

METODOLOGÍA PARA LA ESTANDARIZACIÓN DE CRITERIOS DE INVESTIGACIÓN DE CONTAMINACIÓN EN SUELO Y RECURSOS ASOCIADOS

2023

Secretaría Distrital de Ambiente



ALCALDÍA MAYOR
DE BOGOTÁ D.C.

SECRETARÍA DE
AMBIENTE





SECRETARÍA DE
AMBIENTE



Créditos

ALCALDÍA MAYOR DE BOGOTÁ
Claudia Nayibe López Hernández
Alcaldesa Mayor

Carolina Urrutia Vásquez
Secretaria Distrital de Ambiente

Julio Cesar Pulido Puerto
Subsecretario General

Rodrigo Alberto Manrique Forero
Director de Control Ambiental

Grupo Técnico de Proyección

Diana Milena Rincón Dávila
Cristian Camilo Diaz Merchán
Ivan Rodrigo Astros Fonseca
Alberto Uribe Jongbloed
Julio César Reyes Vargas
Fabio Andrés Jiménez Leal

Agradecimientos especiales a:
Ingeniero - Reinaldo Gélvez Gutiérrez



CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	5
DILIGENCIA TÉCNICA DE RECONOCIMIENTO	6
Condiciones de Inicio de Proceso	6
Investigación Histórica del Sitio	6
Diligencia técnica de Reconocimiento.....	7
Identificación de Sospecha de Contaminación	8
INVESTIGACIÓN ORIENTATIVA	10
Evaluación Histórica y Documental	11
Revisión de Registros Documentales	12
Acciones de Reconocimiento del Sitio	13
Entrevistas	14
Métodos Indirectos de Caracterización	15
Métodos Geofísicos	15
Muestreo Orientativo	22
Evaluación de Riesgo Nivel I (Tier I)	25
Modelo conceptual de sitio	25
INVESTIGACIÓN DETALLADA	28
Detección de Puntos Críticos (Hot Spots)	28
Determinación de la cuadrícula de muestreo para detección de puntos críticos (Hot spots)....	29
Interpretación de Datos	32
Interpretación Estadística de Resultados	32
Distribuciones, transformaciones y análisis de datos	33
Interpretación Gráfica de Resultados	38
El kriging	42
Método de Inverso de la Distancia IDW	48
Litología y Datos Hidrogeológicos	50
Pozos de monitoreo	51
Construcción del Pozo/piezómetros de Monitoreo	52
Espacio Anular	52
Sobre-excavación de la perforación	53
Colocación de la tubería del pozo	53
Colocación del material de filtro	54
Sello de Bentonita	54
Boca de pozo y caja protectora	55
Determinación de la conductividad hidráulica del suelo	55
Evaluación de Riesgo Nivel II (Tier II)	60
GESTIÓN DEL RIESGO - REMEDIACIÓN	61
Acciones de Gestión del Riesgo	62
Procedimientos que podrían implementarse como gestión del riesgo	63
Tecnologías para la gestión del riesgo.....	65

Comprobación de Resultados.....	67
Muestreos de Comprobación y Monitoreo post-remediación (si aplican)	67
Informe Final	67
ANEXO - GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS	68
ANEXO TÉCNICO	69
Consideraciones para los muestreos	69
Muestreos de Suelos	69
Muestreos de paredes y fondos de excavaciones	69
Muestreos de suelo subsuperficial	71
Muestreos de Agua Subterránea.....	73
Muestras de agua subterránea	76

INTRODUCCIÓN

La Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), en cumplimiento de sus funciones de control y vigilancia de las normas de protección ambiental y manejo de recursos naturales contenidas en el artículo 20 del Decreto 109 del 2009, modificado por el artículo 6 del Decreto Distrital 175 de la misma anualidad, en el marco de sus competencias debe llevar a cabo acciones para determinar el impacto negativo que las actividades industriales, de servicios o comerciales que pudieron haber generado a los recursos suelo y agua subterránea del acuífero somero en su área de jurisdicción; en ese orden de ideas, es preciso identificar aquellos sitios o predios que por cuya vocación histórica tienen un potencial de afectación en consideración a diferentes factores entre ellos: antecedentes ambientales, clasificación, tipo de almacenamiento y volumen de sustancias peligrosas, bien sean residuos peligrosos o materias primas, derrames o fugas registrados, activación de planes de contingencia, tenencia histórica del predio, entre otros.

Producto de la verificación de la revisión preliminar enunciada anteriormente, se determina si existe una sospecha plausible de que el predio se encuentre afectado debido al desarrollo de la actividad, por lo que se determina la necesidad de realizar una diligencia técnica de reconocimiento la cual tiene como objetivo confirmar o descartar la sospecha de contaminación en un sitio particular, buscando definir condiciones reconocidas que se encuentren asociadas a una afectación negativa del suelo o agua subterránea, y estableciendo las acciones necesarias para desarrollar una investigación orientativa que permita determinar el estado cuantitativo de los recursos asociados y establecer las necesidades, en caso que proceda, de gestionar adecuadamente el riesgo.

Es preciso señalar que esta labor cobra mayor relevancia cuando se realizará un cese, traslado o abandono de una actividad industrial, comercial o de servicios, como quiera que siempre se ha propendido por evitar que se pierda responsabilidad sobre los eventuales impactos negativos generados a los recursos suelo y agua subterránea asociados al predio, tomando mayor relevancia aquellos sobre los cuales se tiene proyectado realizar un uso diferente de la propiedad. Lo anterior en el marco de lo dispuesto en el Decreto 555 de 2022, artículo 247.

En ese sentido esta Autoridad Ambiental ha determinado la necesidad de establecer un proceso de estandarización de los procedimientos técnicos generales que se han adelantado por parte del grupo Suelos Contaminados, desde su origen, para el desarrollo de actividades de gestión de sitios potencialmente contaminados en aras de determinar el estado de los recursos suelos y agua subterránea del acuífero somero a través de información representativa que permita a la SDA fundamentar sus decisiones como garante del estado de los recursos naturales.

DILIGENCIA TÉCNICA DE RECONOCIMIENTO

Condiciones de Inicio de Proceso

La Autoridad Ambiental determina las actividades propias de comando y control para determinar el potencial de una actividad de haber afectado negativamente los recursos ambientales asociados y así poder confirmar o descartar la sospecha de contaminación en suelo/agua subterránea. En consecuencia, establece la necesidad de desarrollar una diligencia técnica de reconocimiento en predios ubicados en el perímetro urbano de Bogotá D.C. y que se encuentren en uno o varios de los siguientes escenarios:

- Predios donde realicen o se hayan realizado actividades industriales, comerciales y/o de servicios, involucrados en cambios de uso del suelo (a residencial u otro uso más restrictivo), dentro de tramites o instrumentos de desarrollo urbanístico.
- Aquellos predios que cuenten con hallazgos o indicios por parte de la autoridad ambiental de posibles fugas, derrames, descargas o liberaciones de sustancias químicas al suelo.
- Predios sobre los cuales existan denuncias relacionadas con actividades o situaciones con potencial de contaminación del suelo.
- Predios donde se va a suscitar el traslado, cese o abandono de una actividad industrial, comercial y/o de servicios.

Investigación Histórica del Sitio

En aras de establecer si una actividad tiene potencial de afectación al suelo y el agua subterránea del acuífero somero, la Secretaría Distrital de Ambiente procede a revisar la información existente al interior de la entidad, relacionada con las actividades históricamente realizadas en el predio(s) de interés, así como información secundaria proveniente de otras fuentes acerca del sitio. De este modo, de acuerdo con disponibilidad de esta, se consulta información tal como:

- Actividades productivas llevadas a cabo en el lugar
- Distribución de áreas al interior del predio y eventuales cambios a través del tiempo
- Materias primas e insumos usados, así como productos y subproductos de procesos productivos; al igual que sus condiciones de almacenamiento
- Residuos peligrosos generados y condiciones de almacenamiento
- Ocurrencia de episodios de derrames o fugas de sustancias al suelo
- Presencia de estructuras subterráneas y su función.
- Posibles vertimientos a suelo
- Evaluaciones ambientales previas en los componentes suelo y agua subterránea (si existen).
- Certificados de tradición y libertad, y certificados catastrales, a partir de los cuales se pueda observar las características del predio y el historial de tenencia y propiedad.
- Imágenes satelitales del predio en distintos periodos de tiempo, en herramientas de consulta disponibles.
- Actividad económica desarrollada o que se desarrolla en el predio(s) (Código CIU) (Ver numeral 1.6)

- Clasificación de los residuos peligrosos que reportan las empresas en la plataforma del IDEAM, de llegar a afectar el suelo o agua subterránea del acuífero somero.

De acuerdo con el análisis documental, la SDA procede a realizar la clasificación en dos categorías:

- Sitio potencialmente contaminado. Son aquellos predios que por cuya vocación histórica, almacenamiento y gestión de residuos peligrosos asociados a su actividad productiva, tienen potencial de afectar el suelo y las aguas subterráneas del acuífero somero, no obstante, en el momento de la revisión documental, no exista evidencia o información contundente de que se haya suscitado algún evento o factor de riesgo que genere sospecha de afectación negativa de los recursos naturales. Esta clasificación se mantendrá hasta que la actividad productiva cese, se traslade o abandone como quiera que un evento o factor de riesgo se puede constituir en cualquier momento mientras esta esté operando.
- Sitios con sospecha de contaminación. Son aquellos predios sobre los cuales, de acuerdo con la investigación histórica del sitio, se determina que existe evidencia que soporta la constitución de un evento o factor de riesgo (almacenamiento subterráneo de insumo o residuos peligrosos, fugas, derrames, descargas accidentales o vertimientos, enterramientos, entre otros) y por lo cual se le atribuye una sospecha de afectación negativa de los recursos suelo y agua subterránea del acuífero somero, que requiere el desarrollo de una diligencia técnica de reconocimiento que permita confirmar o descartar la sospecha de acuerdo con la evidencia recabada en campo.

Diligencia técnica de Reconocimiento

Sobre aquellos sitios que con relación a la verificación de información señalada en el numeral anterior, la Autoridad Ambiental considere que existe sospecha de afectación de los recursos naturales asociados al predio potencialmente contaminado, ésta programará y desarrollará una diligencia técnica de reconocimiento al predio(s), con el fin de verificar el estado actual del sitio, confrontar la información histórica asociada y establecer las necesidades de contar con información cuantitativa. Esta visita contempla lo siguiente:

- Verificación de actividades actualmente realizadas en el sitio.
- Tiempo de operación de las actividades en el predio(s).
- Inspección visual del estado del suelo en cuanto a composición de este a nivel de superficie (existencia o ausencia de placa de concreto u otro material, tipo de cobertura del suelo y condiciones de dicho material) y posibles indicios de impactos negativos como derrames de sustancias o similares.
- Condiciones de almacenamiento de materias primas, insumos y residuos con características de peligrosidad.
- Verificación de presencia de estructuras subterráneas y el uso dado a las mismas.
- Verificación de presencia de transformadores eléctricos y condiciones del suelo en zonas donde se encuentran ubicados.
- Identificación de la existencia de piezómetros o pozos de monitoreo de agua subterránea en el sitio.
- Revisión de posibles vertimientos o descargas de sustancias al suelo.
- Toma de nivel de agua subterránea y condición de fase libre (si existe)

- Extensión o área afectada por el material derramado (si hay)
- Diferenciación preliminar compuestos contaminantes, si hubiera varios productos del derrame.
- Exposición a vectores de transmisión física (agua de escorrentía, canales o infraestructura de drenaje, animales, paso de personas, tránsito vehicular, corrientes hídricas superficiales variables estacionalmente, desniveles o pendientes abruptas, excavaciones profundas).

Identificación de Sospecha de Contaminación

A partir del análisis de la información obtenida en el proceso anteriormente descrito, entre ellas, la investigación histórica del sitio y los resultados de la diligencia técnica de reconocimiento, la Secretaría Distrital de Ambiente establecerá dos escenarios:

- La sospecha sobre el predio se encuentra debidamente fundamentada, como quiera que la evidencia documental y física han permitido reafirmar la condición del sitio, por lo cual, en aras de confirmar o descartar la contaminación del recurso suelo o agua subterránea se requiere el desarrollo de una investigación orientativa que con datos cuantitativos suministre a la Autoridad Ambiental la certeza científica para la toma de decisiones como administrador de los recursos naturales en su área de jurisdicción.
- La información relacionada con el predio y la diligencia técnica de reconocimiento no suministran información contundente que permita confirmar el sitio como con sospecha de contaminación, por lo cual no se identifica motivación cierta para soportar el desarrollo de una investigación orientativa. Para estos casos es preciso señalar que el predio continuará dentro de los sitios potencialmente contaminados hasta tanto la actividad productiva cese, se traslade o abandone.

Producto de las situaciones anteriormente detalladas, esta Autoridad Ambiental generará un pronunciamiento técnico oficial (concepto técnico) a través del cual concluirá la clasificación del predio y determinará en caso que así se requiera, los lineamientos técnicos para el desarrollo de la investigación orientativa en suelo/agua subterránea o de actividades de intervención directa en suelo (o las dos), estableciendo analitos y áreas de interés, así como los lineamientos para su ejecución, que pasan desde la presentación de un plan de trabajo, su correspondiente implementación, hasta la entrega de un informe de resultados y análisis de los mismos; todo el proceso contará con la respectiva evaluación y seguimiento por parte de la autoridad ambiental.

En ese orden de ideas, los pronunciamientos de la Secretaría Distrital de Ambiente cuando se determine que la sospecha se encuentra debidamente soportada, serán en el sentido de requerir:

- La investigación orientativa: La cual tiene como objetivo llevar a cabo un diagnóstico o caracterización del sitio, de manera que con información cuantitativa se pueda descartar o confirmar la sospecha de contaminación de los recursos suelo y agua subterránea del acuífero somero, así como, determinar las necesidades de profundización de la investigación (investigación detallada), la existencia de puntos calientes o fuentes activas de contaminación, y la necesidad de acciones de gestión del riesgo (como una remediación, entre otras).

- Intervención directa en suelo: Hace referencia a la remoción del material impactado y su gestión, tratamiento o coprocesamiento como residuo peligroso, además del posterior monitoreo de concentraciones de analitos de interés después de realizar el retiro del suelo afectado, cuyo objetivo es minimizar eventuales riesgos y afectaciones a la salud ambiental.

Para la identificación de los analitos a monitorear, la Autoridad Ambiental requerirá como mínimo los contemplados en el Anexo “Códigos CIIU y Sustancias Asociadas”. Cabe resaltar que, en consideración a la situación particular de cada sitio, siempre y cuando se encuentre debidamente soportado la SDA podrá solicitar el monitoreo de sustancias adicionales, de igual forma el sujeto responsable podrá demostrar con evidencia relacionada, que en su proceso productivo histórico no hizo uso de algunos compuestos que descartarían ciertos analitos.

Finalmente se aclara que, el Anexo “Códigos CIIU y Sustancias Asociadas” hace referencia a una herramienta técnica que empleando el Código Industrial Internacional Uniforme – CIIU, que clasifica por tipo de industria o actividad económica, relaciona las actividades con potencial de contaminación en suelo (de acuerdo con código CIIU) y las sustancias propensas a monitorear por cada actividad o código CIIU. No obstante, el determinante para el uso de esta herramienta será los resultados de la identificación de sospecha.

Para los casos en los cuales la actividad productiva no se encuentre listada en el referido anexo técnico, la Autoridad Ambiental determinará el mínimo de analitos a monitorear de acuerdo con las especificaciones técnicas de cada caso.

Una vez se ha emitido el mencionado concepto técnico que documenta las condiciones de inicio del proceso, investigación histórica del sitio, diligencia técnica de reconocimiento, y establece tanto la necesidad de adelantar una investigación y/o intervención directa, así como los criterios técnicos para el desarrollo de actividades, como se ha mencionado, este documento motiva la emisión de un pronunciamiento jurídico oficial (Auto de requerimiento) que establece las obligaciones de acuerdo con los criterios técnicos determinados por el concepto técnico con unos plazos claros.

INVESTIGACIÓN ORIENTATIVA

Una vez la Autoridad Ambiental a través del Acto Administrativo (Auto de Requerimiento) ha establecido la necesidad de una Investigación Orientativa, el sujeto responsable debe proceder con la elaboración de un Plan de Trabajo (el cual hace parte de las obligaciones establecidas por el mencionado Auto), donde se consignent todas y cada una de las acciones que se llevarán a cabo, con el objeto de cumplir cabalmente con lo requerido, en un todo de acuerdo con lo establecido dentro de esta metodología (Toda fuente bibliográfica externa a este instrumento debe ser referenciada y trazable, utilizando una metodología de referencia adecuada p.ej. APA, Vancouver, IEEE). Dicho documento debe ser aprobado por la Secretaría Distrital de Ambiente-SDA con la finalidad de constatar que el alcance de las labores propuestas por el tercero cumpla con lo exigido para brindar a la Entidad, información cualitativa y cuantitativa, suficiente y válida que permita descartar o confirmar la sospecha de contaminación de los recursos suelo y agua subterránea del acuífero somero.

El objetivo de esta etapa es determinar si el sitio representa una amenaza para la salud ambiental, como quiera que los resultados de los análisis realizados comprueban concentraciones de analitos monitoreados por encima de los valores de referencia, constituyéndose en compuestos de interés y determinando las necesidades de profundizar el nivel de investigación del sitio para contar con una mayor cantidad de información cuantitativa que le permita a la Autoridad Ambiental soportar sus decisiones como administrador de los recursos naturales. Al mismo tiempo, esta evaluación permite identificar sitios que pueden necesitar acciones de respuesta inmediata o a corto plazo, como es el caso de fuentes activas o pasivas de contaminación.

Para poder cumplir de forma adecuada con este objetivo, se debe seguir un procedimiento estandarizado, que permita hacer análisis comparativos adecuados y obtener un mismo nivel de información, sin importar el tipo de actividad que diera origen a la investigación.

La investigación consta de tres partes, encaminadas a la determinación preliminar de la condición ambiental del sitio objeto de estudio, las cuales deben ser ejecutadas por el responsable sobre quien se han establecido las obligaciones en el Auto de Requerimiento, con el seguimiento y evaluación continua de los profesionales técnicos de la SDA.

Una vez surtida la etapa de Investigación Orientativa, se pueden obtener dos conclusiones que estarán plasmadas en el correspondiente concepto técnico que evalúa la información presentada por el responsable:

1. No se evidencia una condición de riesgo en el sitio bajo las condiciones evaluadas, por lo que no requiere ninguna acción adicional. En este caso, se emitirá un pronunciamiento jurídico (Resolución) que establecerá el cumplimiento a las obligaciones del Auto de Requerimiento.
2. El sitio se encuentra en condición de riesgo y requiere de tareas de complemento de esta información, por lo que se hace necesario la implementación de una etapa de Investigación Detallada en el marco del cumplimiento del mismo Auto de Requerimiento inicial.

Evaluación Histórica y Documental

El objeto de esta evaluación es determinar el potencial que existe de contaminación de suelo o agua subterránea derivado de actividades que hayan sido llevadas a cabo en el predio sujeto a estudio. Las afectaciones ambientales a menudo se derivan de prácticas históricas más que de las formas de trabajo

actuales y lograr esta determinación enfrenta numerosas dificultades. Por ejemplo, una inadecuada gestión de residuos, el uso de materiales contaminados para rellenos y adecuaciones topográficas, escapes en tanques subterráneos, son condiciones que pudieron haber ocurrido hace décadas en emplazamientos industriales (LaGrega et al., 1994). Sin embargo, esto no quiere decir que prácticas actuales no tengan el potencial de contaminar matrices ambientales; simplemente significa que hoy en día se tiene un conocimiento mayor sobre las consecuencias de ciertas acciones y se tiene un mayor cuidado en la forma en que se ejecutan. En consecuencia, para poder determinar el potencial de contaminación asociado a un sitio, se debe tener en cuenta tanto las operaciones que se llevan a cabo en el momento, como todas aquellas que ocurrieron (o pudieron haber ocurrido) en el lugar.

Para poder evaluar objetivamente la información y obtener conclusiones comparables entre distintos procesos de investigación orientativa, se debe contar con criterios estandarizados que permitan unificar los procedimientos. En este sentido, el estándar ASTM E-1527-21 "Standard Practice for Environmental Site Assessments: Phase I Environmental Site Assessment Process", (que puede traducirse como Procedimiento estándar para evaluaciones ambientales de sitio: proceso de evaluación ambiental de sitio fase I) define el término "Condiciones Ambientales Reconocidas" (CAR) como:

"(1) la presencia de sustancias peligrosas o productos derivados del petróleo dentro, sobre o en la propiedad en cuestión como consecuencia de una liberación al medio ambiente; (2) la probable presencia de sustancias peligrosas o productos derivados del petróleo dentro, sobre o en la propiedad en cuestión como consecuencia de una liberación o posible liberación al medio ambiente; o (3) la presencia de sustancias peligrosas o productos derivados del petróleo dentro, sobre o en la propiedad en cuestión en condiciones que representan una amenaza material de una futura liberación al medio ambiente" (ASTM, 2022) (La ASTM hace la distinción entre "sustancias peligrosas" y "productos derivados del petróleo" debido a la existencia en los Estados Unidos de América de reglamentación específica relacionada con estos últimos).

Es decir, una "Condición Ambiental Reconocida" (CAR) es aquella en donde la presencia de una sustancia peligrosa, en relación con las matrices ambientales, es evidente (se puede "ver") o existe suficiente información para poder sospechar su presencia o cuando existen las condiciones en donde la liberación de la sustancia es inminente. Para el caso del proceso de Investigación Orientativa, la identificación de situaciones y lugares en donde se cumpla alguna de las dos primeras acepciones serían el objetivo principal; la última acepción, por su naturaleza de "condición futura" se tipificaría como una condición de alarma que debe ser monitoreada y gestionada antes de que ocurra la liberación de la sustancia al ambiente (Es muy importante anotar que la existencia de una Condición Ambiental Reconocida NO significa que el lugar se encuentra contaminado ni es prueba directa de contaminación; simplemente, se considera como una condición orientativa para centrar los esfuerzos de investigación en las zonas donde éstas se identifiquen).

Como se puede observar, el objetivo del estándar es identificar, hasta donde sea posible, esas “Condiciones Ambientales Reconocidas” asociadas con el predio sujeto de estudio. En ese orden de ideas, el objetivo del estándar se encuentra perfectamente alineado con el objeto de la Investigación Orientativa. El proceso de evaluación ambiental fase I se divide en cuatro (4) componentes principales, a saber: Revisión de registros documentales, Reconocimiento del sitio, Entrevistas y Reporte final.

1-Revisión de Registros Documentales

El propósito principal de esta etapa es la consecución, y posterior revisión, de registros y documentos que puedan ayudar a identificar CAR en relación con el predio sujeto de estudio. Estos registros incluyen, pero no se limitan, a:

- Fotografías aéreas o satelitales del sitio (históricas)
- Planos relevantes de las instalaciones (p.ej. Redes hidráulicas, localización de áreas de proceso y almacenamiento de materiales, entre otros)
- Registros públicos de actuaciones administrativas relacionadas con el predio o predios adyacentes (Es posible que un predio se encuentra afectado por contaminación sin que la fuente de esta se encuentre en dicho predio) (p. ej. Quejas de la comunidad, resultados de tareas de inspección y verificación, licencias o permisos ambientales, etc).
- Estudio de Títulos (historia de la propiedad del predio)
- Estudios técnicos existentes relevantes (p. ej. Estudios geotécnicos, levantamientos topográficos, etc)
- Estudios geológicos e hidrogeológicos de la zona bajo consideración (si existen)

Al revisar estos registros (y los demás que haya lugar) se debe tener en cuenta el objeto principal del estudio. Se resalta, en específico, cualquier información que se pueda recuperar y que tenga relación con, entre otros aspectos:

- Uso pasado (tanto lejano como reciente) de materiales o sustancias peligrosas, cómo son o fueron manipulados y dónde se almacenan o almacenaron.
- Prácticas actuales e históricas relacionadas con el manejo de residuos peligrosos.
- Escapes, derrames o incidentes relacionados con sustancias peligrosas.
- Líneas subterráneas de conducción, tanques enterrados, enterramientos, lagunas o campos de infiltración, mantos de secado o cualquier otra infraestructura de conducción, proceso o almacenamiento de sustancias peligrosas sobre o bajo superficie.
- Desarrollos urbanísticos, construcciones o remodelaciones realizadas en el lugar; teniendo particular cuidado con el uso de materiales de relleno en las obras de construcción.

Es muy importante recalcar que la precisión e integridad de la información que se encuentra consignada en algunos de estos registros varía entre las fuentes de información, incluidas las fuentes gubernamentales. Es posible que la información que se encuentre dentro de estos registros sea inexacta o incompleta. No es objeto de este estudio la identificación de dichos errores o insuficiencias en la información proporcionada. Sin embargo, el profesional ambiental que revisa los registros deberá hacer un esfuerzo razonable para compensar los errores o insuficiencias en la información revisada que sean evidentes a la luz de otra información de la que el profesional ambiental tenga conocimiento real.

Es también importante puntualizar que este estudio tampoco pretende que se logre identificar, obtener o revisar todos los registros posibles que puedan existir y que tengan alguna relación con el sitio sujeto de estudio. Lo que sí se espera obtener es información recuperada a partir de fuentes estándar y que debe revisarse solo la información que se puede determinar razonablemente a partir de esas fuentes estándar. Se entiende por "Información razonablemente comprobable" como aquella que: (1) es información que está disponible públicamente, (2) es información que se puede obtener de su fuente dentro de límites razonables de tiempo y costo, y (3) es información que se puede revisar y evaluar de manera práctica. (ASTM, 2022).

El objetivo del análisis de esta información histórica se concentra en el poder desarrollar un conocimiento de los usos que se han llevado a cabo en o sobre el predio y áreas circundantes, con el ánimo de identificar la probabilidad de que esos usos pasados hayan dado lugar a condiciones ambientales reconocidas (CAR) en relación con el predio o sitio bajo estudio.

2-Acciones de Reconocimiento del Sitio

El objetivo principal de las acciones de reconocimiento es obtener información que permita identificar el potencial de existencia condiciones ambientales reconocidas (CAR) en relación con la propiedad.

Se entiende como una de las acciones de reconocimiento el poder observar, tanto física como visualmente, cualquier estructura que se encuentra localizada dentro del lugar sujeto de estudio, en la medida en que ésta no se encuentre obstruida por algún cuerpo de agua, edificio adyacente o cualquier otro tipo de obstáculo que impida el acceso a la estructura.

La periferia del lugar, al igual que la periferia de las estructuras existentes en la propiedad debe ser observable.

En el interior de las estructuras de la propiedad, todas las áreas comunes accesibles que se espera que sean utilizadas por el personal asociado con el sitio o el público en general (tales como como vestíbulos, pasillos, cuartos de servicio, áreas de recreación, etc.), áreas de mantenimiento y reparación, salas de calderas, etc., al igual que un área representativa de los espacios del personal (oficinas) deberán ser sujeto de inspección visual y física. No es necesario mirar debajo de los pisos, arriba de los techos o detrás de las paredes. Se debe tomar nota de cualquier impedimento al proceso de visualización que se encuentre durante el desarrollo del reconocimiento, incluyendo limitaciones derivadas de la presencia de obstáculos tales como edificaciones, cuerpos de agua, superficies asfaltadas u otro tipo de superficies pavimentadas y cualquier otra restricción que haya habido lugar (p. ej. acumulaciones de mercancías o materiales).

Información suministrada o existente relacionada con el reconocimiento del sitio proveniente de una evaluación ambiental previa puede ser utilizada como guía. Esta información debe ser validada a través de una nueva diligencia de reconocimiento y determinar si se han producido modificaciones importantes en relación con las condiciones ambientales reconocidas (CAR) detectadas previamente.

La etapa de reconocimiento debe identificar y registrar los usos actuales del sitio. Cualquier actividad que se esté ejecutando en la actualidad que pueda implicar el uso, tratamiento, almacenamiento, eliminación o generación de sustancias peligrosas se deberá identificar dentro del informe.

En la medida en que se puedan observar indicios o evidencias de usos pasados de la propiedad durante la visita, o se identifiquen en las entrevistas o revisión de documentos, se hará el registro dentro del informe, y los usos pasados así identificados se describirán en el documento si es probable que hayan implicado el uso, tratamiento, almacenamiento, eliminación o generación de sustancias peligrosas o productos derivados del petróleo. (Por ejemplo, puede haber señales que indiquen un uso anterior o una estructura que indique un uso anterior).

3-Entrevistas

El objetivo de las entrevistas es obtener información que pueda dar una indicación de las Condiciones Ambientales Reconocidas en relación con el sitio bajo estudio. Se debe tener en cuenta que las entrevistas deben realizarse a propietarios, operadores y ocupantes antiguos y presentes (en la medida de lo posible) y deben consistir en preguntas muy específicas y formuladas de manera tal que se pueda obtener la información solicitada. Se debe pedir a la(s) persona(s) entrevistada(s) que sea(n) tan específica(s) como sea razonablemente posible al responder las preguntas. Se debe también solicitar a los entrevistados que respondan de buena fe y en la medida de sus conocimientos.

Una de las personas clave a ser entrevistadas es aquel que se encuentre encargado de la administración o manejo del sitio (puede o no ser el mismo propietario). Esta persona debe ser aquella que se identifique que tenga un muy buen conocimiento de los usos y las características físicas de la propiedad; a menudo, esta persona clave del sitio será el administrador de la propiedad, el supervisor principal de la planta física o una persona principal del área de mantenimiento. (Si el sujeto responsable es el propietario actual de la propiedad, el sujeto responsable tiene la obligación de identificar a esta persona clave, incluso si es el propio sujeto responsable). Si se identifica una persona clave, la persona que realiza la visita al sitio deberá hacer, al menos, un intento razonable (por escrito o por teléfono) para concertar una cita mutuamente conveniente para la visita al sitio cuando esta persona clave se encuentre y esté de acuerdo en estar allí. Si el intento tiene éxito, se entrevistará a la persona clave al momento de realizar la visita al sitio. Si tal intento no tiene éxito, al realizar la visita al sitio, el profesional ambiental debe preguntar si existe alguna otra persona con buen conocimiento de los usos y características físicas de la propiedad y está disponible para ser entrevistado en ese momento; si es así, esa persona será entrevistada.

En algunos casos es muy importante hacer esfuerzos para lograr entrevistas con propietarios, operadores y ocupantes anteriores del sitio y que probablemente tengan información material sobre el potencial de contaminación. Estas entrevistas se llevarían a cabo en la medida en que hayan sido identificados y que la información que probablemente se obtenga no sea una duplicación de la información ya obtenida de otras fuentes (ASTM, 2022).

Se debe tener especial cuidado en el hecho que, si bien la persona que realiza la(s) entrevista(s)

tiene la obligación de hacer preguntas, en muchos casos las personas a quienes se dirigen las preguntas no tendrán la obligación de responderlas.

Métodos Indirectos de Caracterización

Un método indirecto hace referencia a procedimientos para la realización de medidas sobre características asociadas a un parámetro particular, las cuales pueden ser correlacionadas con características del parámetro de interés; sin que éste último parámetro sea sujeto de medición directa. En general, estos procedimientos no son intrusivos, es decir, no implican una interrupción de las condiciones existentes en el sitio ni implican “entrar” dentro de la matriz de suelo; sin embargo, se debe tener especial cuidado en realizar las operaciones y procedimientos a la escala apropiada para cada sitio bajo inspección.

Una de las ventajas de los métodos indirectos de caracterización es que éstos se pueden utilizar como una guía para la planificación de métodos directos (p. ej. Planes de muestreo) en aras de optimizar los recursos asignados. La utilización conjunta de métodos directos e indirectos y la combinación de sus resultados puede resultar siendo la manera más costo-efectiva y técnicamente sólida de realizar una caracterización de sitios. (LaGrega et al., 1994)

1-Métodos Geofísicos

Las técnicas geofísicas son muy útiles debido a que ellas proveen información sobre las condiciones subterráneas a través de la medida de alguna propiedad del medio (p.ej. tiempo de llegada de una onda sísmica) para deducir algún parámetro de interés (p.ej. profundidad de diferentes capas de suelo). Los métodos geofísicos generalmente no miden directamente el parámetro de interés y dependen de la realización de contrastes para poder ser exitosas; es decir, debe existir algún tipo de diferencia apreciable en la medida para poder hacer alguna distinción (p. ej. La conductividad del agua subterránea es generalmente mayor cuando ésta tiene contaminación de origen inorgánico que cuando es de origen orgánico).

Es muy importante resaltar que la interpretación geofísica debe ser validada a través de la comparación con información real obtenida directamente del medio bajo estudio; es decir, muestreos físicos deben realizarse para corroborar la interpretación obtenida de los datos de las mediciones indirectas.

A continuación, se describen algunas de las técnicas geofísicas que podrían ser utilizadas durante un proceso de investigación de sitios contaminados.

- *Sísmica*

Los estudios sísmicos son una metodología no invasiva de bajo impacto para recopilar información sobre la ubicación y las características de estructuras geológicas debajo de la superficie. En esencia, la prospección sísmica se fundamenta en la medida de la propagación, a través del medio, de cualquier vibración mecánica. Estas vibraciones son ondas sísmicas. La vibración es simplemente un cambio en el estado de tensión debido a una perturbación. La vibración emana de una fuente en todas las direcciones que soportan el desplazamiento. La vibración pasa fácilmente de un medio a otro (de sólidos a líquidos o gases y viceversa).

La dirección de viaje se llama rayo, vector de rayo o trayectoria del rayo. Dado que una fuente mecánica produce movimiento en todas las direcciones, la propagación de las primeras perturbaciones formará una capa esférica o frente de onda en un material uniforme. Hay dos clases principales de ondas sísmicas: ondas internas (o de cuerpo), que atraviesan el volumen de un material y ondas superficiales, que existen solo cerca de un límite (p. ej. superficie o contacto entre capas). (USEPA, 2016)

Las ondas internas se dividen en dos tipos; el primero, son las ondas sísmicas que viajan más rápido y se denominan ondas de compresión, de presión o primarias (ondas P). El movimiento de las partículas del medio en una onda P es de "extensión" (dilatación) y compresión a lo largo de la dirección de propagación. Las ondas P viajan a través de todos los medios que soportan ondas sísmicas; por ejemplo, el sonido es una onda P. Las ondas de compresión en fluidos se conocen comúnmente como ondas acústicas.

El segundo tipo de onda es la onda secundaria, transversal o de corte (onda S). Las ondas S viajan un poco más lento que las ondas P en medios sólidos. El movimiento característico de las ondas S dentro del medio es perpendicular a la dirección de propagación, similar al movimiento que se puede observar al pulsar una cuerda tensada. Estas ondas transversales solo pueden transitar material que tiene resistencia al corte, por lo tanto, las ondas S no se pueden transmitir por líquidos o gases, ya que estos medios no tienen resistencia al corte. Las ondas S pueden ser producidas por una fuente de tracción o por conversión de ondas P en zonas de frontera o contacto entre distintos medios.

Las ondas S pueden ser producidas por una fuente de tracción o por conversión de ondas P en las zonas de frontera del medio. Las ondas SV son aquellas en donde el desplazamiento de las partículas se da en la dirección vertical, con la onda propagándose en la dirección horizontal. De manera similar, las ondas SH presentan un movimiento de partículas en el plano horizontal mientras la onda se propaga en la dirección vertical.

Las ondas sísmicas pueden ser reflejadas o refractadas cuando existen cambios en el medio bajo estudio; los métodos sísmicos de reflexión brindan detalles estructurales finos y los métodos de refracción brindan estimaciones precisas de profundidad para litologías de diferente impedancia acústica. (Hoover et al., 1995)

En estudios de refracción sísmica, la onda sísmica puede ser generada por la introducción de un impulso energético en subsuperficie (p. ej. La detonación de un pequeño explosivo o un fuerte golpe con un mazo a un objeto enterrado). La velocidad de la onda sísmica varía dependiendo de las características del material a través del cual se transmite, principalmente la densidad. Para poder medir esa velocidad de propagación, se utilizan sensores capaces de detectar dichas ondas, denominados geófonos. En un estudio sísmico, se utilizan varios geófonos ubicados a diferentes distancias de la fuente de la perturbación, de manera tal que se puede determinar el tiempo que le toma a la onda en alcanzar cada uno de los geófonos.

En el esquema que se muestra en la ver Figura 1, el tiempo de llegada de la onda a los geófonos cercanos a la fuente depende únicamente de la velocidad de propagación de la capa superior y existe una relación lineal entre el tiempo transcurrido entre la detección y la generación del impulso y la distancia a la que se ubica el geófono. A mayores distancias entre

el geófono y la fuente, la onda sísmica se puede mover más rápido siguiendo un recorrido que la lleva hacia abajo, a través de la capa superior, horizontalmente a través de la capa inferior y de nuevo hacia arriba a través de la capa superior (línea verde a trazos). Esto representa un cambio en la relación lineal que existe entre la distancia y el tiempo que se observa para los geófonos cercanos, cuando la onda se propaga únicamente por la capa superior. Al graficar la relación que existe entre la distancia del geófono a la fuente y el tiempo que toma la llegada de la onda, para cada uno de los geófonos instalados resulta una gráfica que muestra dos líneas rectas de distinta pendiente; el inverso de la pendiente es la velocidad de propagación de la onda en cada capa. (ver Figura 1)

Figura 1. Esquema de estudio sísmico

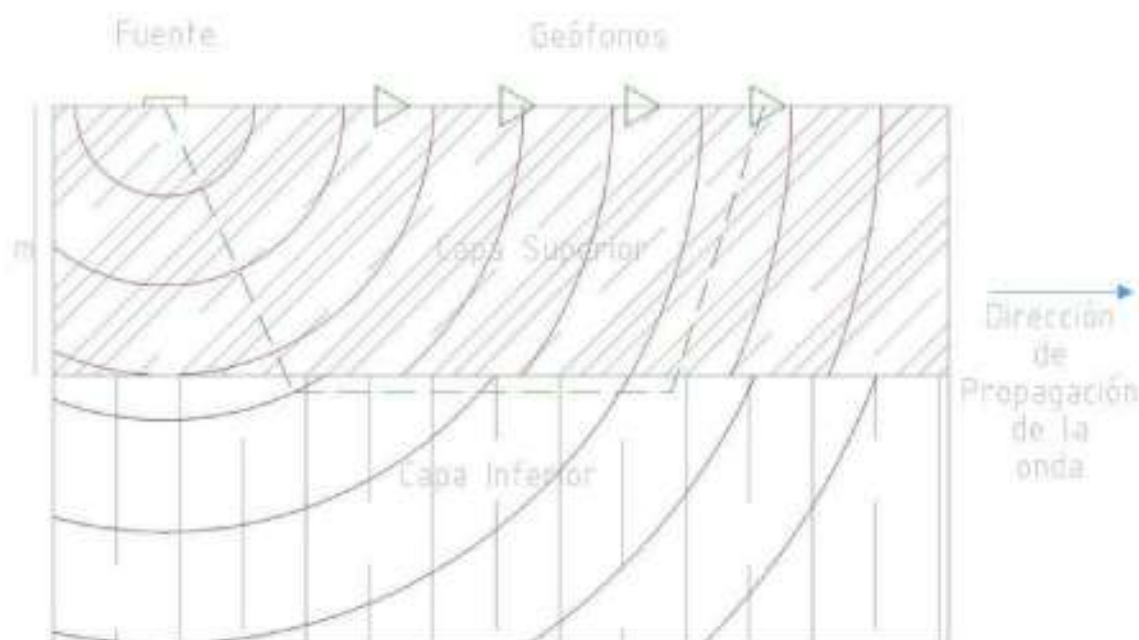
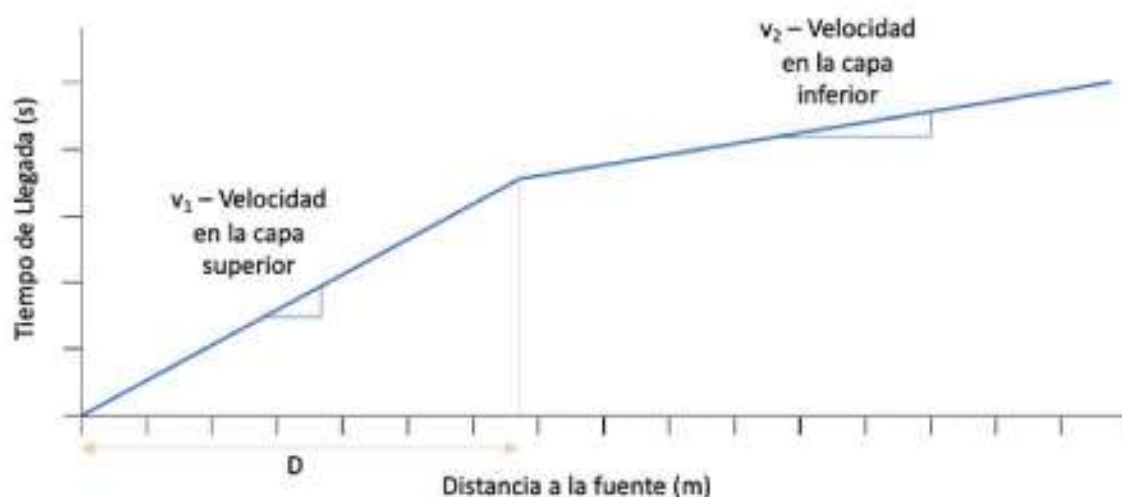


Figura 2. Gráfico de tiempo de llegada de la onda vs. distancia a la fuente



Se puede calcular el espesor de la capa superior de acuerdo con la siguiente expresión (Este método funciona si la capa inferior tiene una velocidad de propagación mayor a la capa superior):

$$m = \left(\frac{D}{2}\right) \sqrt{\frac{(v_2 - v_1)}{(v_2 + v_1)}} \quad (1)$$

Donde:

m = espesor de la capa superior

D = Distancia al punto de intersección

v1, v2 = Velocidad de propagación de la onda en la capa (1=sup; 2=inf)

Los estudios reflectivos se basan en el principio de que una porción de la energía de una onda que golpea una interfase entre dos materiales de diferente densidad será reflejada hacia la superficie desde la interfase. La relación que existe entre la energía reflejada contra la energía incidente depende de la densidad y velocidad de transmisión entre las distintas capas. (LaGrega et al., 1994)

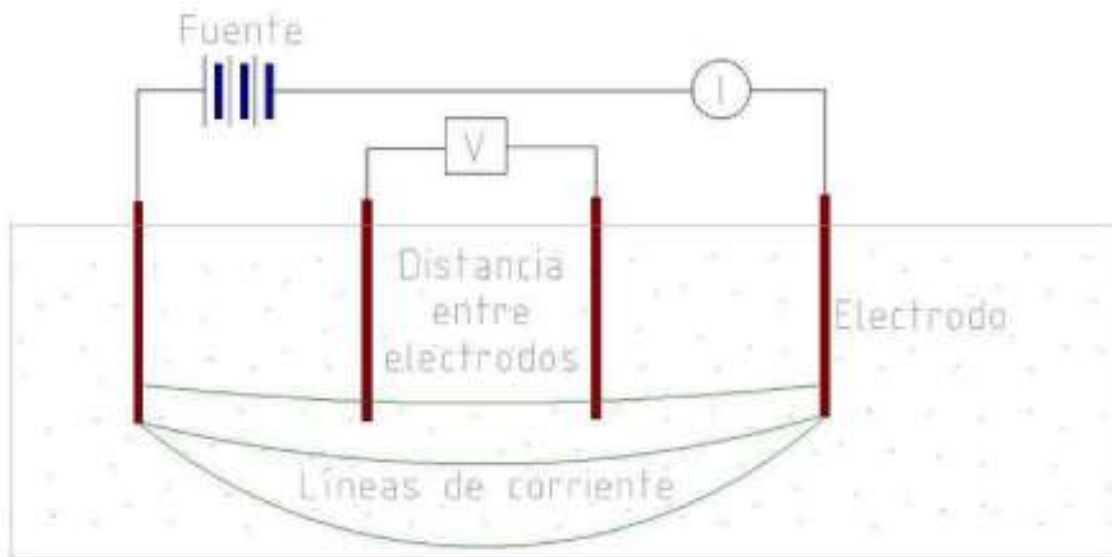
- *Resistividad eléctrica*

Los métodos de resistividad eléctrica de corriente continua se utilizan para medir la resistividad del suelo (el inverso de la conductividad) utilizando una fuente de corriente alterna de baja frecuencia o directa (Hoover et al., 1995). Se define resistividad como la resistencia al flujo de corriente eléctrica como resultado de la aplicación de un potencial eléctrico (LaGrega et al., 1994).

La resistencia se mide en ohmios y resistividad es resistencia por unidad de longitud (típicamente Ohm·m u Ohm·ft). En estudios geofísicos, la resistividad se determina como la resistencia eléctrica por unidad de distancia para una sección de área unitaria (ohms/m/m² = ohms·m). La resistividad de un suelo es función del tipo de material que lo compone, su porosidad, el contenido de humedad y la concentración de sales disueltas dentro del agua intersticial. En general, suelos secos y formaciones rocosas tienen una alta resistividad, mientras que suelos saturados con importante contenido de inorgánicos suelen tener baja resistividad. Suelos contaminados con constituyentes orgánicos suelen tener relativamente altas resistividades (LaGrega et al., 1994). Este tipo de estudios geofísicos pueden dar una muy buena información para delinear acuíferos, determinar la profundidad a la que se puede encontrar un acuífero o la base rocosa, cambios en los tipos de suelo e inclusive indicar niveles de contaminación.

El ensayo de resistividad se logra al aplicar una corriente eléctrica a través de dos electrodos que se encuentran enterrados y se mide el cambio de voltaje entre dos electrodos receptores (ver Figura 3).

Figura 3. Esquema de estudio de resistividad geoelectrica



La resistividad del suelo, R , usando la distribución de Wenner (ver figura No. 3), en donde todos los electrodos se encuentran localizados a la misma distancia entre ellos, se expresa como:

$$R = 2\pi s \Delta V / I \quad (2)$$

Donde R = Resistividad del suelo (W·m); s = distancia entre electrodos (m); V = Voltaje medido (v); I = Corriente aplicada (A)

Existe otra distribución de electrodos, conocida como Schlumberger. La diferencia entre ésta y la mostrada en la figura No. 3 es que los electrodos de voltaje se encuentran a una distancia menor a la que se tiene entre los electrodos de corriente y los de voltaje. Como regla general, la distancia entre los electrodos de voltaje debe ser igual o menor a una quinta parte de la distancia entre los electrodos de corriente. Esta relación va hasta una décima o una quinceava parte dependiendo de la intensidad de la señal (Advanced Geosciences Inc., 2017). Para este caso la expresión de cálculo de la resistividad es:

$$R = \frac{\pi \left(\frac{s^2 - a^2}{4} \right) \Delta V}{aI} \quad (3)$$

Donde R = Resistividad del suelo (W·m); s = distancia entre electrodo de corriente y electrodo de voltaje (m); a = distancia entre electrodos de voltaje; V = Voltaje medido (v); I = Corriente aplicada (A).

Al seleccionar distintos espaciamientos de los electrodos, el estudio geoelectrico puede apuntar a condiciones a diferentes profundidades de suelo. Conceptualmente, los contornos de igual resistividad son análogos a los contornos de isopiezas; es decir, el flujo de electricidad es análogo al flujo de agua a través del suelo. En el caso del flujo eléctrico, el potencial viene dado por el voltaje; en el caso del flujo de agua, el potencial viene dado por la cabeza hidráulica. La Tabla 1 muestra valores típicos de resistividad de algunos tipos de suelo.

Tabla 1. Rangos típicos de resistividad de suelos según clasificación USCS (Marí, 2020)

Clasificación del Suelo	Rango de Resistividad (W-m)
GW	60,000-100,000
GP	100,000 – 250,000
GW-GC GW-GM	5,000 – 40,000
GP-GC GP-GM	5,000 – 40,000
GM	3,000 -8,000
GC	20,000 – 40,000
SW	
SP	
SW-SC SW-SM	5,000 – 50,000
SP-SC SP-SM	5,000 – 50,000
SM	10,000 – 50,000
SC	5,000 – 20,000
ML	3,000 – 8,000
CL	2,500 – 6,000
OL	
MH	8,000 – 30,000
CH	1,000 – 5,500
OH	
PT	

Fuente: información tomada de <https://eepower.com/technical-articles/an-introduction-to-soil-resistivity/#> en 21/06/2022

- *Conductividad electromagnética*

Principio similar al de resistividad eléctrica, pero en este caso se utilizan antenas trasmisoras de pulsos electromagnéticos que inducen corriente en el suelo, la que se transmite de manera similar a la observada en los ejercicios de resistividad, a través de este. En general, el transmisor consiste en un circuito cerrado construido con material conductor, a través del cual fluye una corriente alterna, generando así un campo magnético. Este campo, a su vez, induce indirectamente una corriente eléctrica en el suelo. En el suelo, esta corriente genera un campo magnético secundario, el cual puede ser detectado y medido por una antena receptora. El valor de la conductividad es el promedio de la conductividad del suelo a través de la profundidad especificada por el estudio. La profundidad efectiva del sondeo es función de la distancia que separa a los circuitos (bobinas) transmisoras y receptoras. Esta técnica es mucho más rápida que la técnica de resistividad en suelo. La conductividad del terreno está influenciada por el tipo de material, discontinuidades (como las fracturas), la química del agua subterránea, los espacios entre bobinas y las orientaciones de estas.

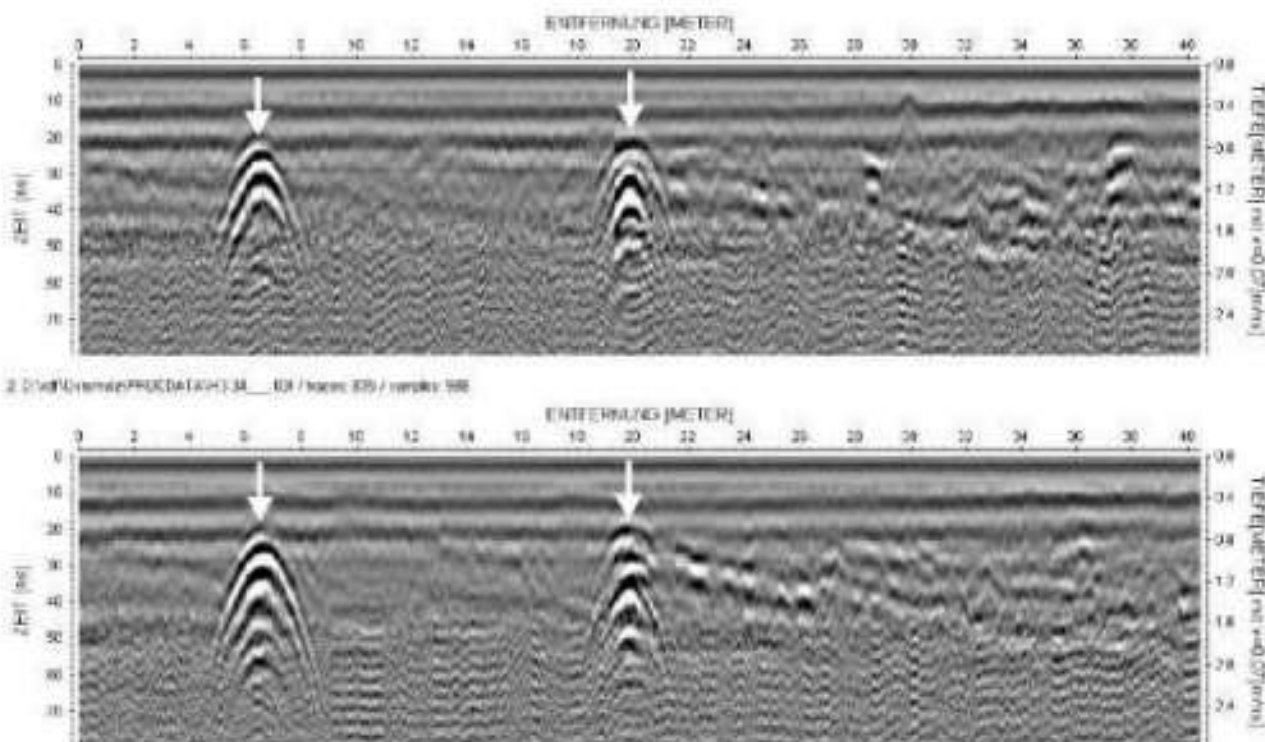
También es sensible a interferencias eléctricas y magnéticas (como líneas eléctricas y cercados metálicos). Dado que la química del agua subterránea tiene una influencia significativa en la conductividad medida, el electromagnetismo ofrece un método rápido y rentable para mapear potenciales plumas de contaminación.

- *Geo-radar (Ground Penetrating Radar – GPR)*

Además de las ondas sísmicas y las corrientes eléctricas, se ha demostrado que microondas de radio pueden penetrar una masa de suelo y ser transmitidas a través de las diferentes capas de este. Esta técnica puede ser utilizada en la identificación y localización de materiales o estructuras enterradas. Las ondas de radio (radar), a medida que bajan a través del suelo, son reflejadas por las superficies de objetos o capas de suelo en donde exista un contraste importante de densidad (diferencial alto). Estas ondas reflejadas (o “ecos”) son recibidas por una antena receptora y al graficarlas se parecen mucho a un espectro de sonar. En este sentido, las inspecciones con geo-radar son particularmente útiles para detectar vacíos bajo superficie (p. ej. Cavernosidades), trincheras enterradas, tambores (tanto plásticos como metálicos) y sustancias flotantes en fase libre (LNAPLs) (LaGrega et al., 1994). Es importante anotar que una limitación muy importante de esta técnica es la rápida atenuación de la onda electromagnética en suelos de alta conductividad y saturación, como por ejemplo algunas arcillas de la ciudad.

En la siguiente figura se muestra un radiograma típico. Las flechas indican reflexiones de la onda por algún tipo de objeto enterrado.

Figura 4. Radiograma típico. Las reflexiones hiperbólicas son consistentes con la existencia de algún objeto



- *Magnetometría*

El objetivo de la magnetometría es medir campos magnéticos por debajo de la superficie del suelo. En específico, un magnetómetro necesita poder generar un campo magnético y, a través de éste, lograr el alineamiento de núcleos de hidrógeno en rotación (protones) y orientarlos de una manera específica (polarización). Cualquier campo magnético existente bajo la superficie de suelo causa una precesión de los protones polarizados, alineándolos con el campo magnético proveniente del suelo; de esta manera se genera una pequeña corriente en el embobinado principal. La frecuencia de la señal generada es proporcional a la fuerza del campo magnético. Cualquier disturbio local en el campo magnético del planeta, tales como un grupo de tambores metálicos enterrados, genera una anomalía electromagnética que puede ser detectada por el instrumento; de manera tal que esta técnica es muy útil cuando se utiliza para detectar enterramiento de tambores u otros contenedores ferromagnéticos (hechos de hierro o acero). El magnetómetro sufre los mismos tipos de interferencias que puede sufrir un estudio de conductividad, sin embargo, también es una herramienta muy poderosa al momento tratar de identificar tanques subterráneos (USTs).

Es importante anotar que todas las anomalías detectadas deben ser comprobadas. No toda anomalía electromagnética es indicativa de enterramiento o contaminación.

Muestreo Orientativo

Es bien sabido que, incluso luego de la realización de Estudios Ambientales de Sitio Fase I, parte del historial de un sitio puede estar incompleto. Por ejemplo, la ubicación exacta de fuentes de contaminantes enterradas, como tambores, puede no aparecer en los registros históricos. Adicionalmente, puede existir un material de relleno de origen desconocido que actúa como fuente de contaminación. Esta condición solo puede identificarse mediante investigaciones intrusivas respaldadas por la recolección de muestras ambientales que deben ser analizadas por un laboratorio debidamente acreditado.

Para tener en cuenta esta posible incertidumbre o falta de información dentro del historial del sitio, como alternativa para la definición de la distribución de muestras, fundamentado en el ejercicio matemático adoptado por la Autoridad de Protección del Ambiente del Estado de Nueva Gales del Sur (Australia) se recomienda utilizar un patrón sistemático de cuadrícula cuadrada regular con un tamaño de cuadrícula que permita obtener un número suficiente de puntos de muestreo de manera que se pueda describir, a nivel orientativo, la distribución espacial de la contaminación (New South Wales Environment Protection Authority, 2020). El tamaño de grilla especifica el espaciamiento mínimo estipulado teniendo en cuenta cuatro (4) condiciones de resolución del estudio de prospección. A mayor resolución, mejor es la descripción de la distribución espacial del (los) contaminante(s); lo que trae como consecuencia que el tamaño de las áreas donde se considere necesaria la realización de una investigación detallada sea menor.

Tabla 2. Tamaño de Grilla para muestreo Sistemático de acuerdo con el nivel de resolución esperada

Nivel de Resolución	Tamaño de Grilla (m)
Alta	20
Media	30
Baja	40
Muy Baja (Este sería el nivel de menor resolución admisible, grillas de mayor tamaño darían como resultado una densidad de muestreo demasiado baja para ser aceptable)	50

Fuente: Elaboración propia, basado en (New South Wales Environment Protection Authority, 2020)

Este enfoque se propone para investigar áreas o sitios con características relativamente uniformes y consistentes. Si existen dentro del sitio áreas de interés, como vegetación muerta, estructuras o evidencia de suelo alterado, entonces el área debe separarse y someterse a un muestreo estratificado o de determinación de puntos críticos (Hotspots). Si el historial del sitio revela que existen (o existieron) actividades potencialmente contaminantes en el sitio, entonces se debe realizar un muestreo específico en las proximidades de las actividades potencialmente contaminantes, así como un muestreo sistemático realizado en una cuadrícula, como se explicó en la tabla anterior.

Al mismo tiempo, se sugiere que se utilice un espaciamiento de grilla menor (inclusive menor a 20 m) en casos en que se observe lo siguiente:

- Se conoce o infiere una contaminación heterogénea, por ejemplo, en una antigua planta química.
- Las concentraciones de contaminantes identificadas durante un proceso de investigación previo o anterior se encuentran muy cerca de los niveles de referencia o niveles críticos de interés (teniendo en cuenta las incertidumbres derivadas del proceso de medición en los valores de concentración).
- Se requiere un alto nivel de confianza (p.ej. error admisible menor al 5%) para el resultado de una evaluación de riesgos.
- Se requiere delineación a lo largo de los bordes de áreas conocidas de contaminación.
- El área promedio es pequeña.

En caso de que exista suficiente información previa sobre la posible distribución de contaminantes, el tamaño de la cuadrícula podría aumentarse (disminuyendo la resolución) en una categoría. Ahora bien, esta decisión debe tomarse exponiendo claramente su justificación, la cual debe documentarse en el Plan de Muestreo y el correspondiente informe. Esta consideración encierra un rango total entre 20 a 50 m en el espaciado de la grilla o cuadrícula para patrones de muestreo sistemáticos.

Para áreas o sitios en zonas de importancia ecológica, incluidos humedales y sus áreas adyacentes, es necesario preparar, en primer lugar, la historia completa del sitio; luego, se

debe desarrollar un modelo conceptual del sitio utilizando información secundaria. Si se requiere trabajo de campo, este debe realizarse utilizando únicamente los accesos y caminos existentes, utilizando solamente herramientas manuales, para no afectar las condiciones ecológicas. Los consultores deben sopesar cuidadosamente los resultados de una posible remediación frente al daño potencial al ecosistema terrestre.

Independientemente del tamaño de grilla o cuadrícula seleccionado, en áreas de 500 m² o menos es necesario tener, como mínimo, cinco (5) puntos de muestreo distribuidos espacialmente el área a evaluar.

En la Tabla No. 3 se presenta el número mínimo de puntos de muestreo requeridos para un programa de muestreo sistemático calculado para una variedad de tamaños de sitio. El número de muestras requeridas debe ser suficiente para satisfacer los siguientes criterios de aceptación:

- La concentración media aritmética de los contaminantes debe ser inferior a un límite aceptable, con un nivel de confianza del 95% o superior;
- El sitio debe estar libre de puntos críticos (Hotspots) más grandes que un tamaño crítico, con un nivel de confianza del 95% o superior.

Cuando, al utilizar las fórmulas de cálculo correspondientes, el resultado obtenido para el número de muestras requerido no sea un número entero, el número de muestras debe redondearse hacia el entero superior. La fórmula para calcular el número de puntos de muestreo para áreas específicas dentro de un sitio se incluye al pie de la siguiente tabla.

Tabla 3. Número mínimo de puntos de muestreo basado en tamaño de cuadrícula

Área (m ²)	Espaciamiento de la Grilla o Cuadrícula			
	20m - Alta Resolución	30m - Media Resolución	40m - Baja Resolución	50m - Muy Baja Resolución
500	5	5	5	5
1000	5	5	5	5
2000	5	5	5	5
3000	8	5	5	5
4000	10	5	5	5
5000	13	6	5	5
6000	15	7	5	5
7000	18	8	5	5
8000	20	9	5	5
9000	23	10	6	5
10000	25	11	6	5
15000	38	17	9	5
20000	50	22	13	6

La anterior tabla define el número mínimo de muestras que deben tomarse en cualquiera de las etapas posteriores de investigación que requieran de toma de muestras para la determinación de las condiciones del sitio. Sin embargo, la definición de la resolución necesaria en cada etapa dependerá de las necesidades de información que dicha etapa requiera.

El número de ubicaciones de muestreo, según el tamaño de la cuadrícula, se puede representar mediante la fórmula la siguiente formula:

$$n = \frac{A}{G^2} \quad (4)$$

Donde n es el número de ubicaciones de muestreo, que se redondeará al entero superior; A es el área del sitio o área de decisión, en metros cuadrados; G es el tamaño de la cuadrícula en metros, es decir, la distancia entre los nodos de la cuadrícula.

Evaluación de Riesgo Nivel I (Tier I)

Para evitar afectar la salud ambiental de los receptores sensibles del ecosistema urbano por la existencia de residuos peligrosos y sustancias químicas en suelo (y al acuífero somero contenido en él), se debe realizar una evaluación de riesgo. Por este motivo, los estudios de evaluación de riesgos y seguimiento ambiental a sitios relacionados con la matriz suelo (y al acuífero somero contenido en él), involucran distintos tipos de información y hacen necesaria la participación de profesionales de distintas áreas de las ciencias (geólogos, médicos, químicos, biólogos, toxicólogos e ingenieros) con la finalidad de entender y predecir la relación entre la concentración de los compuestos de interés (CDI), los escenarios de exposición y los efectos toxicológicos potenciales derivados de la exposición a estos.

Por lo anterior, la "GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS", anexo a este documento, busca brindar información útil en la gestión de sitios relacionados con la matriz suelo (y al acuífero somero contenido en él), toda vez que ayuda a conocer como la contaminación representa un riesgo a la salud humana y el ambiente.

Con la información obtenida a través de la Investigación Orientativa, se debe desarrollar un análisis de riesgo Nivel I (Tier I), de acuerdo con los procedimientos descritos dentro de la GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS y sus anexos.

Modelo conceptual de sitio

Hasta este punto, el Modelo Conceptual del Sitio (MCS) realizado a partir de la Investigación Orientativa es preliminar pero necesario para la definición de actividades de la Investigación Detallada. Los resultados de la Investigación Detallada definirán el MCS definitivo para la evaluación de riesgo.

Se denomina MCS a una descripción espacial y temporal de la contaminación (o potencial contaminación) que se encuentra en el lugar y sus alrededores, destacando las potenciales fuentes de contaminantes, al igual que los receptores potenciales. También debe describir las

posibles vías de exposición entre las fuentes y los receptores. Un MCS robusto debe incluir tanto lo conocido como aquello que es potencial, destacando las siguientes condiciones (New South Wales Environment Protection Authority, 2020):

- Fuentes de contaminación y sustancias o compuestos de interés, incluidos los mecanismos de contaminación; por ejemplo, derrames "de arriba hacia abajo", localización de materiales de relleno, liberación debajo de la superficie, etc.
- Medios afectados, tales como suelo, sedimentos, agua subterránea, agua superficial y calidad del aire (aire interior y aire ambiente), tanto dentro como en las inmediaciones del sitio.
- Potenciales receptores humanos y ecológicos, tanto dentro como fuera del sitio.
- Potenciales vías de exposición completas, tanto dentro como fuera del sitio.

El MCS debe explicar de manera lógica la información, la evidencia y los datos existentes del área bajo estudio; el MCS debe ser, además, predictivo. En el caso en que un MCS arroje resultados predictivos deficientes, se debe hacer una revisión de la información y evidencia existente. Un MCS debe revisarse y actualizarse adecuadamente, identificando cualquier brecha de datos o falta de información.

Una vez identificados los posibles compuestos o contaminantes de interés (CI), se debe hacer un análisis teniendo en cuenta sus propiedades fisicoquímicas, tales como solubilidad en agua, volatilidad, miscibilidad y potenciales interacciones con los medios ambientales (p. ej. Adsorción sobre superficie de partículas de suelo). Esto es especialmente importante cuando se consideran contaminantes poco comunes o emergentes.

Al realizar una investigación ambiental del sitio (p. ej. Al aplicar el estándar ASTM E1527 – Evaluación Ambiental de un Sitio - Fase I), la información ambiental disponible y la información del historial del sitio deben sintetizarse en un MCS. En cada etapa posterior de la evaluación del sitio, el MCS debe perfeccionarse y actualizarse con la información y los datos obtenidos en cada etapa de la investigación. Cada refinamiento del MCS puede usarse como fuente de información para la toma de decisiones sobre las condiciones del sitio bajo estudio.

Un MCS debe identificar las incertidumbres y los vacíos de datos en relación con la contaminación y las posibles vías de exposición. Todas las hipótesis o supuestos que se utilicen dentro de los MCS deben identificarse claramente para garantizar una transparencia adecuada. Los MCS deben abordar, por lo menos, los siguientes aspectos:

- Qué tan representativos son los datos disponibles.
- Las posibles fuentes de variabilidad e incertidumbre.
- Qué tan importantes son las brechas identificadas con respecto a los objetivos y la confiabilidad de la evaluación del sitio.

Los MCS, como herramienta de presentación de la información, pueden adoptar varias formas, incluidos texto, tablas, gráficos y diagramas de flujo. También pueden tomar la forma de planos y figuras específicas del sitio, incluidas secciones transversales.

Al mismo tiempo, análisis estadísticos de datos pueden proporcionar una base cuantitativa para la toma de decisiones. Es importante recordar que la evaluación de la contaminación de

un sitio se basa en un enfoque de múltiples líneas de evidencia, que incluyen la historia del sitio, muestras de campo y datos e información geológica e hidrogeológica, entre otras. Este enfoque permite la toma de decisiones científicamente defendible con MCS sólidos que ayudan en este proceso.

INVESTIGACIÓN DETALLADA

Finalizada la etapa de Investigación Orientativa y habiendo concluido que el sitio se encuentra en condición de riesgo y requiere de tareas de complemento de esta información, se hace necesario la implementación de una etapa de Investigación Detallada en el marco del cumplimiento del mismo Auto de Requerimiento inicial.

El objetivo de esta etapa se centra en la determinación detallada de la distribución espacial de los contaminantes presentes en el lugar (delineación de plumas, fuentes y puntos críticos o "hot spots"). Al mismo tiempo, se debe obtener información suficiente para poder determinar algunos parámetros de tipo geológico e hidrogeológico del lugar, como lo son la conductividad hidráulica, nivel piezométrico del suelo y el movimiento y la dirección de flujo de aguas subterráneas (mapas de isopiezas). Así como en la investigación orientativa, esta etapa será ejecutada por el responsable sobre quien se han establecido las obligaciones en el Auto de Requerimiento, con el seguimiento y evaluación continua de los profesionales técnicos de la SDA.

Una vez surtida la etapa de Investigación Detallada, se pueden obtener dos conclusiones que estarán plasmadas en el correspondiente concepto técnico que evalúa la información presentada por el responsable:

1. El sitio se encuentra en condición de riesgo aceptable bajo las condiciones evaluadas, por lo que no requiere ninguna acción adicional. En este caso, se emitirá un pronunciamiento jurídico (Resolución) que establecerá el cumplimiento a las obligaciones del Auto de Requerimiento.
2. El sitio se encuentra en condición de riesgo inaceptable y requiere la implementación de acciones de intervención en el sitio cuyo objetivo sea la adecuada gestión del riesgo en que éste se encuentra.

A continuación, se hace una descripción breve de los procedimientos que se deben seguir para obtener la información suficiente que permita alcanzar el objetivo propuesto.

Detección de Puntos Críticos (Hot Spots)

Los puntos críticos (hot spots) se definen como zonas localizadas que se caracterizan por mostrar concentraciones de contaminantes significativamente más altas en comparación con las demás áreas investigadas o, comparativamente, con el resto del sitio.

Para delinear y cuantificar este punto crítico, se requiere la aplicación de un muestreo sistemático, destinado a detectar puntos críticos de formas y tamaños específicos, de manera que se puedan caracterizar o validar como zonas específicas y áreas de interés. La grilla o cuadrícula de muestreo se coloca a intervalos regularmente espaciados, de la misma manera que se describe en la sección de Investigación Orientativa; sin embargo, el tamaño de la cuadrícula y el patrón que debe seguirse para la caracterización del punto crítico depende de lo que ya se conoce sobre el sitio y se describe en el Modelo Conceptual del Sitio (MCS), así como de la forma y el tamaño de los puntos críticos que se quieren delinear.

Los puntos críticos (hot spots) rara vez tienen límites bien definidos. La contaminación, las capas y los tipos de material de relleno que los conforman a menudo están presentes como "bolsas" o "paquetes" heterogéneos dentro del lugar, debido tanto a las características del sitio como a los usos pasados. En consecuencia, como se mostró en la sección de Investigación Orientativa, el uso de cuadrículas de muestreo sistemático generalmente tiene como objetivo permitir la ubicación y el mapeo apropiado de las sustancias presentes dentro del sitio, proporcionar datos representativos y determinar el "valor real" de otros parámetros críticos de una distribución de contaminantes; sin embargo, esta cuadrícula no necesariamente está definida para encontrar puntos críticos (hot spots) y que sean claramente distinguibles. Es por esta razón que se hace uso de un sistema estratificado de muestreo, en donde la zona donde se sospecha la ubicación del punto crítico tenga una definición propia de densidad y distribución de puntos de muestreo.

Determinación de la cuadrícula de muestreo para detección de puntos críticos (Hot spots)

A continuación, se presenta la metodología para determinar a.) el tamaño de cuadrícula requerido para detectar puntos críticos (hot spots) de un tamaño específico; b.) el número aproximado de puntos de muestreo, en función de la forma y el tamaño del punto crítico (hot spot) y c.) el tamaño específico del punto crítico (hot spot). Tamaño Específico se refiere al tamaño mínimo que podría tener un punto crítico (hot spot), dada una probabilidad de no detección definida y un tamaño de cuadrícula específica, tamaño Específico se refiere al tamaño mínimo que podría tener un punto crítico dada una probabilidad de no detección definida y un tamaño de cuadrícula específica) (Gilbert, 1987).

Para la determinación del tamaño de cuadrícula requerido, se debe usar la expresión:

$$G = \frac{L}{k} \quad (5)$$

Para la determinación del número de puntos de muestreo, se debe usar la expresión:

$$n = \frac{A}{G^2} \quad (6)$$

Para la determinación del tamaño específico del "hotspot", se debe usar la expresión:

$$L = k \times G \quad (7)$$

Donde: G es el tamaño de la cuadrícula; es decir, la distancia entre nodos de la cuadrícula; L es el radio de un punto crítico de forma circular (para "hot spots" elipsoidales, L es la mitad del eje mayor de la elipse); k es una constante estadística, dependiente de la forma del punto crítico (hot spot) y el nivel de confianza especificado (para definición del valor numérico de "k", utilizar los nomogramas 10.3, 10.4 y 10.5 de (Gilbert, 1987)); n es el número de puntos de muestreo; A es el área del sitio o área de decisión.

Para la determinación del tamaño de cuadrícula, el ejercicio se refiere a la determinación del espaciamiento de la cuadrícula, necesario para encontrar un punto crítico (hot spot), de un tamaño y forma específica, con un nivel de confianza predefinido. El procedimiento para lograr dicho cálculo es el siguiente:

- Especifique "L", la longitud del semieje mayor del punto caliente (hot spot) mínimo que se necesite detectar. L es la mitad de la longitud del eje largo de una elipse o la longitud del radio de un círculo. Por ejemplo, L=5 m
- Especifique la forma esperada, representada por el factor "S" de la elipse, teniendo en cuenta que:

$$S = \frac{\text{longitud del eje menor de la elipse}}{\text{longitud del eje mayor de la elipse}} \quad (8)$$

Obsérvese que $0 < S \leq 1$ y que $S=1$ significa que la forma del punto crítico es circular. Si el valor de "S" no se conoce, una aproximación conservadora es considerar $S=0.5$, que resultaría en un espaciamiento menor de la cuadrícula a que se considerara un círculo. Es decir, se muestrearía con una cuadrícula más densa, para compensar por la falta de conocimiento sobre la forma del punto crítico.

- Especificar la probabilidad aceptable de NO encontrar el punto crítico ("b"). Es decir, la posibilidad de no poder determinar un punto crítico de un tamaño igual o menor al tamaño definido; por ejemplo, $b=5\%$ (Esto quiere decir que existe un 5% de probabilidades de que un "hot spot", de tamaño "L", no pueda ser "visto" por la cuadrícula que se va a determinar. Dicho de otra manera, tenemos un 95% de confianza de que, con una cuadrícula del tamaño que se va a calcular, se puede detectar un "hot spot" de tamaño "L" o mayor).

Utilizando las figuras 10.3, 10.4 o 10.5 de (Gilbert, 1987) (Para una cuadrícula cuadrada, rectangular o triangular, respectivamente), (Figuras 4-1, 4-2, 4-3) se determina el valor de "G". Estos nomogramas representan la relación que existe entre b y la razón L/G. Cada nomograma muestra la anterior relación para varios valores de "S", representados en varias curvas. Utilizando el valor definido de b se determina dónde corta éste con la curva definida para el "S" utilizado y se determina en el eje horizontal el valor de L/G. Por ejemplo, para $b=5\%$; $S=0.5$, el valor de L/G es 0.89. Ver figura No. 2-1. En estas condiciones, $G = L/0.89 \approx 5.6$ m, es decir, la cuadrícula debería formarse a una distancia entre vértices de 5.6 m.

Figura 5. Determinación de L/G , Figura 10.3

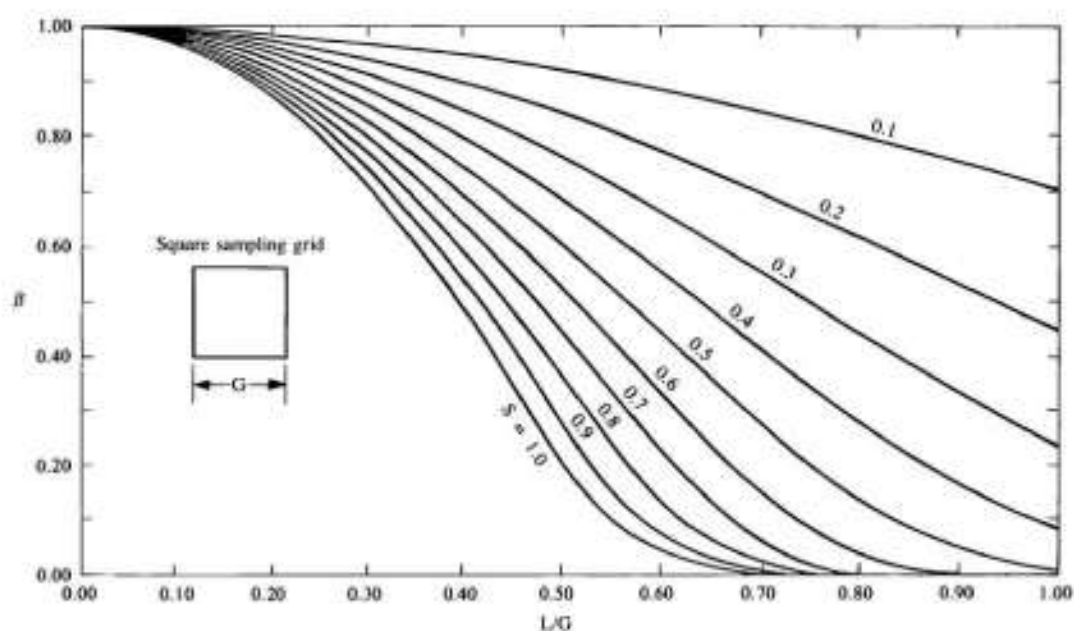


Figure 10.3 Curves relating L/G to consumer's risk, β , for different target shapes when sampling is on a square grid pattern (after Zirschky and Gilbert, 1984, Fig. 3).

Fuente: Gilbert, 1987.

Para el tercer caso, considerando una cuadrícula de 10 m ($G=10$ m), con las mismas condiciones de intervalo de confianza ($b=5\%$) y factor de forma ($S=0.5$), el tamaño mínimo del punto crítico que podría ser visto es de $G \times 0.89 = 8.9$ m.

Figura 6. Determinación de L/G

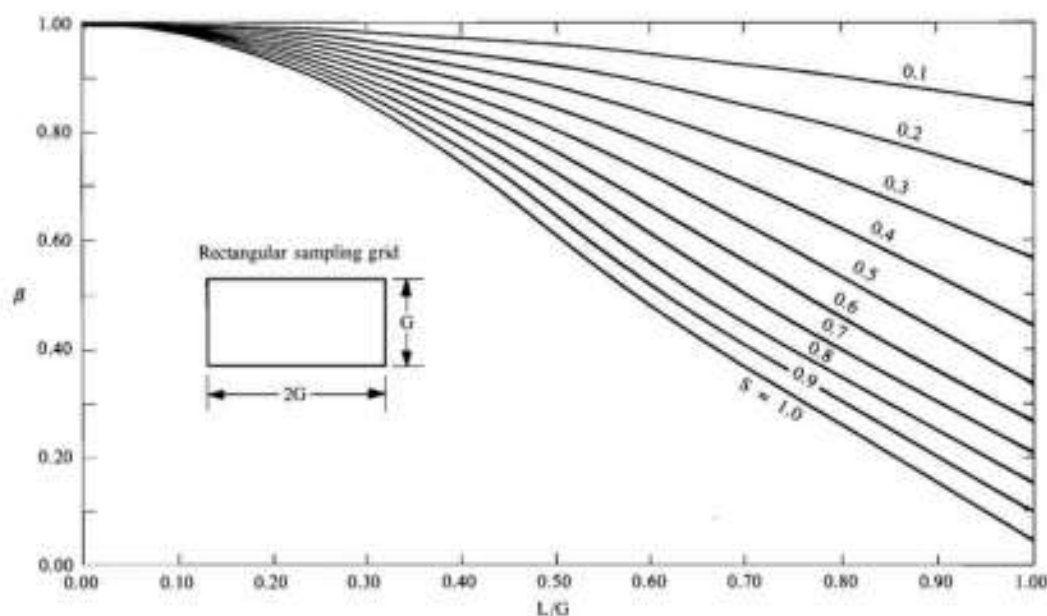


Figure 10.4 Curves relating L/G to consumer's risk, β , for different target shapes when sampling is on a rectangular grid pattern (after Zirschky and Gilbert, 1984, Fig. 5).

Fuente: Gilbert, 1987.

Figura 7. Determinación de L/G

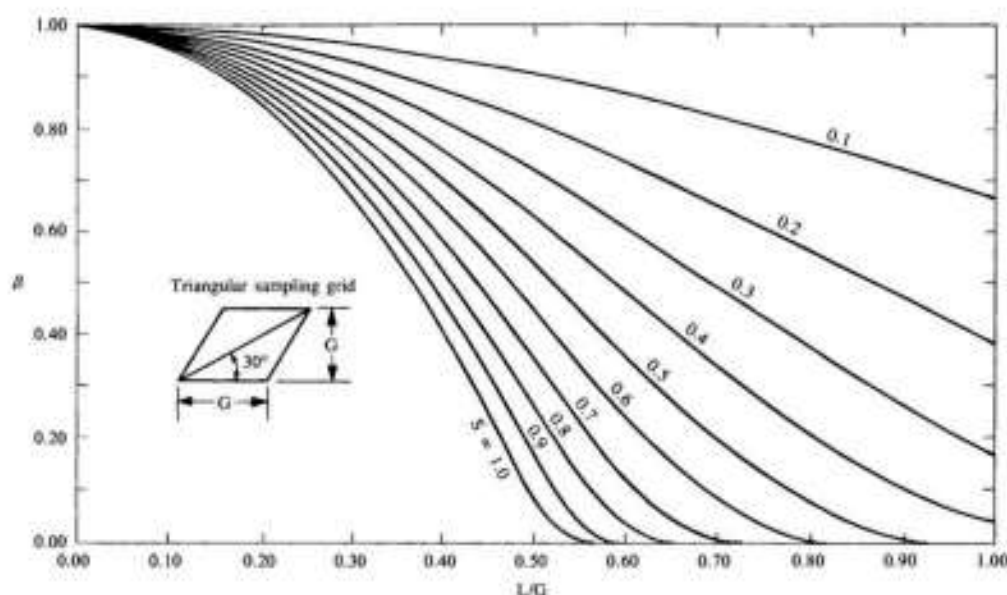


Figure 10.5 Curves relating L/G to consumer's risk, β , for different target shapes when sampling is on a triangular grid pattern (after Zirschky and Gilbert, 1984, Fig. 4).

Fuente: Gilbert, 1987.

No existe una diferencia estadística para cada uno de los patrones de distribución anteriormente descritos, siempre y cuando se hayan calculado con los mismos parámetros (b , G y S) (La diferencia radica en el valor de " L " que se obtiene del nomograma según el tipo de distribución; por ejemplo, para las condiciones discutidas, la grilla rectangular no se podría determinar, pues el valor L/G se encuentra del rango del nomograma). La escogencia del tipo de distribución dependerá de condiciones de aplicabilidad y facilidad de implementación en campo.

Interpretación de Datos

1-Interpretación Estadística de Resultados

La interpretación estadística de resultados puede clasificarse ampliamente de dos formas. La primera, conocida como estadística descriptiva, se caracteriza por hacer una descripción de la muestra; la segunda, denominada estadística inferencial, se centra en relación que existe entre la información obtenida de la muestra con las características de la "población". Al evaluar la potencial contaminación de un sitio, se utilizan estadísticas tanto descriptivas como inferenciales para caracterizar los sitios y las áreas de decisión.

Cuando se utiliza la estadística inferencial, las pruebas pueden ser paramétricas o no paramétricas. Las pruebas estadísticas paramétricas hacen suposiciones sobre los parámetros de la distribución de la población, mientras que las pruebas no paramétricas a menudo se describen como estadísticas sin distribución, porque no hacen suposiciones sobre la distribución; aunque pueden hacer suposiciones sobre los datos. Todas las pruebas estadísticas paramétricas asumen que los datos obtenidos provienen, o hacen parte, de una distribución de probabilidad, sea esta una distribución normal, log-normal, gamma o cualquier otra distribución estadística conocida.

En muchas formas de estadística inferencial se aplican dos supuestos principales, primero, que los datos provenientes de un muestreo no están sesgados y, segundo, cualquier miembro de la población tiene la misma oportunidad de ser incluido en el muestreo. En consecuencia, los datos hacen parte de una secuencia de observaciones independiente e idénticamente distribuida. Independiente significa que cada observación no está controlada por (o depende de) el valor de ninguna otra observación. En general, se puede suponer independencia para muestreos de tipo aleatorio, siempre y cuando éste esté compuesto por menos del 10% de la población. Adicionalmente, se considera que el muestreo se encuentra distribuido de forma idéntica cuando las muestras se han tomado de una población cuya media y varianza se mantiene constante a través del espacio (en el área de que se pretende describir) y durante el tiempo de recolección (en el momento en que se realiza el muestreo).

Es muy importante recordar que las pruebas estadísticas básicas solo pueden aplicarse válidamente a datos de muestreo que no tengan ningún sesgo; los datos provenientes de muestreo arbitrario o de juicio no deben usarse para pruebas estadísticas. Por esta razón, se recomienda que los datos obtenidos utilizando una combinación de enfoques de muestreo de juicio y aleatorios (probabilísticos) se recopilen y consideren por separado, y que el uso formal de técnicas estadísticas se limite únicamente a los datos de muestras probabilísticas. Esto significa que los resultados provenientes de un muestreo de juicio, por ejemplo, la validación de una excavación o la investigación de una característica contaminante, como una tubería con fugas, deben eliminarse de un conjunto de datos antes de realizar un análisis estadístico de los datos restantes.

2-Distribuciones, transformaciones y análisis de datos

Se entiende por "distribución", en el contexto de un muestreo, como la frecuencia o probabilidad de ocurrencia de los valores medidos. En procesos de evaluación de contaminación de sitios, los datos se pueden analizar utilizando métodos paramétricos (basados en algún tipo de distribución) o métodos no paramétricos en los que no se supone que la población se ajuste a una distribución de población específica. Cuando los datos de muestreo tienen una distribución normal (o más estrictamente, casi normal), log-normal o gamma, se pueden aplicar métodos paramétricos. Cuando los datos de muestreo no muestren que se ajustan a alguna de estas distribuciones, se deben utilizar métodos no paramétricos. Algunos conjuntos de datos que no demuestran tener una distribución normal pueden ser sometidos a una transformación aplicada para, esencialmente, normalizar, lo que ayuda al análisis.

- *Métodos paramétricos*

En un estudio estadístico, los parámetros de una población se estiman a partir de los valores obtenidos por un muestreo. Diferentes muestras aleatorias producirán diferentes estimaciones de cada parámetro; por ejemplo, cada muestreo producirá una estimación diferente (usando ??) de la media de la población, μ . Estas estimaciones en sí mismas tienen una distribución, conocida como distribución de muestreo. Muchos métodos estadísticos comunes se basan en el conocimiento o en las supuestas características de las distribuciones de las estimaciones de parámetros de población derivadas de un muestreo. A continuación, se hace una breve descripción de las distribuciones más comúnmente observadas en procesos de investigación de sitios.

- **Distribución Normal**

La distribución más utilizada en estadística paramétrica es la conocida como distribución normal. El teorema del límite central (TLC) dice que la distribución muestral de la media para n muestras aleatorias independientes se aproxima a la normalidad a medida que n aumenta. Esto es válido para todas las distribuciones de población con media y varianza finitas. Una característica clave de la distribución normal es que la media, la mediana y la moda son iguales.

Según el TLC, la distribución muestral de X puede aproximarse a una distribución normal cuando el tamaño de la muestra n es lo suficientemente grande (> 30), independientemente de la forma de la distribución de la población. Cuanto mayor sea el valor de n , mejor será la aproximación.

En teoría de probabilidad, el teorema del límite central (TLC) establece que, en muchos casos, cuando se suman variables aleatorias independientes, su suma normalizada tiende hacia una distribución normal, incluso cuando las variables originales, en sí mismas, no tienen una distribución normal.

Por ejemplo, supongamos un proceso de muestreo del que se obtienen muchos datos (observaciones), cada dato (u observación) fue obtenido aleatoriamente de manera que no depende de los valores de las otras observaciones. Ahora, calculemos la media aritmética de los valores observados. Si este procedimiento se realiza muchas veces, (es decir, muestreos aleatorios sobre la misma población y posterior cálculo de la media aritmética), el teorema del límite central dice que la distribución de probabilidad del valor de esos promedios (las medias calculadas) se aproximará mucho a una distribución normal.

- *Distribución log-normal*

Para poder hacer uso de distribuciones logarítmicas normales (log-normal) o exponenciales para análisis, se debe primero hacer una transformación logarítmica, tomando los valores del logaritmo natural a los valores obtenidos por el muestreo. La distribución log-normal es una distribución continua en la que el logaritmo de una variable tiene una distribución normal. Por lo tanto, si la variable aleatoria x tiene una distribución logarítmica normal, entonces $y = \ln(x)$ tiene una distribución normal. Asimismo, si y tiene una distribución normal, entonces la función exponencial de y (es decir, $x = e^y$) tiene una distribución logarítmica normal.

En las distribuciones logarítmicas normales, la media, la mediana y la moda no son iguales. La diferencia entre la media y la moda depende de la asimetría de la población, mientras que la mediana es independiente de la asimetría.

- *Distribución gamma*

La distribución gamma ofrece una mayor flexibilidad en términos de ajuste de datos que las distribuciones normal y logarítmica normal (log-normal). Para el caso de investigaciones de sitios, al utilizar la distribución gamma los datos de concentración de contaminantes sufren una transformación de orden de rango mediante la cual se clasifican en orden ascendente y se

convierten en una lista clasificada de enteros (Es decir, las concentraciones se ordenan de mayor a menor y se definen ciertos rangos. Luego se determina el número de muestras que caen en cada rango, número entero). Este proceso de transformación elimina los efectos de escala en las concentraciones de contaminantes que se encuentran comúnmente en los conjuntos de datos de contaminación del sitio y, por lo tanto, reduce el efecto de las grandes diferencias entre los resultados de un conjunto de datos.

Este tipo de distribución es útil para la evaluación de sitios contaminados debido a la relación que existe con las distribuciones exponencial y normal. La distribución gamma es una familia de distribuciones continuas de probabilidad de dos parámetros. La distribución exponencial y la distribución chi-cuadrado son casos especiales de la distribución gamma. Existen tres (3) formas comúnmente utilizadas de parametrización de la distribución gamma:

- Definiendo un parámetro de forma k y un parámetro de escala θ
- Definiendo un parámetro de forma $\alpha = k$ y un parámetro de escala inversa $\beta = 1/\theta$, denominado parámetro de tasa
- Definiendo un parámetro de forma k y un parámetro medio $\mu = k\theta = \alpha/\beta$.

En cada una de estas tres formas, ambos parámetros son números reales positivos y controlan la forma y el sesgo de la distribución.

Cuando se realice el análisis estadístico de los datos y se utilice cualquiera de las anteriores distribuciones para evaluar los datos de contaminación de un sitio, se debe tener en cuenta las limitaciones asociadas a cada distribución, ya que éstas determinan qué tan acertada puede ser la interpretación de la condición real que se pretende describir.

Generalmente los datos obtenidos de sitios contaminados (valores de las concentraciones en las muestras) rara vez se distribuyen de forma normal, teniendo en cuenta el tipo de procesos que conducen a la contaminación del sitio.

Cuando la media, la mediana y la moda no son iguales, o el coeficiente de varianza (CV) es $> 0,5$, se debe considerar detenidamente el utilizar la distribución normal para el análisis. Del mismo modo, se debe tener mucho cuidado al aplicar la distribución logarítmica normal, ya que los datos de los muestreos de sitios contaminados a menudo no tienen una distribución logarítmica normal. La aplicación de cualquiera de las distribuciones debe verificarse probando que los datos tengan una distribución aproximadamente normal o una distribución normal después de aplicar la transformación logarítmica. La pertenencia de los datos a cualquier distribución se puede probar, por ejemplo, mediante el uso de paquetes de software estadístico para construir gráficas cuantiles-cuantiles (Q-Q), que grafican los cuantiles del conjunto de datos contra los cuantiles de una distribución de probabilidad específica.

En general, si se observa un sesgo importante en los datos obtenidos, se recomienda que estos se evalúen utilizando una distribución gamma en lugar de una distribución logarítmica normal, ya que esto produce resultados más confiables. Una transformación logarítmica normal disfraza el efecto de valores altos que pueden no representar valores de fondo y exagera la desviación estándar aparente de la distribución logarítmica normal modelada. Esto aumenta el riesgo de tomar una decisión incorrecta en relación con la distribución de la población y los parámetros estadísticos asociados. Por lo tanto, para evaluar conjuntos de dato

sesgados, se debe usar la distribución gamma al realizar análisis paramétricos, particularmente si el tamaño de la muestra es inferior a 20 y/o contiene valores atípicos (outliers). Debido a la flexibilidad de la función gamma para adaptarse a una amplia gama de distribuciones simétricas y asimétricas (sesgadas), puede representar conjuntos de datos con distribución logarítmica normal sin el riesgo de enmascarar los efectos de valores atípicos.

Cuando los datos están muy sesgados por valores extremos o una cantidad significativa de valores "no detectados", puede ser difícil determinar una distribución adecuada para el análisis paramétrico. En tales casos, los métodos no paramétricos (como la aplicación de la Desigualdad de Chevyshev) pueden dar resultados más fiables.

La Desigualdad de Chevyshev especifica que, para todas las distribuciones con media y varianza finitas, no más de una cierta fracción de valores puede estar a más de una cierta distancia de la media. Es decir, no más de $1/k^2$ de los valores de la distribución pueden estar a más de k desviaciones estándar de la media con un 100 % de certeza. Cuando se aplica a conjuntos de datos asociados a la evaluación de contaminación de un sitio, el método Chebyshev ofrece una opción para determinar parámetros estadísticos, en particular la media, para conjuntos de datos muy sesgados o que contienen valores atípicos (outliers) significativos.

- *Prueba de hipótesis*

La prueba de significancia de la hipótesis nula (NHST, de su sigla en inglés), es un método de inferencia estadística que se utiliza para determinar si una hipótesis nula (H_0) debe rechazarse en favor de una hipótesis alternativa (H_A), en un nivel de confianza específico. En el caso de análisis de contaminación de un sitio, la hipótesis nula (H_0) es que el sitio o área de estudio no es adecuado para el uso especificado, es decir, que el sitio o área de estudio está contaminado.

La prueba de hipótesis se lleva a cabo sobre la base de que H_0 puede rechazarse cuando hay pruebas convincentes de lo contrario; es decir, que los hallazgos son incompatibles con que H_0 sea cierto, en cuyo caso se acepta que H_A es más probable. Alternativamente, H_0 puede no ser rechazada. Es importante destacar que esto no significa necesariamente que H_0 sea cierto, sino que no hay pruebas suficientes para rechazar que el sitio esté contaminado.

Ahora bien, como nunca se puede estar "seguro" acerca de una respuesta derivada del análisis de datos de un muestreo, se debe especificar la incertidumbre para que un enunciado estadístico tenga significado. En estadística, la incertidumbre se conoce técnicamente como nivel o Intervalo de confianza. La probabilidad de rechazar H_0 incorrectamente se denota por la letra α (alfa) y tiene una magnitud entre 0 y 1. La probabilidad de aceptar H_0 incorrectamente se denota por la letra β (beta), cuyo intervalo también se encuentra entre 0 y 1. Por ejemplo, si una declaración estadística particular se cita con un nivel de confianza del 95%, ($\alpha = 0,05$), esto implica que al menos 95 de 100 repeticiones del muestreo aceptarán correctamente una H_0 verdadera. Una potencia estadística del 80% ($\beta = 0,2$) significa un 80% de posibilidades de rechazar correctamente una H_0 falsa.

En el contexto de la investigación de sitios contaminados, el riesgo α se define como el riesgo de decidir que el sitio o área bajo estudio es adecuado para el uso propuesto cuando en realidad no lo es, y el nivel de confianza es siempre igual a $1 - \alpha$.

- Las probabilidades generalmente utilizadas en la evaluación de la contaminación del sitio son $\alpha = 0,05$ y $\beta = 0,2$, o un nivel de confianza del 95 % y una potencia estadística del 80 %, aunque se pueden utilizar probabilidades más altas, como $\alpha = 0,01$ y $\beta = 0,1$, o un nivel de confianza del 99 % y una potencia estadística del 90%.
- La forma más común de prueba de hipótesis es para poblaciones distribuidas casi normalmente. Para este caso, las medias poblacionales estimadas se prueban mediante la prueba t de Student (t-test), que se usa para probar las diferencias en las medias poblacionales. Esta prueba se puede realizar como:
- Prueba t de una muestra, para probar si la media de una sola población es diferente de un valor objetivo, por ejemplo, un nivel de referencia (IGBR)
- Prueba t de dos muestras, para comparar las medias de dos grupos, como pueden ser datos del sitio vs. datos de fondo
- Prueba t de muestras pareadas, para comparar las medias del mismo grupo en diferentes momentos, por ejemplo, antes y después de una remediación.

Cuando se obtienen valores de “no detectado” dentro del muestreo, se requiere la utilización de metodologías especiales para estimar la media y la varianza.

- *Intervalos de confianza y límite superior de confiabilidad*

El intervalo de confianza es un intervalo utilizado para estimar un parámetro de población a partir de los datos recuperados durante un muestreo. El intervalo de confianza (IC) se compone de dos partes: en primer lugar, un intervalo calculado a partir de los datos y, en segundo lugar, un nivel de confianza asociado con el intervalo.

El intervalo de confianza (IC) generalmente se expresa como una estimación puntual, generalmente la media, más y menos ($\pm$) el margen de error. Debido a que los intervalos de confianza se expresan de esta forma, se determinan usando intervalos bilaterales para los valores críticos de t (dos colas):

$$IC = \bar{X} \pm t_{\alpha} \left(\frac{S^2}{n} \right)^{1/2} \quad (9)$$

Donde:

X es el promedio de los valores obtenidos por el muestreo (media); t_{α} es el valor de la distribución t para un error admisible; S^2 es la varianza de los datos de la muestra y n es el número de muestras obtenidas.

El límite de confianza superior (UCL, de su sigla en inglés) es el componente superior del intervalo de confianza y, por lo tanto, se determinan utilizando el intervalo unilateral para los valores críticos de t (una cola).

Las pruebas de hipótesis y los intervalos de confianza están relacionados, ya que se determinan usando variaciones de la misma fórmula y, a menudo, se puede usar un intervalo de confianza para probar una hipótesis, lo que hace innecesario realizar la prueba de hipótesis completa.

Al evaluar la contaminación del sitio, generalmente solo se requiere una decisión sobre si el parámetro de población estimado excede el criterio o el nivel de acción, por lo que los UCL pueden usarse por sí mismos como una forma de prueba de hipótesis.

3-Interpretación Gráfica de Resultados

- *Construcción de líneas de contorno (isoconcentración), Método de interpolación lineal*

Una vez realizado el proceso de muestreo y recibidos los resultados del análisis de laboratorio, se debe utilizar esta información para la determinación de la distribución del(los) contaminante(s) o compuesto(s) de Interés (CI) en el sitio.

Se puede hacer una representación gráfica (en planos o esquemas) de los resultados obtenidos. Una de las formas más comunes de representación es la generación de contornos de isoconcentración a través de la construcción de líneas de isoconcentración. Una línea de isoconcentración marca la localización, en el terreno, de todos aquellos puntos que tendrían el mismo valor de concentración. Como las líneas de concentración siempre marcan contornos, esto significa que estas líneas cumplen con ciertas propiedades especiales: como regla general, las líneas de isoconcentración son líneas cerradas (cuando una línea de isoconcentración no se "cierra" es que la escala a la que estamos observándola es muy pequeña o la extensión de terreno es muy limitada) y no es posible que dos líneas de isoconcentración se crucen o intercepten. A consecuencia de esto, las líneas de isoconcentración siempre generan patrones concéntricos.

Para explicar el procedimiento de construcción de estos contornos, se presenta el siguiente ejemplo, (ejemplo 1), a manera ilustrativa.

Supongamos un sitio de forma cuadrada de dimensiones 200 m x 200 m, con una grilla o cuadrícula de muestreo de 20 m de lado. En esas condiciones, de acuerdo con lo descrito en la Tabla 4 1, se requerirían 10 puntos de muestreo, repartidos de forma aleatoria dentro del terreno. La Figura 4 4 muestra la distribución de los puntos de muestreo de acuerdo con la descripción anterior.

Figura 8. Distribución de Puntos de Muestreo, Ejemplo 1. Fuente: Elaboración Propia.



Supongamos, también, que los resultados del análisis de laboratorio de las muestras tomadas a 1.5 m de profundidad arrojó los siguientes valores:

Tabla 4. Resultados Analíticos, Ejemplo 1

Punto de Muestreo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Concentración Reportada (mg/kg)	N.D.	N.D.	N.D.	80	120	30	30	60	20	10

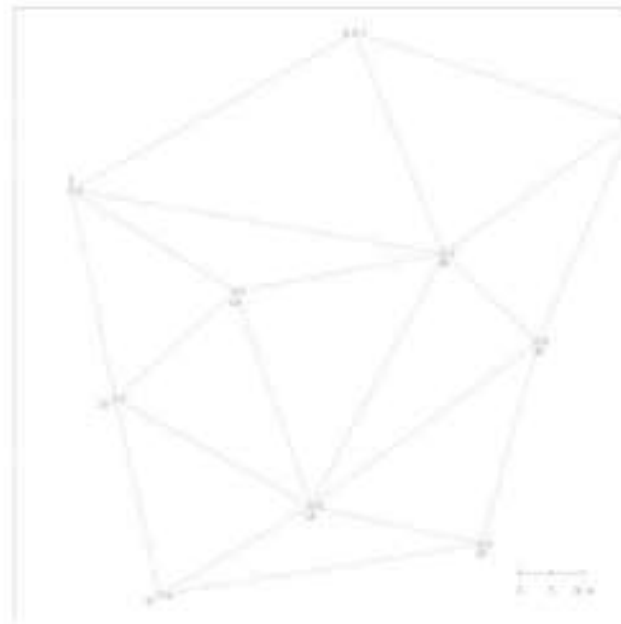
Se debe proceder, entonces, a transcribir esta información de concentración a la localización espacial de cada punto, como se muestra en la Figura 4 5.

Figura 9. Distribución de concentraciones, Ejemplo 1. Fuente: Elaboración Propia



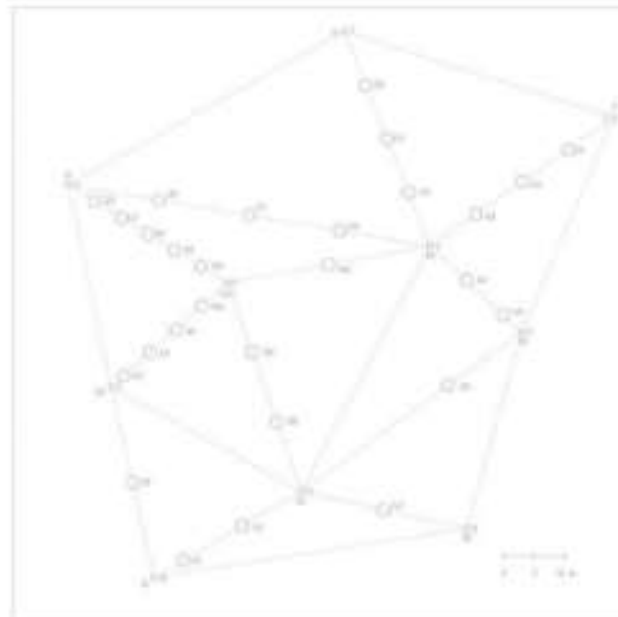
Una vez transcrita la información de concentración a su correspondiente localización espacial, se procede a hacer una construcción auxiliar, uniendo los puntos de muestreo a través de líneas rectas, formando una retícula triangular, como se muestra en la Figura 4 6.

Figura 10. Grilla triangular, Ejemplo 1



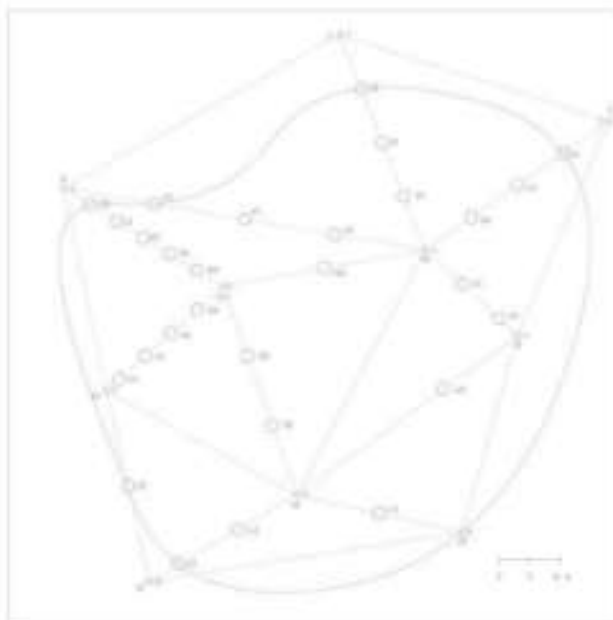
Una vez realizada la retícula, sobre cada una de las líneas que unen dos puntos, se procede a la interpolación lineal de valores de concentración. La interpolación debe tomar en cuenta la distancia que existe entre los puntos y considerar que la diferencia en concentración entre ellos se reparte de forma lineal; es decir, si tomamos, por ejemplo, los puntos 8 y 10, estos se encuentran a una distancia de 27,35 m y tienen una diferencia de concentración de 50 mg/kg. Esto quiere decir que la concentración entre estos dos puntos varía a una tasa aproximada de 1.83 mg/kg por cada metro de distancia. Con esta razón de cambio definida, se deben ubicar, sobre la línea, los puntos donde la concentración tomaría algún valor redondo (p. ej. 20 mg/kg y 40 mg/kg). Este mismo procedimiento se debe seguir para todas las líneas de la retícula, marcando los mismos valores de concentración en cada una de ellas, como se muestra en la Figura 4 7.

Figura 11. Ubicación de los puntos de interpolación, Ejemplo 1



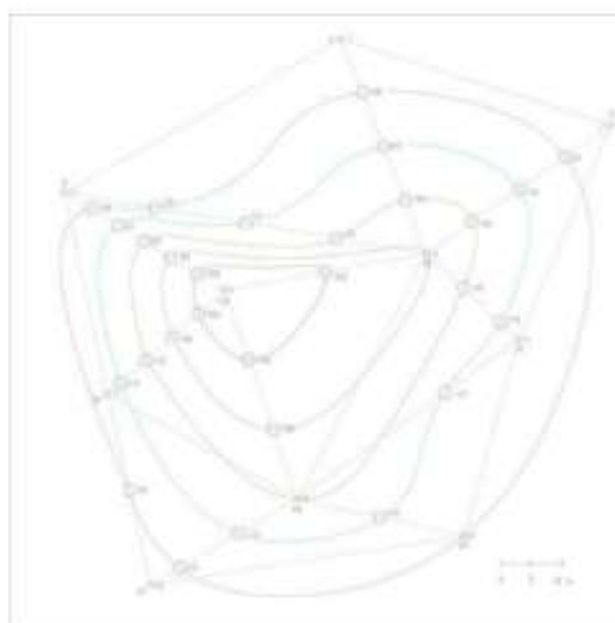
Una vez terminada de hacer la ubicación de los puntos de interpolación en las líneas de unión, se procede con la delineación de las líneas de isoconcentración. Para dibujar la línea de isoconcentración, se deben unir todos los puntos que marquen la misma concentración en el diagrama que venimos desarrollando. De esta manera, por ejemplo, la Figura 4 8 muestra la línea de isoconcentración correspondiente a 20 mg/kg.

Figura 12. Contorno de Isoconcentración 20 mg/kg, Ejemplo 1



Siguiendo el mismo procedimiento, se deben dibujar los demás contornos de las líneas correspondientes a las concentraciones de 40, 60, 80 y 100 mg/kg. Una vez se tengan estos contornos establecidos, se puede visualizar la distribución de concentración del contaminante dentro del terreno bajo estudio. El área que encierra cada línea representa la extensión de suelo que se encuentra afectado por el contaminante en concentraciones mayores a la que la línea indica; es decir, por ejemplo, todo el suelo que se encuentra por “dentro” de la línea 80 mg/kg tiene una concentración mayor a 80 mg/kg. La Figura 4 9 muestra el ejercicio del ejemplo 1 con todas las líneas de isoconcentración representadas.

Figura 13. Contornos de Isoconcentración, Ejemplo 1.



El kriging

Kriging es un procedimiento geoestadístico avanzado que genera una superficie estimada a partir de un conjunto de puntos dispersados con valores z . A diferencia de otros métodos de interpolación del conjunto de herramientas Interpolación, utilizar la herramienta Kriging de forma efectiva implica una investigación interactiva del comportamiento espacial del fenómeno representado por los valores z antes de seleccionar el mejor método de estimación para generar la superficie de salida.

Kriging presupone que la distancia o la dirección entre los puntos de muestra reflejan una correlación espacial que puede utilizarse para explicar la variación en la superficie. La herramienta Kriging ajusta una función matemática a un número específico de puntos o a todos los puntos dentro de un radio especificado, para determinar el valor de salida para cada ubicación. Kriging es un proceso que tiene varios pasos, entre los que se incluyen, el análisis estadístico exploratorio de los datos, el modelado de variogramas, la creación de la superficie y (opcionalmente) la exploración de la superficie de varianza. Este método es más adecuado cuando se sabe que hay una influencia direccional o de la distancia correlacionada espacialmente en los datos. Se utiliza a menudo en la ciencia del suelo y la geología.

- La fórmula de kriging

El método kriging es similar al de IDW (Interpolación con la Distancia Inversa Ponderada) en que pondera los valores medidos circundantes para calcular una predicción de una ubicación sin mediciones. La fórmula general para ambos interpoladores se forma como una suma ponderada de los datos:

$$\hat{Z}(S_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i * Z(S_i) \quad (10)$$

Donde: $Z(s_i)$ = el valor medido en la ubicación n.º i ; λ_i = un peso desconocido para el valor medido en la ubicación n.º i ; s_0 = la ubicación de la predicción ; N = el número de valores medidos

En IDW, el peso, λ_i , depende solamente de la distancia a la ubicación de la predicción. Sin embargo, con el método kriging, las ponderaciones están basadas no sólo en la distancia entre los puntos medidos y la ubicación de la predicción, sino también en la disposición espacial general de los puntos medidos. Para utilizar la disposición espacial en las ponderaciones, la correlación espacial debe estar cuantificada. Por tanto, en kriging ordinario, el peso, λ_i , depende de un modelo ajustado a los puntos medidos, la distancia a la ubicación de la predicción y las relaciones espaciales entre los valores medidos alrededor de la ubicación de la predicción. En las siguientes secciones se describe cómo se utiliza la fórmula general de kriging para crear un mapa de la superficie de predicción y un mapa de la precisión de las predicciones.

- Crear un mapa de la superficie de predicción con el método kriging

Para llevar a cabo una predicción con el método de interpolación de kriging, es necesario realizar dos tareas:

- Descubrir las reglas de dependencia.
- Realizar las predicciones.

A fin de completar estas dos tareas, kriging atraviesa un proceso de dos pasos:

1. Crea los variogramas y las funciones de covarianza para calcular los valores de dependencia estadística (denominada autocorrelación espacial) que dependen del modelo de autocorrelación (ajustar un modelo).
2. Prevé los valores desconocidos (hacer una predicción).

Es a causa de estas dos tareas diferenciadas que se ha dicho que el kriging utiliza los datos dos veces: la primera vez para estimar la autocorrelación espacial de los datos y la segunda para hacer predicciones.

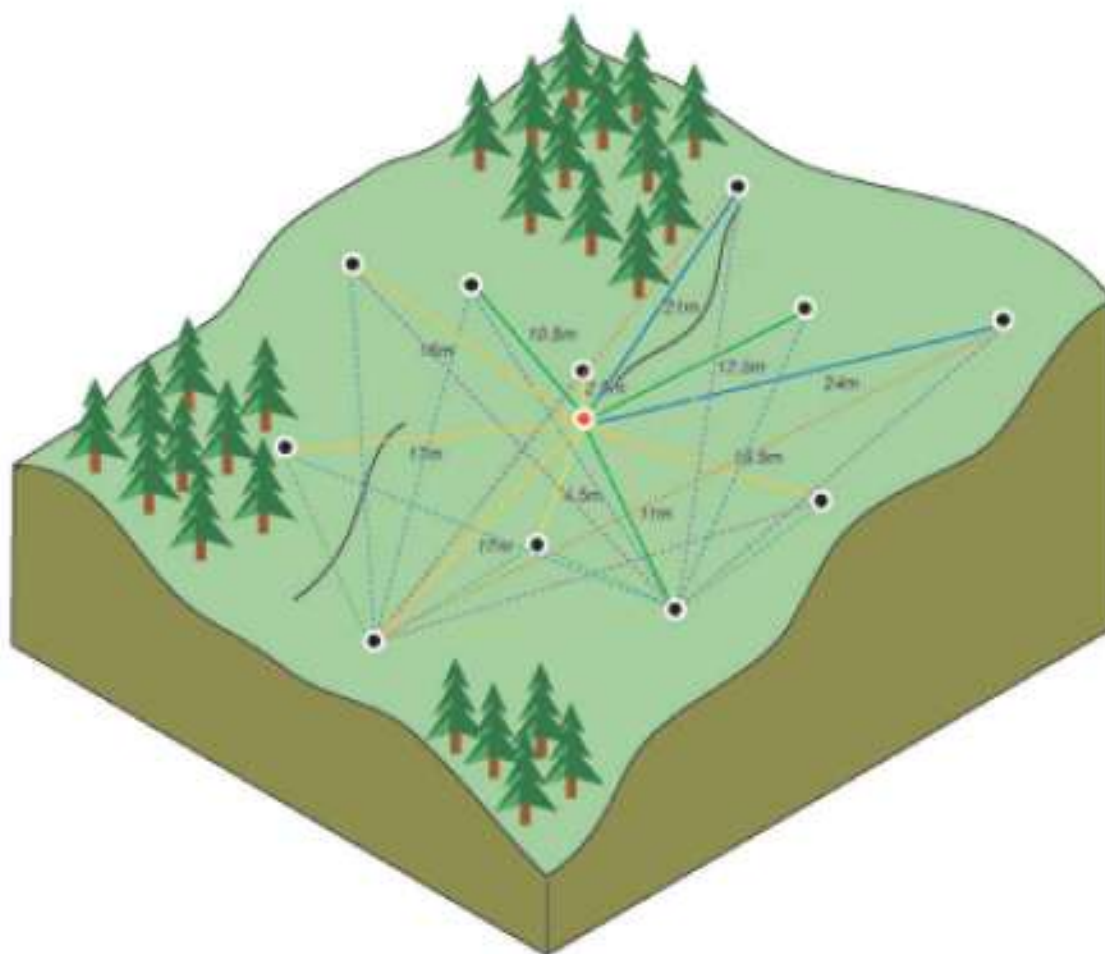
- Variografía

El ajuste de un modelo, o modelado espacial, también se conoce como análisis estructural o variografía. En el modelado espacial de la estructura de los puntos medidos, puede comenzar con un gráfico del semivariograma empírico, computado con la siguiente ecuación para todos los pares de ubicaciones separados por una distancia h :

$$\text{Semivariograma } (Distancia_h) = 0.5 * \text{promedio}((valor_i - valor_j)^2) \quad (11)$$

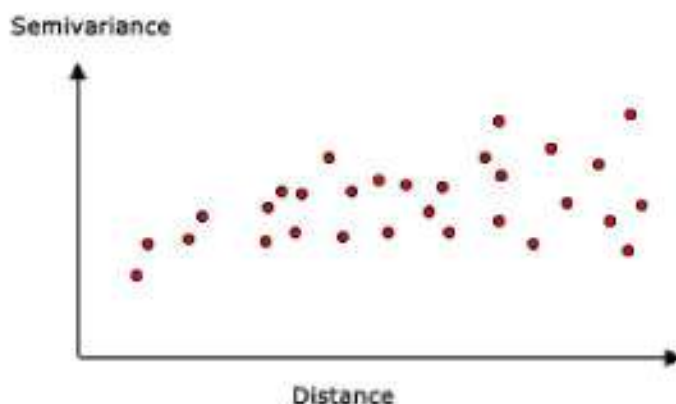
La fórmula implica calcular la diferencia cuadrada entre los valores de las ubicaciones asociadas. En la Figura a continuación se muestra la asociación de un punto (en color rojo) con todas las demás ubicaciones medidas. Este proceso continúa con cada punto medido.

Figura 14. Cálculo de la diferencia cuadrada entre las ubicaciones asociadas



A menudo, cada par de ubicaciones tiene una distancia única y suele haber varios pares de puntos. La diagramación de todos los pares rápidamente se vuelve imposible de administrar. En lugar de diagramar cada par, los pares se agrupan en bins de intervalo. Por ejemplo, calcule la semivarianza promedio de todos los pares de puntos que están a más de 40 metros de distancia, pero a menos de 50 metros. El semivariograma empírico es un gráfico de los valores de semivariograma promediados en el eje Y, y la distancia (o intervalo) en el eje X (consulte el diagrama a continuación).

Figura 15. Ejemplo de gráfico de semivariograma empírico



La autocorrelación espacial cuantifica un principio básico de la geografía: las cosas más cercanas son más parecidas que las cosas más separadas entre sí. Entonces, los pares de ubicaciones que están más cerca (extremo izquierdo del eje X de la nube de semivariograma) deberían tener valores más similares (parte inferior en el eje Y de la nube de semivariograma). A medida que los pares de ubicaciones estén más separados entre sí (hacia la derecha en el eje X de la nube de semivariograma), deberían ser más distintos y tener una diferencia cuadrada más grande (hacia arriba en el eje Y de la nube de semivariograma).

- Modelos de semivariograma

La herramienta Kriging proporciona las siguientes funciones entre las que se puede escoger para modelar el semivariograma empírico:

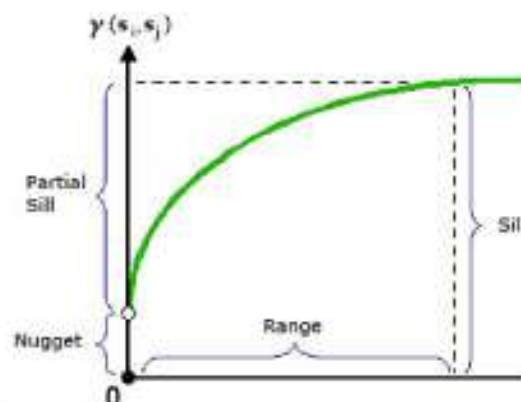
- Circular
- Esférico
- Exponencial
- Gaussiano
- Lineal
- Comprender un semivariograma: rango, meseta y nugget

Como se indicó previamente, el semivariograma muestra la autocorrelación espacial de los puntos de muestra medidos. Tal como lo expresa un principio básico de la geografía (las cosas más cercanas son más parecidas), los puntos medidos que están cerca por lo general tendrán una diferencia cuadrada menor que la de aquellos que están más distanciados. Una vez diagramados todos los pares de ubicaciones después de haber sido colocados en un bin, se ajusta un modelo para estas ubicaciones. El rango, la meseta y el nugget se utilizan, generalmente, para describir estos modelos.

- Rango y meseta

Al observar el modelo de un semivariograma, notará que, a una determinada distancia, el modelo se nivela. La distancia a la que el modelo comienza a aplanarse se denomina rango. Las ubicaciones de muestra separadas por distancias más cortas que el rango están autocorrelacionadas espacialmente, mientras que las ubicaciones que están más alejadas que el rango, no lo están.

Figura 16. componentes de rango, meseta y nugget



El valor en el cual el modelo de semivariograma alcanza el rango (el valor en el eje Y) se denomina meseta. Una meseta parcial es la meseta menos el nugget. El nugget se describe en la siguiente sección ver la Figura 4 12.

- Nugget

Teóricamente, a una distancia de separación de cero (por ejemplo, intervalo = 0), el valor del semivariograma es 0. Sin embargo, a una distancia de separación infinitamente pequeña, el semivariograma muestra con frecuencia un efecto nugget, que es un valor mayor que 0. Si el modelo de semivariograma intercepta el eje y en 2, el nugget es de 2.

El efecto nugget puede atribuirse a errores de medición o a fuentes espaciales de variación a distancias que son menores que el intervalo de muestreo (o a ambas cosas). Los errores de medición ocurren debido al error inherente a los dispositivos de medición. Los fenómenos naturales pueden variar espacialmente en un rango de escalas. La variación a microescalas más pequeñas que las distancias de muestreo aparecerán como parte del efecto nugget. Antes de recopilar datos, es importante lograr comprender las escalas de variación espacial en las que está interesado.

- Los metodos kriging

Existen dos métodos de kriging: ordinario y universal. El kriging ordinario es el más general y utilizado de los métodos kriging y es el predeterminado. Presupone que el valor medio constante es desconocido. Esa es una presuposición razonable a menos que haya una razón científica para rechazarla.

El kriging universal presupone que hay una tendencia de invalidación en los datos, por ejemplo, un viento prevaleciente, y puede modelarse a través de la función determinística polinómica. Esta función polinómica se resta de los puntos medidos originalmente y la autocorrelación se modela a partir de los errores aleatorios. Una vez que el modelo se ajusta a los errores aleatorios y antes de realizar una predicción, se vuelve a sumar la función polinómica a las predicciones para obtener resultados significativos. El kriging universal sólo se debe utilizar si se conoce una tendencia en los datos y se puede dar una justificación científica para describirla.

- Gráficos de semivariograma

Kriging es un procedimiento complejo que requiere de un mayor conocimiento sobre las estadísticas espaciales que lo que se puede abarcar en este tema. Antes de utilizar este método, debe comprender profundamente sus principios básicos y evaluar la adecuación de sus datos para realizar un modelo con esta técnica. Si no comprende bien este procedimiento, se recomienda que repase algunas de las referencias enumeradas al pie de este tema.

Kriging se basa en una teoría de variables regionalizadas que presupone que la variación espacial en el fenómeno representado por los valores z es estadísticamente homogénea a lo largo de toda la superficie (por ej., se puede observar el mismo patrón de variación en todas las ubicaciones sobre la superficie). Esta hipótesis de homogeneidad espacial es fundamental para la teoría de variables regionalizadas.

- Modelos matemáticos

A continuación, se presentan las formas generales y las ecuaciones de los modelos matemáticos utilizados para describir la semivarianza.

Figura 17. modelo de semivarianza esférica

$$\begin{cases} Y(h) = C_0 + C \left(\frac{3a}{2a} - \frac{1}{2} \left(\frac{h^3}{a^3} \right) \right) & 0 < h \leq a \\ Y(h) = C_0 + C & h > a \\ Y(h) = 0 & h = 0 \end{cases}$$

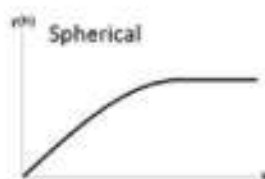


Figura 18. modelo de semivarianza circular

$$\begin{cases} Y(h) = C_0 + \frac{3a}{\pi} \left(\frac{h}{a} \sqrt{1 - \left(\frac{h^3}{a^3} \right)} + \arcsin \frac{1}{2} \left(\frac{h}{a} \right) \right) & 0 < h \leq a \\ Y(h) = C_0 + C & h > a \\ Y(h) = 0 & h = 0 \end{cases}$$

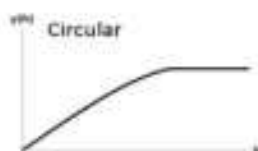


Figura 19. modelo de semivarianza exponencial

$$\begin{cases} Y(h) = C_0 + C \left(1 - e^{(-h/a)} \right) & 0 < h \leq a \\ Y(h) = 0 & h = 0 \end{cases}$$

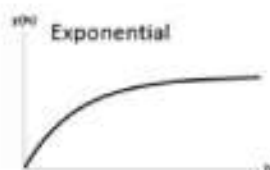


Figura 20. modelo de semivarianza gaussiana

$$\begin{cases} Y(h) = C_0 + C \left(1 - e^{\left(\frac{-h^2}{a^2} \right)} \right) & 0 < h \leq a \\ Y(h) = 0 & h = 0 \end{cases}$$

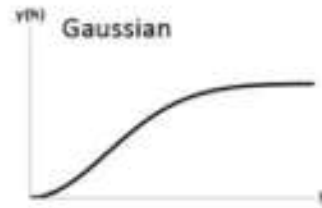
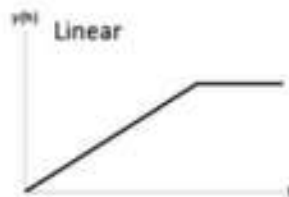


Figura 21. Modelo de semivarianza lineal

$$\begin{cases} Y(h) = C_0 + C \left(\frac{h^3}{a^3} \right) & 0 < h \leq a \\ Y(h) = C_0 + C & h > a \\ Y(h) = 0 & h = 0 \end{cases}$$

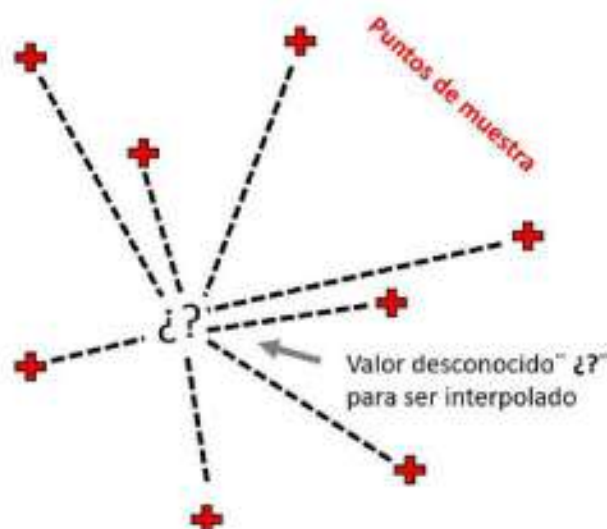


- Método de Inverso de la Distancia IDW

La interpolación por inverso de la distancia (IDW – Inverse Distance Weighting) es uno de los métodos más comunes de estimación. Con este método, el valor asignado a la estimación es un promedio ponderado de todos los puntos de datos dentro del elipsoide (3D) o elipse (2D) de búsqueda distribuidos direccionalmente. El valor de cada uno de los datos se pondera de acuerdo con el inverso de su distancia al punto o nodo de interpolación. 19

En el método de interpolación IDW, los puntos de muestreo se ponderan durante la interpolación de tal manera que la influencia de un punto en relación con otros disminuye con la distancia desde el punto desconocido que se desea crear, ver la Figura 4.

Figura 22. Interpolación Distancia Inversa Ponderada basada en la distancia del punto de muestra ponderada



Fuente: adaptado de Mitas, L., Mitasova, H. (1999).

La ponderación es asignada a los puntos de muestreo mediante la utilización de un coeficiente de ponderación que controla cómo la influencia de la ponderación decae mientras la distancia hacia el punto nuevo se incrementa. Mientras más grande sea el coeficiente de ponderación menor será el efecto que los puntos tendrán si están lejos del punto desconocido durante el proceso de interpolación. Conforme el coeficiente se incrementa, el valor de los puntos desconocidos se aproxima al valor del punto de observación más cercano.

Es importante hacer notar que el método de interpolación IDW también tiene algunas desventajas: La calidad del resultado de interpolación puede disminuir si la distribución de los puntos de datos de la muestra es desigual. Además, los valores máximos y mínimos en la superficie interpolada pueden ocurrir únicamente en los puntos de datos de la muestra. Esto a menudo resulta en pequeños picos y pozos alrededor de los puntos de datos de la muestra.

La fórmula general que define la IDW es:

$$\hat{z}_j = \sum_{i=1}^n K_{ij} * Z_i \quad (12)$$

Donde $\hat{z}_j$ es el valor estimado para el punto j ; n es el número de puntos usados en la interpolación; z_i el valor en el punto i -ésimo y k_{ij} el peso asociado al dato i en el cálculo del nodo j . Los pesos k varían entre 0 y 1 para cada dato y la suma total de ellos es la unidad.

Para establecer una función de proporcionalidad entre el peso y la distancia, la fórmula general queda como sigue:

$$\hat{z}_j = \frac{\sum_i \frac{z_i}{d_{ij}^p}}{\sum_i \frac{1}{d_{ij}^p}} \quad (13)$$

Donde $KQ = 1/d_{ij}^b$ y b es un exponente de ponderación que controla la forma en la que el peso disminuye con la distancia.

Comparado con otros métodos, especialmente con el kriging, el método IDW es más simple de programar y no requiere de pre-modelado o supuestos subjetivos al seleccionar un modelo de semivariograma. Además, el método IDW es aplicable a conjuntos de datos de tamaño pequeño para los cuales los modelos de semivariogramas son muy difíciles de ajustar, y es lo suficientemente flexible como para modelar las variables con una tendencia o anisotropía presente.

- Otros métodos de interpolación

Aunque el Kriging y el IDW, son los métodos de interpolación más usados existen otros métodos de interpolación, como el spline, Splines con Tensión Regularizados (RST por sus siglas en inglés), Red Irregular Triangulada (TIN por sus siglas en inglés), aplicables también en sistemas de referencia geográficos (SIG) los que pueden ser útiles según el alcance y el nivel de complejidad matemática y distribución espacial que se desee resolver.

- Visualización de los datos interpolados

La interpolación puede ser elaborado en programas específicos, dentro de los cuales se tienen el ArcMap, QGis, Surfer, Modflow, etc. Que ya establecen dentro de sus funciones o herramientas la generación de interpolación para cualquiera de los métodos mencionados, también se pueden ejecutar a partir de códigos de programación en plataformas como Python, R-Studio, Matlab, entre otros, en general cualquier programa que ejecute procesamiento de datos espacializados.

Litología y Datos Hidrogeológicos

Además de la información de concentración de sustancias en suelo, obtenida a través del muestreo, es necesario contar con información que describa geológicamente el suelo dónde se está tomando la muestra.

Se define como litología del suelo a la descripción de las características físicas de un suelo; es decir, el tamaño y la composición del grano, color, clasificación de suelo y, en algunos casos, se podría incluir una interpretación de cómo se formó la unidad. Litologías de suelos se pueden referir a, entre otras, depósitos lacustres, costeros, fluviales, eólicos, glaciales, volcánicos recientes y por tamaños de partícula se encuentran las clasificaciones principales tales como gravas, arenas limos y arcillas (y las combinaciones que existen entre ellas, por ejemplo, arena limosa).

La siguiente Figura muestra, de manera esquemática, la representación gráfica de una columna estratigráfica.

Figura 23. Esquema de columna Litológica estratigráfica



En la descripción litológica se debe incluir, además de la identificación del tipo de material que compone cada capa, el espesor de esta y la secuencia, en profundidad, que se va observando a medida que se va progresando en la exploración, hasta llegar a la profundidad máxima de exploración. Adicionalmente, se debe hacer un registro de cualquier característica particular que pueda ser observada durante el proceso, tales como condiciones organolépticas especiales (olor característico o particular), estado de saturación, evidencia de la presencia de sustancias en fase libre o cualquier otra información que se considere relevante para la descripción de las condiciones del suelo.

Pozos de monitoreo

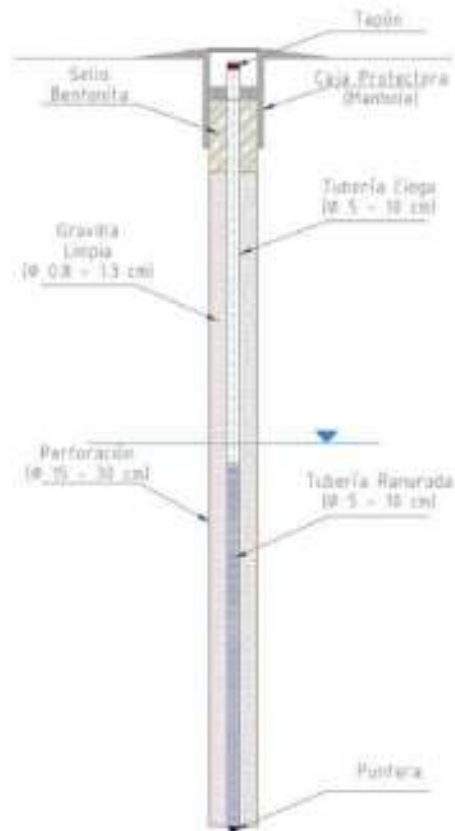
El objetivo principal de los pozos o piezómetros de monitoreo de agua subterránea se centra, principalmente, en la observación de niveles piezométricos (necesarios para determinar condiciones de flujo subterráneo), obtener muestras para determinar la calidad del agua subterránea y evaluar las propiedades hidráulicas de las capas saturadas.

La calidad del agua interceptada por un pozo/piezómetro de monitoreo puede variar desde muy buena (apropiada para uso como agua potable) hasta agua altamente contaminada.

Los pozos/piezómetros de monitoreo, junto con otros tipos de pozos, pueden proporcionar una vía para el movimiento de contaminantes y agua. Debido a que los pozos/piezómetros de monitoreo a menudo se ubican intencionalmente en áreas afectadas por contaminantes, representan una amenaza especialmente significativa para la calidad del agua subterránea si no se construyen, modifican, mantienen y desmantelan adecuadamente.

Un pozo/piezómetro de monitoreo individual consiste, en términos generales, de una tubería con una sección permeable, embebida dentro de una perforación, como se muestra en la Figura 4 20. Los pozos/piezómetros de monitoreo constan de varias partes y su diseño se encuentra estandarizado bajo el estándar ASTM D-5092 "Standard Practice for Design and Installation of Groundwater Monitoring Wells".

Figura 24. esquema general de pozo de monitoreo



A continuación, se hace una breve descripción de cada una de las partes constituyentes de un pozo/piezómetro de monitoreo, sin perjuicio de las indicaciones específicas descritas en la norma ASTM D-5092.

Construcción del Pozo/piezómetros de Monitoreo

1-Espacio Anular

La perforación donde se instalará el pozo/piezómetro de monitoreo debe tener un diámetro suficiente amplio para que la construcción del pozo pueda realizarse sin mayores dificultades. Se estipula que, para perforaciones destinadas a pozos de monitoreo, el espacio anular mínimo alrededor de la tubería debe ser de aproximadamente 5 cm (2"), para permitir la deposición uniforme de los materiales de filtro alrededor de la sección ranurada y del tubo ciego ascendente, de manera tal que no perturbe indebidamente la pared de la perforación. Por ejemplo, un pozo de monitoreo de diámetro nominal de 5 cm (2") requeriría una perforación de 15 cm (6") de diámetro interno (DI), como mínimo.

En general, un el DI de perforación para un pozo de monitoreo de diámetro nominal de 5 cm (2") debe ser mínimo de 15 cm (6") y para un pozo de monitoreo de diámetro nominal de 10 cm (4") debe ser de 20 cm (8"). Se deben utilizar barrenos de mayores diámetros cuando se anticipen dificultades de instalación debido a condiciones geológicas o mayores profundidades, p. ej. es posible que se requieran barrenos más grandes para colocar un sello de gránulos de bentonita a través de una columna muy profunda.

2-Sobre-excavación de la perforación

En ocasiones se hace necesario realizar una sobre-excavación de la perforación (profundizar la excavación) cuando se sospecha que puede haber ingreso de material al espacio de la perforación durante la extracción de la broca central o la extracción del tapón inferior. Normalmente, entre 70 cm y 1.2 m de sobre-excavación es suficiente. También es posible sobre-perforar para contar con un espacio adicional o un volumen de "sumidero" que quedará por debajo de la sección ranurada del pozo. Este volumen de "sumidero" proporciona un espacio para unir una sección ciega de tubería de 1.5 hasta 3.0 m a la parte inferior de la pantalla del pozo; el espacio adicional o "sumidero" debajo de la sección permeable del pozo sirve como un recipiente o volumen de almacenamiento para sedimentos que fluyen hacia el pozo y que salen de suspensión.

Estos "sumideros" se pueden agregar por debajo de las secciones ranuradas de los pozos cuando estos se encuentren ubicados en acuíferos que son naturalmente turbios y no producen agua de clara (libre de sedimentos visibles) incluso después de un desarrollo extenso. El sedimento se puede bombear periódicamente fuera del "sumidero" para evitar que la sección ranurada del pozo se obstruya o se "llene de sedimentos". Si la perforación, inadvertidamente, llega a una profundidad mayor de la deseada, se puede rellenar la perforación hasta la profundidad de diseño con gránulos de bentonita, material de corte o el mismo material de filtro que se usará para el espacio anular.

Colocación de la tubería del pozo

La perforación de un pozo de monitoreo debe realizarse lo más cerca posible de la vertical y verificarse con una plomada o un nivel. La desviación de la plomada debe estar por debajo de 1° por cada 15 m de profundidad. Pozos con inclinaciones altas son indeseables y deben anotarse en los registros de perforación y de construcción final. La profundidad y el volumen de la perforación, incluyendo la sobre-excavación, si es del caso, deben haberse calculado y se deben haber adquirido los materiales apropiados antes de las actividades de perforación.

Las secciones de tubería del pozo deben asegurarse bien, tanto secciones ranuradas como secciones ciegas, deben ser unidas al ras y colocarse dentro del eje de la perforación mediante el uso de centralizadores y/o una plomada y un nivel. Alternativamente, un método para colocar la tubería del pozo y conectar las secciones, es suspender cada sección por medio de un polipasto localizado en el equipo de perforación. Este método es especialmente útil si el pozo es profundo y se debe colocar y conectar una larga serie de secciones ranuradas y ciegas de tubería.

No se deben usar aceites lubricantes o grasa en las uniones de las secciones de tubería, ni tampoco se debe usar pegamento de ningún tipo para asegurar las juntas. Se pueden usar empaques tipo "o-ring" de Viton® donde las juntas o uniones estén diseñadas para este tipo de sistema.

Antes de colocar la tubería en el fondo del pozo, se deben colocar al menos 15 cm de material de filtro en el fondo del pozo para que sirva como base firme. Luego, el conjunto de secciones ranuradas y ciegas de la tubería del pozo se debe colocar en su posición e ir conectando secciones a medida que sea necesario. Se puede hacer uso de elementos centralizadores para

aplomar la tubería, pero estos se deben colocar de modo tal que no se obstaculice la colocación del material de filtro y el sello de bentonita. Los pozos de monitoreo de menos de 15 m de profundidad generalmente no necesitan de elementos centralizadores. Si se utilizan centralizadores, deben colocarse debajo de la sección ranurada y por encima del sello de gránulos de bentonita. De ser necesario más elementos centralizadores, el intervalo de colocación específico debe decidirse en función de las condiciones del sitio.

Una vez que el conjunto de secciones ranuradas y ciegas de tubería se encuentre a plomo, el material de filtro debe colocarse alrededor de la sección ranurada hasta la profundidad designada. Cuando se haga la instalación de las tuberías del pozo por dentro de barrenos huecos (Hollow Stem Augers), éstos deben extraerse lentamente a medida que el material del filtro, el sello de gránulos de bentonita y la lechada se mezclan y/o vierten en su lugar. La extracción gradual de los barrenos permitirá que los materiales que se van instalando fluyan desde el fondo hacia arriba. Si los barrenos no se extraen gradualmente, el material puede ser arrastrado hacia arriba y las secciones de tubería pueden desacoplarse o romperse.

Después de instalar el material de filtro, el sello de bentonita (si se usa) debe colocarse directamente sobre el material de filtro hasta un espesor no hidratado de 60 cm. Al instalar el sello de bentonita sobre el cual se utilizará lechadas de cemento, se debe permitir que el sello de bentonita se hidrate durante un mínimo de ocho horas o el tiempo de hidratación recomendado por el fabricante, el que sea mayor.

Finalizado el período necesario para que el sello de bentonita se haya hidratado, la lechada de cemento debe bombearse mediante el método "tremie" en el espacio anular alrededor de la tubería. Se debe permitir que la lechada fragüe durante un mínimo de 24 horas antes de instalar la caja protectora.

Una vez instalado el pozo, la caja protectora exterior debe referenciarse. El pozo debe estar marcado permanentemente con el número del pozo, la fecha de instalación, el nombre del sitio, la cota de elevación de la boca del pozo, coordenadas, etc., ya sea en la tapa de la caja o en un lugar apropiado donde no se dañe fácilmente.

Colocación del material de filtro

Al colocar el material de filtro en el pozo, se debe comenzar con un mínimo de 15 cm (6") del material debajo de la parte inferior de la zona ranurada del pozo para proporcionar una base firme. Adicionalmente, el material de filtro debe extenderse un mínimo de 60 cm por encima de la parte superior de la sección ranurada del pozo para permitir el asentamiento y aislar la sección ranurada del material de sello (bentonita). Se permite colocar el material de filtro vertiendo la gravilla dentro del volumen interno cuando se usan barrenas de alma hueca (Hollow Stem Augers) u otros métodos en los que el pozo se puede encamisar temporalmente hasta la profundidad de instalación. Aquí falta colocar los ensayos granulométricos, con sus respectivas explicaciones.

1-Sello de Bentonita

El material del sello de bentonita consiste en bentonita (arcilla) molida y seca compactada en gránulos disponibles en varios tamaños. Los gránulos de bentonita se comprimen a una

densidad aparente de 1.1 – 1.3 ton/m³ y se hidratan, como mínimo, a un 30% de sólidos. Cuando se utilicen lechadas de cemento puras, es obligatorio colocar un sello de gránulos de bentonita sobre el material de filtro para evitar la posibilidad de infiltración de lechada en la sección ranurada antes del fraguado. Cuando se utilicen lechadas de bentonita, la colocación de un sello de gránulos de bentonita es opcional, pero deseable.

Dado que la bentonita se hidrata rápidamente, puede ser muy difícil colocarla correctamente. Por lo general, se puede usar un apisonador para asegurarse de que el material se coloque correctamente y para romper rápidamente cualquier discontinuidad que se produzca.

Los sellos de bentonita deben diseñarse con un espesor mínimo de 60 cm por encima del material de filtro. Cuando el nivel piezométrico esté temporalmente por debajo del sello de bentonita, se debe agregar repetidamente agua potable (o de mayor calidad) para hidratar la bentonita antes de finalizar la instalación, asegurándose que no queden grietas visibles en el volumen del sello.

2-Boca de pozo y caja protectora

La boca del pozo puede quedar, más o menos, al mismo nivel de la superficie del terreno en el lugar de construcción hasta 70 cm por encima del nivel de superficie. En cualquiera de los casos, esta debe quedar protegida por una caja, ya sea metálica o en concreto, que aisle la boca del pozo de la intemperie. Todas las cajas protectoras deben tener suficiente espacio libre alrededor de la boca del pozo, de modo que las cubiertas protectoras externas no entren en contacto con la tubería interna del pozo en ningún momento y permitan el drenaje o remoción de acumulaciones de agua lluvia que pudiese infiltrar al interior.

Antes de instalar la caja protectora, la lechada de bentonita en el espacio anular del pozo se excava a una profundidad de aproximadamente 60 cm. La caja protectora se instala vertiendo un poco de concreto en el volumen anular sobre la bentonita; luego, la caja protectora se empuja dentro del concreto húmedo. Es posible que se necesite concreto adicional para llenar el interior de la caja protectora de manera que el nivel del concreto dentro de la caja protectora esté unos 15 cm por debajo de la boca del pozo.

La caja protectora debe extenderse por encima de la superficie del suelo hasta una altura tal que permita el drenaje de las aguas lluvias que caigan sobre ella y que impida la entrada de agua de escorrentía superficial (por lo menos 5 cm). Adicionalmente, la boca del pozo debe quedar expuesta y al alcance cuando se abra la tapa de la caja. La tapa de cierre de la caja protectora debe contar con un mecanismo de cierre que la fije en posición.

Determinación de la conductividad hidráulica del suelo

- Prueba SLUG

De acuerdo con Bouwer & Rice (1976), la conductividad hidráulica y la transmisibilidad de un acuífero se pueden calcular a partir de la tasa de recuperación del nivel de un pozo luego de remover, repentinamente, un volumen ("slug") de agua determinado (Bouwer & Rice, 1976).

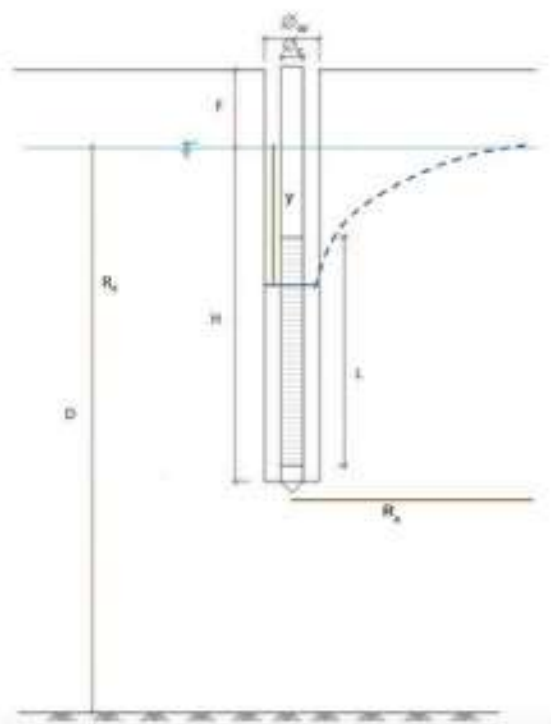
La prueba “slug” comienza con la remoción de un volumen específico (un “slug”) de agua de un pozo en equilibrio, lo que ocasiona una caída repentina del nivel del pozo. El flujo de agua hacia el pozo, a un valor particular de profundidad del nivel y, se puede calcular al modificar la ecuación de Thiem a la siguiente expresión:

$$Q = 2\pi KL \frac{y}{\ln(R_e/r_w)} \quad (14)$$

donde Q es el flujo hacia el pozo (longitud/tiempo), K es la conductividad hidráulica del acuífero (longitud/tiempo), L es la altura de la porción del pozo por donde ingresa el agua (altura de la sección perforada o de porción sin revestimiento del pozo), y es la distancia vertical entre el nivel del agua en el pozo y el nivel piezométrico de equilibrio en el acuífero, R_e es el radio efectivo sobre el cual se disipa y, r_w es la distancia horizontal desde el centro del pozo hasta la pared de la perforación (radio del pozo o radio de la tubería más el espesor de la envoltura de grava o zona desarrollada).

Los términos L, y, R_e , y r_w se expresan en unidades de longitud. El radio efectivo R_e es la distancia radial equivalente sobre la cual la pérdida de carga y se disipa en el sistema de flujo. El valor de R_e depende de la geometría del sistema de flujo y se determinó para diferentes valores de H, L, D y r_w (ver Figura). La ecuación (14) se basa en las suposiciones de que a.) la reducción del nivel piezométrico alrededor del pozo es insignificante, b.) el flujo por encima del nivel piezométrico (en la franja capilar) puede ignorarse, c.) las pérdidas de carga a medida que entra el agua el pozo (pérdidas del pozo) son insignificantes, y d.) el acuífero es homogéneo e isotrópico. Estos son los mismos supuestos que se utilizan en el desarrollo de ecuaciones para pruebas de bombeo.

Figura 25. Esquema de pozo y variables de cálculo; Fuente: Bouwers & Rice, (1976)



la tasa de recuperación del nivel dentro del pozo, dy/dt , como consecuencia de la remoción del volumen de agua se relaciona con el influjo de agua hacia el pozo de la siguiente manera:

$$\frac{dy}{dt} = -\frac{Q}{\pi r_c^2} \quad (15)$$

Donde πr_c^2 es el área de la sección transversal por donde el nivel del agua está subiendo. La connotación negativa de la ecuación (15) proviene del hecho que a medida que el tiempo pasa la magnitud de y disminuye.

El término r_c es el radio interior de la tubería si el nivel del agua está por encima de la porción ranurada del pozo. Si el nivel del agua está aumentando en la sección ranurada del pozo, se debe tener en cuenta la porosidad del material por fuera de la pared de la tubería del pozo si la conductividad hidráulica de la envoltura de grava es mucho más alta que la del acuífero. En ese caso, la porosidad (abierta) en la zona permeable debe incluirse en el área de la sección transversal del pozo. Por ejemplo, si el radio de la tubería perforada es de 20 cm y esta se encuentra rodeada por grava permeable de 10 cm de espesor con una porosidad del 30%, r_c debe tomarse como $[20 + 0.3 \cdot 20] = 26 \text{ cm}$ para obtener el área de la sección transversal que relaciona Q con dy/dt . El valor de r_w es de 30 cm.

Al combinar las ecuaciones (14) y (15) se obtiene:

$$\frac{dy}{y} = -\frac{2KL}{r_c^2 \ln(R_e/r_w)} dt \quad (16)$$

Al integrar la ecuación (16), da como resultado:

$$\ln(y) = -\frac{2KLt}{r_c^2 \ln(R_e/r_w)} + Cte \quad (17)$$

Al evaluar la ecuación (17) en los límites y_0 a $t=0$ y y_t a $t=t$ y resolviendo para K , se obtiene:

$$K = \frac{r_c^2 \ln(R_e/r_w)}{2L} \cdot \frac{1}{t} \ln\left(\frac{y_0}{y_t}\right) \quad (18)$$

Esta ecuación permite calcular K a partir de la variación del nivel de agua en el pozo después de sacar repentinamente un volumen de agua. Como K , r_c , r_w , R_e y L en la ecuación (18) son constantes, el término $(1/t) \ln(y_0/y_t)$ también debe ser constante. Por lo tanto, los datos de campo deben dar una línea recta cuando se grafican como $\ln(y)$ contra t . El término $(1/t) \ln(y_0/y_t)$ en la ecuación (18) se obtiene a partir de la línea recta que mejor se ajuste en un gráfico de $\ln(y)$ versus t .

El valor de $\ln(R_e/r_w)$ depende de H , D , L y r_w y puede evaluarse a partir de la ecuación (18).

$$\ln(R_e/r_w) = \left[\frac{1,1}{\ln(H/r_w)} + \frac{A + B \ln\left(\frac{D-H}{r_w}\right)}{L/r_w} \right]^{-1} \quad (19)$$

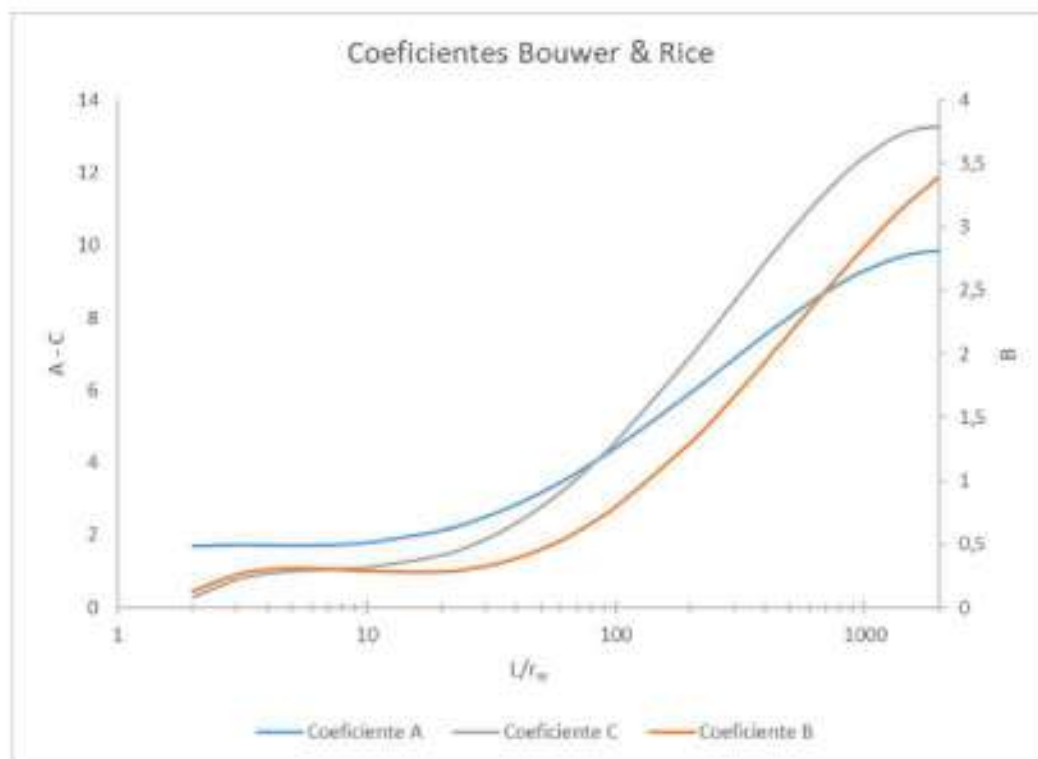
En esta ecuación, A y B son coeficientes adimensionales que son funciones de L/r_w , (ver Figura 4 22). Si $D \gg H$, cualquier aumento en D no tiene un efecto medible en el valor del término $\ln(R_e/r_w)$. Por lo tanto, si D se considera infinito o $(D - H)/r_w$ es tan grande que el término $\ln((D - H)/r_w)$ es mayor que 6, se define usar un valor de 6 para el término $\ln((D - H)/r_w)$ en la ecuación (19).

Si $D = H$, no se puede usar el término $\ln((D - H)/r_w)$ en la ecuación (19). Este caso solo ocurre cuando el pozo penetra completamente el acuífero, lo que implica una modificación de la ecuación (19) quedando de la siguiente manera:

$$\ln(R_e/r_w) = \left[\frac{1,1}{\ln(H/r_w)} + \frac{C}{L/r_w} \right]^{-1} \quad (20)$$

Donde C es, igualmente, un coeficiente adimensional dependiente de la relación L/r_w

Figura 26. Nomogramas de para determinación de los coeficientes A, B y C



Fuente: Bouwers & Rice, (1976), Yang & Yeh, (2004)

- Ensayo Lefranc

El ensayo Lefranc, a diferencia de la prueba Slug, consiste en introducir o bombear agua a un volumen o cavidad manteniendo una condición de presión, ya sea variable o constante.

Para el caso de presión constante, se introduce un caudal de agua de manera que se obtenga una condición de nivel piezométrico constante (Se debe anotar que este nivel piezométrico no corresponde con el nivel estático de saturación de suelo). Al igual que la prueba SLUG, el ensayo Lefranc está fundamentado en los siguientes supuestos: a.) Condición de flujo laminar a través del sistema, cumpliendo la ley de Darcy; b.) el medio es isotrópico y homogéneo y c.) las condiciones de flujo no son variables en el tiempo. Así las cosas, el caudal de bombeo es proporcional a la permeabilidad, afectado por las características propias de la cámara filtrante y la carga hidráulica, representándose por la ecuación (21)

$$Q=K \cdot C \cdot h \quad (21)$$

Donde Q es el caudal, K es la permeabilidad del suelo, C es el coeficiente característico de la cámara filtrante y h es la carga o cabeza hidráulica aplicada, medida a partir de y sobre la altura estática (nivel freático) del agua en el suelo.

La forma de la cámara filtrante debe estar completamente parametrizada (conocida), idealmente de forma cilíndrica. Si la superficie filtrante es la superficie circular del fondo de la cámara, el valor del coeficiente es:

$$C=5,7 \cdot r \quad (22)$$

Donde r es el radio de la perforación.

Si la superficie filtrante es la cara lateral del recubrimiento permeable del pozo, con longitud L y considerando el diámetro de la perforación D; el valor del coeficiente C se calcula de acuerdo con lo expresado en la ecuación (23):

$$C = \frac{2\pi D \sqrt{\frac{L^2}{D^2} - 1}}{\ln\left(\frac{L}{D} + \sqrt{\frac{L^2}{D^2} - 1}\right)} \quad (23)$$

Para el caso en que se utilice una carga hidráulica variable, la idea es introducir un volumen de agua específico dentro de la cámara o cavidad de infiltración y medir la variación de la altura a medida que pasa el tiempo. Para este caso la permeabilidad hidráulica (K) se calcula mediante la expresión (24):

$$K = \frac{S}{C \cdot (t - t_0)} \ln\left(\frac{h_0}{h}\right) \quad (24)$$

Donde C es el coeficiente característico de la cámara filtrante; S es la sección transversal del pozo; h_0 es la carga hidráulica en el inicio del ensayo (a t_0 , teniendo especial cuidado de no utilizar $t_0=0$) y h es la carga hidráulica al momento t . (Varios Autores, 2013)

Evaluación de Riesgo Nivel II (Tier II)

La información obtenida durante el desarrollo de la Investigación Detallada debe ser tenida en cuenta para el refinamiento y determinación definitiva del Modelo Conceptual del Sitio (MCS) en el cual queden perfectamente consignadas las condiciones del sitio, las vías de exposición plenamente identificadas y descritas, la población sensible y todos los compuestos o sustancias de interés.

A través de los procedimientos descritos dentro de la GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS y sus anexos, se define la condición de riesgo y se calculan las concentraciones específicas para las sustancias presentes dentro del sitio, que servirán como meta para el logro de las labores de Gestión del Riesgo y Remediación.

GESTIÓN DEL RIESGO REMEDIACIÓN

Una vez terminada la etapa de Investigación Detallada y determinada la condición de riesgo del sitio, se debe proceder con la implementación de acciones de intervención en el sitio cuyo objetivo sea la adecuada gestión del riesgo en que éste se encuentra.

La gestión del riesgo medido entonces se configura como un agente que no solo implica como resultado una mejora en el ambiente, sino que también puede considerársele asegurador de desarrollo sustentable y mejorador de la competitividad de los sectores productivos que planean implementar sus labores en un sitio contaminado.

Es pertinente recalcar que para la Secretaría Distrital del Ambiente (SDA), el ciclo de análisis de riesgos y particularmente la gestión de riesgos, es un componente fundamental del desarrollo sustentable de la ciudad y en ese sentido, los sujetos responsables deberán contar con orientación y herramientas que les permitan implementar sus acciones de gestión del riesgo de manera eficiente.

En Bogotá se han identificado actividades económicas que tienen el potencial de configurarse en una fuente de contaminación cuando las labores desarrolladas no se ejecutan observando la protección de los recursos naturales, además de otras actividades abiertamente ilegales que involucran, por ejemplo, la disposición de materiales peligrosos en terrenos sin vigilancia. Con base en esto, la SDA ha identificado qué tipo de sustancias probablemente se encontrarían como resultado de las operaciones estándar de una empresa con una actividad económica definida.

No obstante, esta “lista” de sustancias solo es orientativa y en todo caso, la información de posibles compuestos a monitorear dependerá y será complementada con el trabajo de campo.

No existe una única manera de hacer esta gestión y se puede hacer de múltiples maneras, con diversas formas de intervención, ya sea utilizando una única acción individual o un conjunto de acciones secuenciales o en paralelo; siempre y cuando se obtenga el resultado esperado de llevar el sitio a una condición de riesgo aceptable dentro de los escenarios de riesgo asociados con el lugar, siempre con el enfoque de reducir, mitigar o eliminar el riesgo medido.

Así pues, la SDA, durante el desarrollo de sus actividades de seguimiento y evaluación al proceso, concluye mediante concepto técnico que evalúa la información presentada por el responsable, la necesidad de implementar actividades encaminadas a la gestión del riesgo medido. Motivado por lo anterior, la autoridad ambiental requiere al responsable del sitio, la presentación de una propuesta de Plan de Trabajo donde se describan las acciones a ejecutar, los procesos y procedimientos a implementar y el resultado final esperado. Una vez este Plan de Trabajo ha sido evaluado y aprobado por la SDA mediante concepto técnico, se emite el Acto Administrativo (Resolución de gestión del riesgo) motivado por la mencionada evaluación técnica, que, de igual manera al Auto de Requerimiento inicial, establece las obligaciones de acuerdo con los criterios técnicos propuestos por el responsable, y avalados técnicamente por la autoridad ambiental con los correspondientes plazos presentados.

Acciones de Gestión del Riesgo

El objetivo de la gestión del riesgo es la mitigación o eliminación de la exposición que pueden tener los receptores ecológicos sensibles, a sustancias con potencial de hacer daño, protegiendo así la salud ambiental y los recursos hidrobiológicos y el suelo. El cumplimiento de este objetivo será tan restrictivo como tan sensible sean los receptores que proteger, en función del uso futuro que se le daría al suelo en evaluación.

Para la gestión del riesgo se pueden implementar acciones tanto técnicas como administrativas, eso sí, siempre orientadas a la minimización de la exposición y por ende del riesgo medido.

Las actividades técnicas implementadas, bajo ningún motivo deberán involucrar escenarios donde simplemente se manipulen factores fisiológicos de los receptores expuestos, más bien, deberán ser operaciones individuales o en serie que altere la composición del agente contaminante a través de procesos químicos, físicos o biológicos con el fin de reducir la toxicidad de la sustancia, la movilidad de esta y/o su concentración.

Los objetivos de la gestión del riesgo derivan de la evaluación de este y corresponderán siempre al escenario particular en evaluación, no se considera adecuado o eficiente la implementación de procesos de gestión de riesgo "genéricos" que no estén en sincronía con las necesidades reales de mitigación en aspectos tanto fisicoquímicos, microbiológicos y de características propias de escenario.

Así las cosas, para la mitigación de un riesgo medido específico, se requiere de la implementación de una serie de acciones o medidas específicas para el cabal cumplimiento de los objetivos de gestión de riesgo.

Toda vez que se cuenta con la información arrojada por la evaluación del riesgo y se han identificado los objetivos a cumplir en aras de la mitigación o eliminación del riesgo, el sujeto responsable podría planear la acción o la serie de acciones que permitan cumplir con esta tarea en consideración a la siguiente ilustración.

Figura 27. Representación Esquemática de la Determinación del Riesgo



Como puede observarse, para que se configure un riesgo ambiental, sea cual sea el escenario, deben estar en estrecho contacto el receptor sensible y la sustancia contaminantes a través de una vía de exposición, así las cosas, la gestión del riesgo se puede abordar desde tres enfoques:

- Mitigar o eliminar la fuente de contaminación.
- Interrumpir la ruta de exposición
- Evacuar los receptores sensibles (caso muy poco frecuente)

Procedimientos que podrían implementarse como gestión del riesgo

Para la gestión del riesgo, el sujeto responsable puede optar por uno o varios caminos, según las características y condiciones específicas del escenario de exposición.

Implementación de medidas administrativas

Son medidas orientadas desde la gerencia de proyecto para reducir el tiempo de exposición o eliminar la exposición de los receptores sensibles identificados.

Este tipo de medidas para la mitigación del riesgo es aplicable en situaciones, por ejemplo, de exposición de receptores “obreros de construcción” cuando se hacen intervenciones de sitios contaminados y consiste generalmente en reducir el tiempo de exposición mediante rotación de personal de áreas limpias a áreas contaminadas.

Otras medidas administrativas podrían implementarse, de ser pertinentes para la reducción del riesgo y se permitirá su implementación luego de análisis de la información presentada por el sujeto responsable y posterior a la aprobación de la autoridad ambiental.

Implementación de medidas de tipo fisicoquímico

Para hacer una proyección de actividades eficiente en cuanto a medidas a implementar para la mitigación de concentración, toxicidad o confinamiento es necesario conocer y tener en cuenta algunos aspectos de las sustancias de interés a gestionar.

Estas características de la sustancia a gestionar en un sitio contaminado pueden ser propias del contaminante, propias del medio o propias de la interacción del medio y la sustancia de interés.

A continuación, se nombran algunas de esas características a manera de orientación:

Características propias del contaminante

- **Concentración:** esta es una medida que le permite al sujeto responsable tomar decisiones sobre qué tipo de tecnología podría ser más eficiente, si una tecnología biológica o una de intervención térmica o fisicoquímica, ya que, a mayor concentración, por ejemplo, menor es la velocidad de biodegradación.

- **Polaridad:** esta es una media que permite definir que dinámica tiene la sustancia de interés en el medio en evaluación, a mayor polaridad, mayor solubilidad en agua y mayor potencial de migración.
- **Solubilidad:** Establece la máxima concentración de un compuesto químico en disolución acuosa para una temperatura concreta. Cuando las concentraciones en agua superan el límite de solubilidad, pueden indicar la presencia de fase no acuosa, de sedimentos en suspensión con compuestos adsorbidos, o la presencia de otros disolventes que incrementen la solubilidad del compuesto en agua.
- **Constante de la ley de Henry:** Es una medida de la afinidad de un compuesto entre el aire y el agua. Así, cuanto mayor sea la constante de la Ley de Henry, mayor predisposición del compuesto a volatilizarse frente a permanecer en el agua.
- **Presión de vapor:** esta es una medida de que tan volátil es una sustancia y como podría migrar más o menos fácilmente desde una matriz sólida o acuosa a la atmósfera, por ejemplo, la volatilización podría ser empleada como una estrategia de gestión del riesgo.
- **Coeficiente de partición o/w:** esta es una media en que un compuesto de interés puede repartirse entre una fase acuosa y una apolar, esta variable daría cuenta de la solubilidad y por ende de la movilidad de una sustancia, e incluso, una idea de su potencial de biomagnificación en la cadena trófica.
- **Vida media:** Es el tiempo en el que la concentración se reduce a la mitad. Proporciona una medida relativa de la persistencia de un compuesto químico en un medio determinado. Es importante destacar, que la vida media real puede variar notablemente en función de las condiciones específicas del entorno. Cuanto mayor sea la vida media, más persistente es el compuesto y menor será su potencial de degradación.

Características propias del medio

- **Permeabilidad o conductividad hidráulica:** Es la característica de un medio poroso que le permite almacenar y transmitir un compuesto de interés inmerso en un fluido. Los contaminantes se transportan en la gran mayoría de las veces con un tipo de transporte advectivo, es decir, de acuerdo con el gradiente hidráulico y a ese “empuje” que se genera para que ocurra el transporte de dichas sustancias. Así las cosas, el transporte es mayor cuando la permeabilidad del suelo es más alta.
- **pH:** esta variable es fundamental tenerla en cuenta cuando se proyectan procesos que implican degradación bacteriana o fúngica, además de cuando se quiere identificar el potencial de movilidad de compuestos de interés ionizables.
- **Composición del suelo:** esta variable es también fundamental para el establecimiento de una estrategia de gestión del riesgo por cuanto su composición le da al suelo características diametralmente opuestas dependiendo del tamaño de partícula. La mayor parte del suelo se compone de materia inorgánica con un porcentaje bajo de materia orgánica, la distribución de tamaño de partícula le da textura al suelo y otorga también características fisicoquímicas. Es importante para el sujeto responsable recordar que, dependiendo de la capacidad de intercambio catiónico, composición de la fase orgánica del suelo y la misma capacidad de catálisis de reacciones del medio, podría depender el éxito de la estrategia de gestión del riesgo.

- **Humedad:** en suelos la cantidad de agua absorbida podría tener influencia en la cantidad de oxígeno disponible para procesos de degradación de compuestos de interés; es importante que el sujeto responsable recuerde que si la humedad es baja (suelos secos), la velocidad de degradación disminuirá y si están muy húmedos, se formarían micro compartimentos saturados que tendrán el mismo efecto sobre la velocidad de degradación.

Características propias de la interacción del medio y la sustancia de interés.

- **Difusividad:** Da una idea de la capacidad de dispersión a través de agua o aire, de un compuesto como consecuencia de un gradiente de concentración. Así, cuanto mayor sea la difusividad, mayor será la movilidad del compuesto como consecuencia de un gradiente de concentración.
- **Kd:** Define la tendencia de que un compuesto quede en el agua, el suelo o los sedimentos. Así, cuanto mayor sea el Kd, mayor predisposición del compuesto a quedar retenido en el suelo o los sedimentos frente a permanecer en el agua.
- **Difusión:** esta característica puede entenderse como el mecanismo de transporte de compuestos e interés al interior y exterior de los poros del suelo, desde el aire hasta el agua subterránea, por lo que es importante tenerla en cuenta para la implementación de estrategias de gestión del riesgo, por ejemplo, un compuesto con alta difusión en el suelo podría ser de difícil biodegradación por el eventual poco tiempo de contacto.

Tecnologías para la gestión del riesgo

Actualmente se cuenta con un importante número de estrategias y tecnologías para la gestión del riesgo en sitios contaminados, todas como es de esperarse, enfocadas en la mitigación, reducción o eliminación del riesgo medido mediante la disminución de la concentración de los compuestos de interés, transformación para reducción de la toxicidad, confinamiento, entre otras.

Estas tecnologías de gestión del riesgo pueden ser asociadas en grupos en función del objetivo de la gestión, en el primero se encuentra el escenario cuando el objeto es la reducción de la exposición, donde se usa como estrategia de confinamiento o contención donde el objeto de aislar el contaminante del medio.

Existe otro grupo de estrategias que se basan en el origen de la gestión del riesgo, es decir, si se hacen en el sitio (implementación en el sitio contaminado) o fuera del sitio (extracción y disminución de la concentración en otro sitio).

Finalmente se tiene el grupo definido por el tipo de tecnología de gestión aplicada, la cual puede variar desde tratamientos biológicos, fisicoquímicos y térmico.

A continuación, se señalan algunas de las alternativas que el sujeto responsable podría implementar según el caso específico, para la gestión del riesgo en un suelo contaminado.

Figura 28. Tecnologías para la gestión del riesgo



Comprobación de Resultados

Cuando ciertos contaminantes permanecen en el lugar y/o son agentes de atenuación natural en las aguas subterráneas o el suelo, el monitoreo post-remediación representa una importante herramienta de sentido común para garantizar que las actividades de remediación han sido exitosas y que no hay sustancias nocivas que se filtren en las aguas subterráneas o que por otras razones migren fuera del sitio. Asimismo, la información aportada por el monitoreo post-remediación puede ser de utilidad para los organismos reguladores y consultores ambientales en la determinación de la eficacia en el largo plazo de diversas técnicas que pueden emplearse en las tareas de remediación.

1-Muestreos de Comprobación y Monitoreo post-remediación (si aplican)

Para determinar la eficacia de la metodología de gestión del riesgo, se debe realizar un muestreo de comprobación y monitoreo de las concentraciones de los CDI en las matrices de interés para validar que se han alcanzado concentraciones cuyo riesgo es aceptable para los receptores sensibles.

Metodológicamente, el sujeto responsable debe remitirse al documento "GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS DE SITIOS CONTAMINADOS" y usar la misma metodología de evaluación de riesgo empleando las concentraciones post-remediación de los CDI en las matrices de interés, y de esta manera verificar que la remediación realizada fue efectiva.

En caso de que las concentraciones post-remediación de los CDI en las matrices de interés siguen representando un riesgo inaceptable para los receptores sensibles, se debe plantear nuevamente una medida de gestión de riesgo y realizar de manera iterativa el proceso aquí descrito.

Informe Final

Este debe corresponder a la estructura del informe de evaluación de riesgo descrita en el "GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGOS DE SITIOS CONTAMINADOS" y en la cual se demuestre que las concentraciones post-remediación de los CDI en las matrices de interés representan un riesgo aceptable para los receptores sensibles y que de esta manera se verifica que la medida de gestión del riesgo realizada fue efectiva. El documento será evaluado técnicamente por la SDA y, una vez se evidencie que cumple con las obligaciones establecidas por la Resolución de gestión del riesgo, se emitirá concepto técnico que concluya su cumplimiento a cabalidad. Este concepto técnico motivará un pronunciamiento jurídico (Resolución de cierre de caso) en el momento que no se requieran más actividades para lograr un riesgo aceptable hacia los receptores sensibles identificados.

ANEXO - Guía para la evaluación de riesgos de sitios contaminados

La evaluación de riesgos es la determinación cualitativa y cuantitativa de un riesgo a la salud ambiental generado por la presencia de compuestos de interés (CDI) y su dispersión potencial en el suelo (y al acuífero somero contenido en él) que constituya una vía de exposición en los receptores sensibles.

La SDA, dada la necesidad urgente de implementar estándares y lineamientos técnicos propios que tengan en cuenta las condiciones naturales del suelo de la ciudad, las características de los escenarios de exposición y variables antropométricas de orden local, ante la ausencia de metodologías, niveles de referencia y normas de orden nacional, se dio a la tarea de elaborar una GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS en donde se describen los procedimientos que deben seguirse para la realización de estos análisis; que permiten tanto el cálculo de niveles de referencia como metas de remediación, de acuerdo con los preceptos técnicos descritos en el estándar ASTM E2081 Risk Based Corrective Action (RBCA) o "Acciones Correctivas Basadas en Riesgo", más conocida de manera informal como metodología "REBECA".

Adicionalmente, y como una herramienta de ayuda al ciudadano, la SDA ha calculado, utilizando la misma metodología y teniendo en cuenta valores locales para las variables antropométricas, Índices Genéricos Basados en Riesgo para 106 sustancias individuales, identificadas como las más representativas, de acuerdo con las actividades productivas que se llevan a cabo dentro de la ciudad y la experiencia de la Secretaría; para cada uno de los tres (3) escenarios de riesgo, siendo estos Residencial, Recreacional e Industrial, cuyo soporte documental y metodológico se encuentra en el documento denominado MEMORIA JUSTIFICATIVA PARA LA DEFINICIÓN DE ÍNDICES GENÉRICOS BASADOS EN RIESGO (IGBR) PARA SUELO Y AGUA SUBTERRÁNEA EN EL PERÍMETRO URBANO DE LA CIUDAD DE BOGOTÁ D.C.

En ese sentido, el texto de la GUÍA PARA LA EVALUACIÓN DE RIESGO DE SITIOS CONTAMINADOS, anexo al presente documento, presenta el procedimiento a ser llevado a cabo para determinar la condición de riesgo presente en un sitio, de acuerdo con la información recolectada durante las etapas de investigación descritas anteriormente dentro de este documento. Igualmente, incluye las listas de IGBR antes mencionadas.

Debido a la extensión, robustez técnica y multiplicidad de aspectos considerados dentro de los procedimientos del análisis de riesgo, aunado con el nivel de detalle ahí descrito, para facilidad de consulta, se condensaron dentro de un texto anexo, que hace parte integral de la presente Metodología.

ANEXO TÉCNICO

El presente Anexo Técnico contiene las especificaciones técnicas mínimas que deben cumplirse en el desarrollo de diversas tareas de muestreo durante el proceso de investigación de suelos contaminados dentro de la jurisdicción del Distrito Capital.

La inclusión de estas especificaciones técnicas no quiere decir que todas las tareas aquí descritas se deban ejecutar durante un proceso de investigación, ni que éstas se deban limitar a los procedimientos aquí descritos; este anexo es únicamente una guía que incluye los procedimientos necesarios para la obtención de la información mínima suficiente para poder hacer los análisis necesarios en las instancias de caracterización.

Consideraciones para los muestreos

Antes de realizar cualquier proceso de muestreo y caracterización de suelos, se debe contar con conocimiento previo acerca del tipo de contaminante(s) que se espera se encuentre(n) dentro del sitio; ya sean estos metales pesados u orgánicos tóxicos o ambos; y una estimación aproximada del área afectada. De acuerdo con la distribución espacial de los contaminantes, se pueden distinguir dos (2) tipos de situaciones: a. Extensa, donde se espera que la contaminación cubra una gran extensión del sitio bajo estudio y b. Localizada, donde la contaminación se puede encontrar en área relativamente pequeña del sitio bajo estudio (USEPA & Boulding, 1991). Esta información generalmente se obtiene luego de la Diligencia Técnica de Reconocimiento y de ésta se concluye la necesidad de un programa de muestreo exploratorio que permita un refinamiento en la determinación de la naturaleza y extensión de la contaminación (Investigación Orientativa), previo al desarrollo de un plan mucho más detallado (Investigación Detallada, de ser necesaria).

Muestreos de Suelos

1-Muestreos de paredes y fondos de excavaciones

En caso de haber excavaciones relacionadas con suelos contaminados (p. ej. En casos en que se haya exigido la remoción inmediata del material contaminado) se deben realizar muestreos comprobatorios en las paredes y fondo de la excavación, con el objeto de evidenciar que se logró la remoción completa del material contaminado. De acuerdo con el "PROTOCOL FOR THE CONTAMINATED SITES REGULATION UNDER THE ENVIRONMENT ACT PROTOCOL NO. 3: Soil Sampling Procedures at Contaminated Sites (Rev 05). Environment Yukon, Canadá", (Environment Yukon, 2018); se debe tomar un mínimo de cinco (5) muestras de material proveniente de cada una de las caras de la excavación (una por cada pared/talud de la excavación y una del fondo o piso de la excavación). El procedimiento recomienda que, de cada pared/talud de excavación se debe tomar por lo menos una muestra por cada 10 m de longitud recorrida y por cada 3 m de profundidad, (lo que equivale a una muestra por cada 30 m², en las condiciones planteadas). Para el caso del fondo/piso de la excavación, se debe tomar una muestra por cada 10 m de ancho por 10 m de largo, (es decir, una muestra por cada 100 m²).

Para la toma, manejo, transporte y análisis de estas muestras se deben seguir, como mínimo, las siguientes consideraciones:

- La toma de muestras de suelo debe realizarse teniendo en cuenta métodos de muestreo que garanticen que las muestras no sean alteradas y que puedan impedir la contaminación cruzada, para ello pueden utilizarse métodos de recolección adecuados para esta condición y debe presentarse dentro del plan la información técnica del procedimiento de muestreo y de los equipos a utilizar.
- Se deberá identificar exactamente el tramo de muestra que fue recolectado y la localización de donde se tomó la muestra con relación a la excavación general.
- Se deben seguir los procedimientos y metodologías de muestreo y análisis de laboratorio consecuentes con las guías técnicas de la American Society for Testing and Materials - ASTM-D4700-15; ASTM-D4547-20; ASTM-D1452/D1452M-16; ASTM-D6282/D6282M-14, o aquella adecuada para el método de muestreo adoptado.
- Las muestras por tomar en suelo deben ser simples y nunca compuestas.
- Conforme el parágrafo del artículo 5 del Decreto 1600 de 1994, tanto la toma de muestra como el análisis de los parámetros deberán ser realizados por laboratorios que se encuentren acreditados para dicho fin por el IDEAM. De no contarse con los laboratorios acreditados en el país para los análisis de las muestras, se podrá subcontratarlos con laboratorios internacionales que deberán estar acreditados para tales fines por el organismo facultado en el país de origen.
- La cadena de custodia deberá ser diligenciada en su totalidad, debe contener la información de cada una de las muestras tomadas, incluyendo identificación de la muestra, fecha y hora de toma, matriz involucrada y análisis a ejecutar.
- Todos los muestreos se deberán identificar claramente en la cadena de custodia, indicando la profundidad a la cual fue tomada la muestra y el tramo de la columna que fue enviado a laboratorio.
- Se deben seguir adecuados protocolos de custodia de las muestras recolectadas, por tanto el manejo de las muestras debe ser enteramente realizado por el laboratorio ambiental que realice el muestreo, el cual debe estar acreditado por el IDEAM para esta actividad; es decir, que desde la toma de muestras hasta la recepción de estas en el laboratorio ninguna otra compañía o empresa debe intervenir en la logística de envío y entrega de las muestras. En este sentido, en la documentación del proceso de muestreo, envío y análisis de las muestras, debe figurar este laboratorio (cadenas de custodia, guías de envío, entre otros).
- Se deben seguir los protocolos y criterios QA/QC en el desarrollo del muestreo y el análisis de las muestras tomadas, con el fin de realizar control sobre el aseguramiento de la calidad de los procedimientos de muestreo y de los resultados de los análisis.
- La totalidad del material sobrante de las labores de muestreo deberá ser manejado como residuo peligroso, consecuente con lo estipulado dentro del Decreto 1076 de 2015 - Título 6 (antiguo Decreto 4741 de 2005). Por ningún motivo se deberá realizar almacenamiento a cielo abierto de residuos peligrosos, ni facilitar una potencial contaminación cruzada como consecuencia de arrastre por escorrentía.
- El transporte del material afectado debe seguir los lineamientos establecidos en el Decreto 1079 de 2015 - Título 1/Capítulo 7 (antiguo Decreto 1609 de 2002), para lo cual es necesario disponer de empresas autorizadas que garanticen el traslado del residuo peligroso dando cumplimiento a la normatividad ambiental.

- Todo equipo (si no es exclusivo) deberá ser limpiado entre ubicaciones de muestreo, y antes de retirarse del sitio, consecuente con lo establecido en la guía técnica ASTM - D5088-15a.
- Los puntos donde se realicen los sondeos deben ser georreferenciados y sus coordenadas geográficas se deben presentar con base en el sistema MAGNA SIRGAS Datum Observatorio Astronómico Bogotá Latitud: 4° 40' 49.75" 00 N, Longitud 74° 08' 47.73" W, la altura del plano de proyección 2550 metros. Origen coordenadas planas cartesianas Norte: 109320.96, Este: 92334.88. NOTA: Si se calculan manualmente especificar el método de transformación de coordenadas y parámetros elipsoidales usados. Si se usa un programa o calculadora geográfica para transformar las coordenadas planas a geográficas anexar o especificar el método de transformación que utiliza el software y parámetros usados.

2-Muestreos de suelo subsuperficial

Los muestreos de suelos subsuperficial, sea durante las actividades de investigación orientativa o de investigación detallada deben cumplir, como mínimo, con las siguientes consideraciones:

- La profundidad de los sondeos estará sujeta a la altura a la cual se encuentre nivel piezométrico. Es indispensable que las muestras de suelo sean recolectadas antes de llegar a la zona saturada*, recuperando núcleos de suelo cada 50 cm; adicionalmente, se debe realizar la descripción litológica de los núcleos o rípios de suelo con las siguientes características:

- Tamaño(s) de grano: De acuerdo con referencia internacional estándar (p.ej.: (Wentworth, 1922)), diámetro promedio de grano (en μm) y proporción de abundancia en caso de hallarse más de un tamaño de grano por unidad.
- Color: Caracterización cromática con base en tabla de color Munsell.
- Humedad y plasticidad: Con base en observaciones de campo.
- La caracterización también aplica para rellenos antrópicos con los parámetros que apliquen a éstos.
- Se deben describir aspectos organolépticos como olor, impregnación o manchas y realizar mediciones in-situ de COV, por medio un fotoionizador – PID que debe encontrarse calibrado y verificado de acuerdo con los gases patrón. El registro de COV debe realizarse a partir de la instrucción de una porción del núcleo de suelo en una bolsa tipo “zip-lock” de cierre hermético, el material dentro de la bolsa debe ser homogenizado y en un lapso de 10 minutos se procederá a la medición de las concentraciones de COV.
- Es importante tener en cuenta que para la ejecución de los sondeos no se debe utilizar ningún tipo de fluido de perforación, ya sea aire o líquido, debido a que se perdería la integridad de las muestras de suelo, además de modificar los resultados de laboratorio, especialmente lo relacionado con COV.

*En casos en que se tenga conocimiento de fuertes variaciones temporales de la profundidad del nivel freático o en casos donde los CDI se puedan tipificar como del tipo DNAPL (líquidos densos de fase no acuosa, por sus siglas en inglés) se especifica la toma de, por lo menos, una muestra por debajo del nivel freático, recolectada a una profundidad mínima de 50 cm por debajo del nivel. La necesidad de profundizar los sondeos dependerá de las condiciones específicas de los CDI y del del sitio afectado.

- La toma de muestras de suelo debe realizarse teniendo en cuenta métodos de perforación y muestreo que garanticen que las muestras no sean alteradas y que puedan impedir la contaminación cruzada, para ello pueden utilizarse métodos de recolección como la cuchara partida (split spoon), perforación con liner o cualquier otro que se proponga, siempre y cuando se presente en el plan la información técnica del procedimiento de muestreo con dicho método y de los equipos a utilizar.
- Se deberá identificar exactamente el tramo de muestra que fue recolectado y la profundidad, con relación al nivel del suelo, a la que se tomó la muestra.
- Se deben seguir los procedimientos y metodologías de muestreo y análisis de laboratorio consecuentes con las guías técnicas de la American Society for Testing and Materials - ASTM-D4700-15; ASTM-D4547-20; ASTM-D1452/D1452M-16; ASTM-D6282/D6282M-14, o aquella adecuada para el método de muestreo adoptado.
- Las muestras por tomar en suelo deben ser simples (material recolectado en un solo punto de muestreo) y nunca compuestas.
- Conforme el parágrafo del artículo 5 del Decreto 1600 de 1994, tanto la toma de muestra como el análisis de los parámetros deberán ser realizados por laboratorios que se encuentren acreditados para dicho fin por el IDEAM. De no contarse con los laboratorios acreditados en el país para los análisis de las muestras, se podrá subcontratarlos con laboratorios internacionales que deberán estar acreditados para tales fines por el organismo facultado en el país de origen.
- La cadena de custodia deberá ser diligenciada en su totalidad, debe contener la información de cada una de las muestras tomadas, incluyendo identificación de la muestra, fecha y hora de toma, matriz involucrada y análisis a ejecutar.
- Todos los muestreos se deberán identificar claramente en la cadena de custodia, indicando la profundidad a la cual fue tomada la muestra y el tramo de la columna que fue enviado a laboratorio.
- Se deben seguir adecuados protocolos de custodia de las muestras recolectadas, por tanto el manejo de las muestras debe ser enteramente realizado por el laboratorio ambiental que realice el muestreo, el cual debe estar acreditado por el IDEAM para esta actividad, es decir que desde la toma de muestras hasta la recepción de estas en el laboratorio ninguna otra compañía o empresa debe intervenir en la logística de envío y entrega de las muestras, en este sentido en la documentación del proceso de muestreo, envío y análisis de las muestras debe figurar este laboratorio (cadenas de custodia, guías de envío, entre otros).
- Se deben seguir los protocolos y criterios QA/QC en el desarrollo del muestreo y el análisis de las muestras tomadas con el fin de realizar control sobre el aseguramiento de la calidad de los procedimientos de muestreo y de los resultados de los análisis (Sin perjuicio de lo que cada proceso particular de muestreo y análisis requiera, la tabla siguiente muestra algunos de los requisitos de aseguramiento de calidad/control de calidad (QA/QC) aplicables).

Tabla 6. Requisitos de Aseguramiento de Calidad/Control de Calidad en muestreos y análisis

Muestra de Control	Frecuencia y cantidad	Indicador de Calidad	Objetivo de calidad
Blanco de Equipo	1 muestra por sitio de muestreo cuando se usa equipo lavable o reusable	Efectividad de los procesos de descontaminación de los equipos	Ningún analito asociado con el proceso de muestreo debe ser detectado
Duplicado de Carga	1 cada 20 muestras	Efectividad del proceso de muestreo	La Diferencia Porcentual Relativa (RPD) (diferencia entre el valor de la concentración medida en la muestra y el duplicado) debe ser menor al 20%
Muestra de Control (Laboratorio)	Dependiente del Procedimiento Estándar asociado con el método analítico o a procedimientos estandarizados del Laboratorio	Evaluación de las capacidades instrumentales del laboratorio	Cumplimiento del Porcentaje de Recuperación (R%) y la Diferencia Porcentual Relativa (RPD) asociada con el procedimiento estándar de cada método analítico
Estándar Interno	Dependiente del Procedimiento Estándar asociado con el método analítico o a procedimientos estandarizados del Laboratorio	Evaluación de los procesos de análisis de laboratorio	Cumplimiento del Porcentaje de Recuperación (R%) y la Diferencia Porcentual Relativa (RPD) asociada con el procedimiento estándar de cada método analítico
Efecto Matriz (MSM50)	1 cada 20 muestras	Evaluación de potenciales interferencias de matriz	Cumplimiento del Porcentaje de Recuperación (R%) y la Diferencia Porcentual Relativa (RPD) asociada con el procedimiento estándar de cada método analítico
Blanco de Método	Dependiente del Procedimiento Estándar asociado con el método analítico o a procedimientos estandarizados del Laboratorio	Evaluación de las condiciones de los instrumentos analíticos y del laboratorio	Ningún analito asociado con el proceso de muestreo debe ser detectado
Surrogate Spike	Dependiente del Procedimiento Estándar asociado con el método analítico o a procedimientos estandarizados del Laboratorio	Evaluación de la capacidad del instrumento analítico	Cumplimiento del Porcentaje de Recuperación (R%) y la Diferencia Porcentual Relativa (RPD) asociada con el procedimiento estándar de cada método analítico
Blanco de Viaje	1 cada 20 muestras	Evaluación de la integridad de las muestras durante transporte y almacenamiento	Ningún analito asociado con el proceso de muestreo debe ser detectado

- La totalidad del material sobrante de las labores de perforación e instalación de los pozos de monitoreo deberá ser manejado como residuo peligroso consecuente con lo estipulado en el Decreto 1076 de 2015 - Título 6 (antiguo Decreto 4741 de 2005), por ningún motivo se deberá realizar almacenamiento a cielo abierto de residuos peligrosos, ni facilitar las labores de contaminación cruzada como consecuencia del arrastre por escorrentía.
- El transporte del material afectado debe seguir los lineamientos establecidos en el Decreto 1079 de 2015 - Título 1/Capítulo 7 (Decreto 1609 de 2002), para lo cual es necesario disponer de empresas autorizadas que garanticen el traslado del residuo peligroso dando cumplimiento a la normatividad ambiental.
- Todo equipo (si no es exclusivo) deberá ser limpiado entre ubicaciones de muestreo, y antes de retirarse del sitio, consecuente con lo establecido en la guía técnica ASTM - D5088-15a.
- Los puntos donde se realicen los sondeos deben ser georreferenciados y sus coordenadas geográficas se deben presentar con base en el sistema MAGNA SIRGAS Datum Observatorio Astronómico Bogotá Latitud: 4° 40' 49.75" 00 N, Longitud 74° 08' 47.73" W, la altura del plano de proyección 2550 metros. Origen coordenadas planas cartesianas Norte: 109320.96, Este: 92334.88. NOTA: Si se calculan manualmente especificar el método de transformación de coordenadas y parámetros elipsoidales usados. Si se usa un programa o calculadora geográfica para transformar las coordenadas planas a geográficas anexar o especificar el método de transformación que utiliza el software y parámetros usados.

3-Muestreos de Agua Subterránea

Al igual que en el caso de muestreos de suelos, los muestreos de agua subterránea asociada a un sitio contaminado deben cumplir con una serie de requisitos mínimos para la obtención de la información necesaria de manera válida.

Para el caso del agua subterránea, el muestreo directo de las aguas requiere de la construcción previa de una estructura capaz de aislar el agua subterránea del suelo circundante; esta estructura se denomina pozo/piezómetro de monitoreo, el cual, a su vez, debe cumplir con

ciertas condiciones mínimas que deben ser implementadas durante su construcción/instalación. Adicionalmente, además del muestreo directo del acuífero, los pozos de monitoreo, durante su construcción e instalación, permiten la obtención de información hidrogeológica requerida para la realización de análisis dinámicos (posible transporte de contaminantes a través de un medio poroso) dentro de la masa de suelo/agua analizada.

- Construcción e instalación de Pozos de Monitoreo

Para la construcción de pozos de monitoreo de aguas subterráneas se deben tener en cuenta, como mínimo, los siguientes aspectos:

Al realizar la instalación de un pozo de monitoreo, se debe seguir el procedimiento indicado en la guía técnica ASTM D-5092/D-5092M-16:

- Los pozos de monitoreo deberán ser contruidos con tubería de polivinilo (PVC) y tener un diámetro mínimo entre 2.0 y 4.0 pulgadas (5-10 cm); de acuerdo con el procedimiento de purga y muestreo adoptado.
- La longitud y colocación del revestimiento perforado deberá ser seleccionado de modo que el nivel piezométrico esté por debajo de la parte superior del intervalo del revestimiento perforado y considerará las fluctuaciones en el nivel piezométrico, de manera tal, que se facilite la identificación de líquidos ligeros en fase no acuosa (LNAPL), si los hay.
- El tamaño de ranuras del revestimiento perforado, así como los paquetes de filtro, se deberán diseñar teniendo en cuenta la distribución de tamaños de grano de los materiales circundantes, de forma tal que no permita el colapso del pozo, pero sí la libre circulación de agua.
- Se deberán instalar filtros de grava redondeada de tamaño apropiado, adyacente al revestimiento perforado, en el espacio anular y a una altura de aproximadamente 0.75 m encima de la parte superior del revestimiento perforado.
- Encima del paquete de filtro se deberá instalar un sello de gránulos de bentonita de sodio, la cual deberá ser hidratada con agua potable.
- El resto del espacio anular debe ser rellenado con una lechada de cemento y bentonita instalada mediante el método de inyección por tubería a presión.
- Los pozos deben ser terminados, ya sea con tapas protectoras de acero encima del nivel del suelo o empotrado al nivel del suelo y poseer un tapón a presión para la boca de la tubería.
- Todo equipo (si no es exclusivo) deberá ser limpiado entre ubicaciones de muestreo, y antes de retirarse del sitio. El equipo de perforación y muestreo deberá ser limpiado en un área impermeable y previamente adecuada dentro del sitio sujeto de estudio, consecuente con lo establecido en la guía técnica ASTM D5088-20.
- Los excesos de suelo generados durante la perforación, el agua de la instalación, el agua purgada y los fluidos de limpieza serán almacenados, debidamente etiquetados y organizados en el sitio destinado para el almacenamiento temporal para una posterior caracterización y definición de disposición adecuada. Dicha actividad debe dar cumplimiento a lo dispuesto en el Decreto 1076 de 2015, Título 5. Todos los pozos deberán tener una profundidad total mínima de 1.5 m por debajo del nivel piezométrico local promedio observado.

Todos los pozos de monitoreo deberán ser nivelados y georreferenciados. La georreferenciación y nivelación del levantamiento topográfico del pozo debe contener como mínimo:

- Determinación de las coordenadas planas cartesianas del centro geométrico de la boca del pozo, amarradas a un vértice conocido, certificado por el IGAC. Datum Observatorio Astronómico de Bogotá, sistema MAGNA SIRGAS.
- El certificado del punto amarre obtenido del IGAC debe ser ajustado a cálculos del año 2001 o el más reciente y debe tener como máximo tres meses, a partir de la fecha de expedición por dicha entidad y debe presentarse sin ningún tipo de alteración por parte del sujeto responsable. En el caso en que se utilice la estación total activa y de continuo rastreo IGAC BOGA, no se requiere certificado, pero se solicita allegar una carta del IGAC donde informe que, en el momento de la captura de datos, esta se encontraba funcionando.
- Memoria de cálculo de las coordenadas: los campos mínimos son Delta, Punto, Angulo horizontal, Distancia horizontal azimuth, Norte y Este de cada uno de los detalles, estaciones y puntos auxiliares.
- Nivelación Geométrica al nivel de la placa de concreto que sirve de sello del pozo y en la cual se colocara la placa metálica materializada, esta debe estar amarrada a la cota del vértice obtenido del mapa de vértices del IGAC.
- Memoria de cálculo de la nivelación geométrica, con los campos: Punto, V(+), V(-), Altura instrumental y cota.
- Determinación de las coordenadas geográficas de la placa metálica topográfica del pozo con base en el sistema MAGNA SIRGAS Datum Observatorio Astronómico Bogotá Latitud: 4° 40' 49.75" 00 N, Longitud 74° 08' 47.73" W, la altura del plano de proyección 2550 metros. Origen coordenadas planas cartesianas Norte: 109320.96, Este: 92334.88.
- Si se calculan manualmente especificar el método de transformación de coordenadas y parámetros elipsoidales usados.
- Si se usa un programa o calculadora geográfica para transformar las coordenadas planas a geográficas anexar o especificar el método de transformación que utiliza el software y parámetros usados.
- Plano topográfico con una escala acorde con las coordenadas determinadas donde se visualice el punto de amarre IGAC, los detalles, vértices auxiliares y la placa topográfica del punto de extracción de agua subterránea.
- Materialización de las Coordenadas mediante una placa metálica ubicada en una zona lo más cerca posible a la tubería de producción, la cual sea inamovible y se pueda visualizar fácilmente los datos allí consignados, estos son: código del pozo, coordenadas Norte y Este de la tubería y la altura de la placa metálica.

Si el levantamiento se realiza con Estación GPS:

- Especificaciones genéricas del equipo usado para la recopilación de los datos en campo y del software utilizado en el post-procesamiento.
- Equipo usado de precisión submétrica en tiempo real.
- Rinex de Base y de Rover, el tiempo de rastreo debe estar acorde con la distancia base del rover, tener en cuenta la siguiente ecuación para el cálculo del tiempo mínimo de rastreo: $25' + (5' \text{ por Km})$.
- Memorias de post-procesamiento y coordenadas halladas en medio digital.

- A partir de la información recuperada durante la construcción e instalación de los pozos de monitoreo; se deberá determinar la dirección de flujo, con el fin de contar con información que permita delimitar la pluma contaminación aguas abajo del área de estudio, (y su potencial extensión fuera del (los) predio(s) donde se lleva a cabo el estudio). Debe contar con información específica del área de estudio y su zona de influencia, en cuanto a propiedades hidráulicas de las unidades acuíferas presentes. El modelo debe contener mínimo los siguientes aspectos:
 - Soportes de métodos de perforación de cada uno de los sondeos y de los pozos de monitoreo instalados.
 - Diseño detallado de cada uno de los pozos de monitoreo instalados, además de la descripción litológica de toda la columna de suelo, la cual debe estar soportada con los datos tomados durante la perforación y datos analíticos (resultados de laboratorio de suelos que determine el tipo y características de los materiales) que sustenten la información recopilada en campo.
 - Deberá realizar pruebas slug en cada uno de pozos de monitoreo instalados siguiendo la guía técnica ASTM D4044/D4044M-15; de igual forma se deberá analizar los datos y calcular las propiedades hidráulicas del nivel captado.
 - Se debe desarrollar en la totalidad de los pozos de monitoreo las mediciones de profundidad del agua subterránea y, si es el caso, de producto en fase libre. Esta actividad se deberá desarrollar una vez por semana durante un mes (Esta condición puede ser sujeto de modificación por parte de la SDA, de acuerdo con características particulares que se puedan determinar en campo del caso bajo estudio). Estas actividades de medición deberán estar contempladas en el cronograma general o plan de trabajo.
 - Se debe determinar la dirección del flujo del agua subterránea, representado a través de un plano, estableciendo datos y metodologías utilizadas para su definición.
 - Se debe hacer un recuento de todos los métodos directos e indirectos utilizados para el levantamiento de la información primaria, además de suministrar todos los datos obtenidos y utilizados dentro de los análisis de información y procesamiento de datos.

Muestras de agua subterránea

Cuando se realice una campaña de monitoreo de aguas subterráneas, esta se debe llevar a cabo en la totalidad de los pozos/piezómetros de monitoreo instalados en el área objeto de estudio, para lo cual se debe tener en cuenta el siguiente procedimiento:

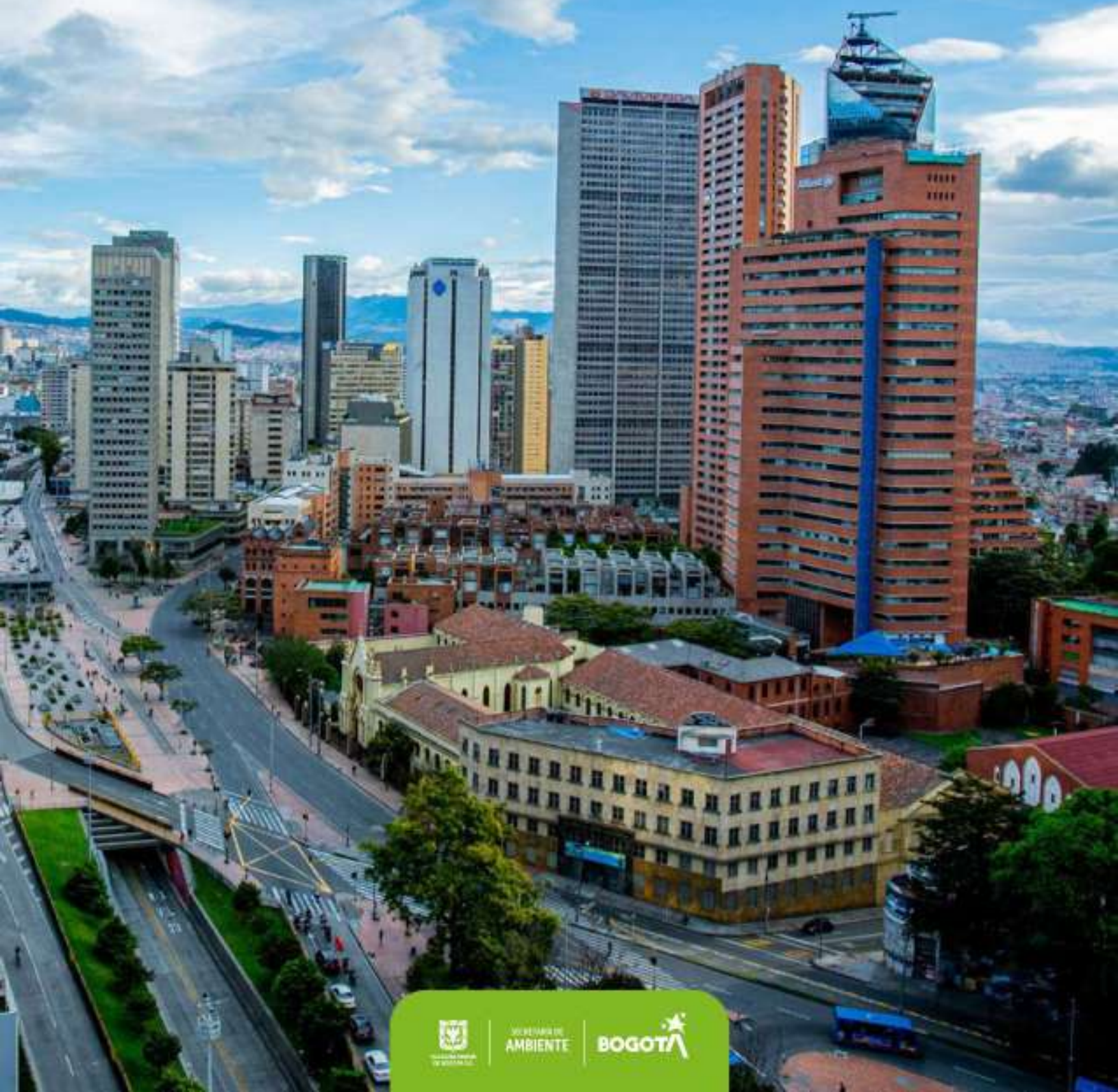
- Pasadas 12 horas a partir de la finalización de los procedimientos de instalación de los pozos de monitoreo, éstos se deben purgar, con el fin de remover los sedimentos presentes y mejorar la comunicación hidráulica con el acuífero. El procedimiento de purga se debe realizar de acuerdo con lo estipulado dentro de la guía técnica ASTM D6452-99. Los procedimientos de toma de muestras de agua subterránea deberán realizarse 72 horas después de finalizadas las actividades de purga.
- El muestreo debe realizarse utilizando técnicas y/o equipos que conlleven a disminuir de manera efectiva la volatilización de sustancias, siguiendo los procedimientos y metodologías de muestreo y análisis de laboratorio consecuentes con las guías técnicas de la American Society for Testing and Materials -ASTM-D6634/D6634M-14; ASTM-D6771-21; ASTM-D7069-04; ASTM-D5903, o aquella adecuada para el método de muestreo adoptado.

- Los parámetros in situ deberán medirse utilizando una sonda multiparámetro que permita la lectura simultánea de cada uno de estos parámetros; el equipo de medición deberá contar con certificado de calibración vigente expedido por una empresa acreditada por la ONAC.
- Los pozos de monitoreo deberán ser purgados y muestreados usando equipo exclusivo, las aguas del purgado y de la descontaminación se deberán colocar en contenedores de 55 galones (220 l) y etiquetar para su gestión como materiales peligrosos; de acuerdo con los lineamientos técnicos requeridos en el Decreto 1076 de 2015 – Título 6 (Decreto 4741 de 2005).
- La cadena de custodia deberá ser diligenciada en su totalidad, debe contener la información de cada una de las muestras tomadas, incluyendo identificación de la muestra, fecha y hora de toma, matriz involucrada y análisis a ejecutar.
- Todos los muestreos se deberán identificar claramente en la cadena de custodia, indicando la profundidad del nivel freático en el momento que fue tomada la muestra.
- Se deben seguir adecuados protocolos de custodia de las muestras recolectadas, por tanto el manejo de las muestras debe ser enteramente realizado por el laboratorio ambiental que realice el muestreo, el cual debe estar acreditado por el IDEAM para esta actividad; es decir, que desde la toma de muestras hasta la recepción de estas en el laboratorio, ninguna otra compañía o empresa debe intervenir en la logística de envío y entrega de las muestras, en este sentido, se debe consignar dentro de la documentación del proceso de muestreo, envío y análisis de las muestras el nombre del Laboratorio a cargo de estas actividades (cadenas de custodia, guías de envío, entre otros).
- Se deben seguir los protocolos y criterios QA/QC en el desarrollo del muestreo y el análisis de las muestras tomadas con el fin de realizar control sobre el aseguramiento de la calidad de los procedimientos de muestreo y de los resultados de los análisis.

BIBLIOGRAFÍA

- Advanced Geosciences Inc. (2017). Schlumberger Array: Electrical Resistivity Methods, Part 2.
- ASTM. (2022). ASTM E1527-21 Standard Practice for Environmental Site Assessments: Phase I Environmental Site Assessment Process. In ASTM Standards: Vol. E 1527-21 (pp. 1–47). ASTM. <https://doi.org/10.1520/E1527-13.2>
- Burrough, P. A. Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment. New York: Oxford University Press. 1986.
- Bouwer, H., & Rice, R. C. (1976). A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. Water Resources Research, 12(3), 423. <https://doi.org/10.1029/WR012i003p00423>
- Environment Yukon. (2018). PROTOCOL FOR THE CONTAMINATED SITES REGULATION UNDER THE ENVIRONMENT ACT PROTOCOL NO. 3: Soil Sampling Procedures at Contaminated Sites (Rev 05). Environment Yukon, Canada.
- Gilbert, R. O. (1987). Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. Van Nostrand Reinhold Company Inc.
- Heine, G. W. "A Controlled Study of Some Two-Dimensional Interpolation Methods". COGS Computer Contributions 3 (no. 2): 60–72. 1986.
- Hoover, D. B., Klein, D. P., & Campbell, D. C. (1995). GEOPHYSICAL METHODS IN EXPLORATION AND MINERAL ENVIRONMENTAL INVESTIGATIONS (pp. 19–27). USGS. <https://pubs.usgs.gov/of/1995/ofr-95-0831/CHAP3.pdf>
- LaGrega, M. D., Buckingham, P. L., & Evans, J. C. (eds.). (1994). Hazardous waste management (2nd ed.).
- Hightstown, NJ (United States); McGraw-Hill, Inc. <http://www.osti.gov/scitech/biblio/6702674>
- Mari, L. (2020). An introduction to soil resistivity. EEPower. <https://eepower.com/technical-articles/an-introduction-to-soil-resistivity/#>
- McBratney, A. B. y R. Webster. "Choosing Functions for Semi-variograms of Soil Properties and Fitting Them to Sampling Estimates". Journal of Soil Science 37: 617–639. 1986.
- New South Wales Environment Protection Authority. (2020). Sampling design application. NSW Environment Protection Authority.
- Oliver, M. A. "Kriging: A Method of Interpolation for Geographical Information Systems". International Journal of Geographic Information Systems 4: 313–332. 1990.
- Press, W. H., S. A. Teukolsky, W. T. Vetterling y B. P. Flannery. Numerical Recipes in C: The Art of Scientific Computing. New York: Cambridge University Press. 1988.
- Royle, A. G., F. L. Clausen y P. Frederiksen. "Practical Universal Kriging and Automatic Contouring". Geoprosesamiento 1: 377–394. 1981.
- USEPA. (2016). Seismic Methods. Environmental Geophysics.
- USEPA, & Boulding, J. R. (1991). Description and Sampling of Contaminated Soils. In Description and Sampling of Contaminated Soils (Descriptio). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315140926>
- Varios Autores. (2013). 7. Ensaios In Situ. In GEOLOGIA DE ENGENHARIA (pp. 7.1-7.17). Universidade do Porto. Wentworth, C. K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. The Journal of Geology, 30(5), 377–392. <https://www.jstor.org/stable/30063207>
- Yang, S.-Y., & Yeh, H.-D. (2004). A simple approach using Bouwer and Rice's method for slug test data analysis. Ground Water, 42(5), 781–784. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2004.tb02732.x>

2023
Secretaría Distrital de Ambiente



SECRETARÍA DE
AMBIENTE

