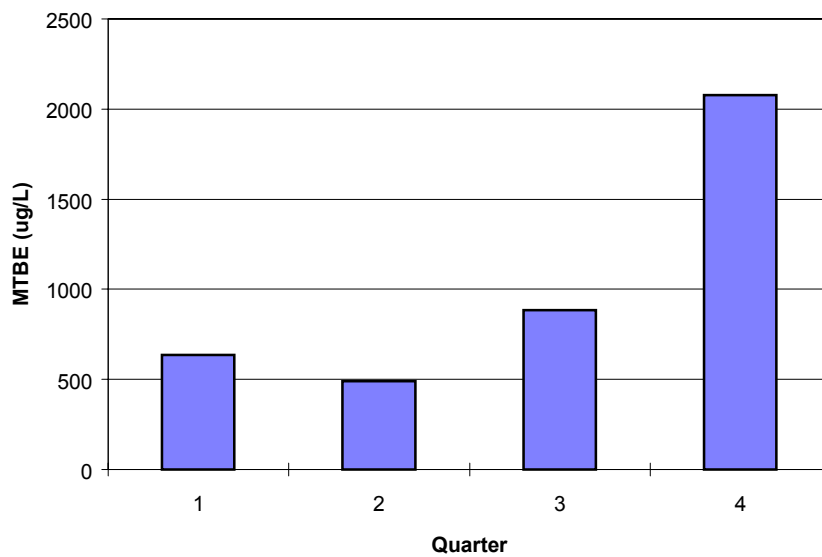
Cuadro 2. Concentración máxima de MTBE en un trimestre dado. 1997, Orange County, California.



Cuadro 3. 1997. Distribución de excedencia para la concentración de MTBE máxima en una gasolinera de Orange County, California.



Cuadro 4. Porcentaje de variación en 1997 basado en datos trimestrales de Orange County, California.



Cuadro 5. Fluctuaciones con la estación para concentraciones de MTBE de 50° percentil, Orange County, California.